

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA
“ANTONIO NARRO”**

DIVISIÓN DE INGENIERÍA

DEPARTAMENTO DE CIENCIAS DEL SUELO



Fitorremediación de un Suelo Contaminado con Plomo por Actividad Industrial

Por:

RUBEN SIERRA VILLAGRANA

TESIS

Presentada como Requisito Parcial para la
Obtención del Título de:

INGENIERO AGRÍCOLA Y AMBIENTAL

Buenavista, Saltillo, Coahuila, México.

Diciembre de 2006

ÍNDICE DE CONTENIDOS

	Pag.
DEDICATORIAS.....	I
AGRADECIMIENTOS.....	II
ÍNDICE DE CUADROS.....	IV
ÍNDICE DE FIGURAS.....	IV
INTRODUCCIÓN.....	1
Objetivo e Hipótesis.....	2
REVISIÓN DE LITERATURA.....	3
Antecedentes.....	3
Metales Pesados en el Ambiente.....	4
Efecto de los Metales Pesados en el Suelo.....	5
Movilización de Metales Pesados en el Suelo.....	6
Plomo (Pb).....	8
Fuentes de Contaminación de Pb en México.....	8
Problema de Pb en Torreón Coahuila.....	9
Efecto del Pb en la Salud.....	10
Plomo en el Medio Ambiente.....	11
Fitorremediación.....	13
Fitoextracción.....	15
Plantas Hiperacumuladoras de Metales Pesados.....	16
Investigaciones sobre la Fitorremediación.....	17
Suelos Salinos.....	18
Factores que Contribuyen a la Formación del Suelo Salino.....	19
Fuentes de Sales Solubles.....	20
Efecto de las Sales Sobre los Suelos.....	21
Efecto de las Sales sobre las Plantas.....	22
Suelos Sódicos.....	23
Suelos Salinos-Sódicos.....	25
Acumulación de Sodio Intercambiable en los Suelos.....	26
MATERIALESY METODOS.....	27
Características Generales.....	27
Materiales.....	28
Suelo.....	28

Acondicionadores.....	28
Planta	28
Metodología.....	29
Procedimiento del Experimento.....	30
Riegos.....	30
Fertilización.....	30
Control de Enfermedades.....	30
Descripción de los Tratamientos.....	31
Variables Evaluadas.....	31
Salinidad.....	31
Acumulación de Pb en Tejido.....	32
Porcentaje de Sodio Intercambiable.....	32
Pb en Suelo.....	32
RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	33
Salinidad del suelo.....	33
Fitoextracción de Pb por el Tejido Vegetal del Rye grass.....	35
Contenido de Pb en Suelo Antes y Después de la Fitoextracción.....	37
Conclusiones.....	39
Recomendaciones.....	40
Literatura Citada.....	41
Anexos.....	48

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Límites máximos permisibles de diferentes contaminantes en el suelo.....	11
Cuadro 2. Número de plantas hiperacumuladoras de metales pesados en el mundo.....	44
Cuadro 3. Características físicas y químicas del suelo utilizado.....	29
Cuadro 4. Distribución de los tratamientos.....	31
Cuadro 5 Características químicas medidas a un suelo contaminado con plomo, de origen industrial.....	34
Cuadro 6. Fitoextracción total de plomo por el pasto Rye grass en un suelo contaminado de origen industrial.....	36
Cuadro 7. Contenido total de Pb (mg/kg) en el suelo contaminado de origen industrial antes y después de la fitoextracción.....	37

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Esquema general de la descontaminación de iones metálicos en un proceso natural de fitorremediación.....	15
Figura 2. Mapa de localización del sitio experimental.....	27
Figura 3. Fitoextracción total de Pb por el Rye grass en un suelo contaminado, de origen industrial.....	36
Figura No. 4. Contenido de Pb en el suelo contaminado antes y después de la fitoextracción.....	38

INTRODUCCION

El desarrollo de actividades industriales, ha contribuido cada vez más a la generación de residuos con elementos potencialmente tóxicos que en concentraciones altas pueden tener efectos nocivos a la salud de la población y afectaciones al equilibrio ecológico y el ambiente. Uno de los problemas más señalados por la sociedad a nivel mundial que ocupa un lugar prominente, es la progresiva degradación de los recursos naturales causada por la gran diversidad de contaminantes tóxicos orgánicos e inorgánicos, tanto en la atmósfera, agua, suelo y subsuelo, procedentes de diversas actividades naturales y antropogénicas generando un irremediable deterioro en el ambiente.

Actualmente existen estudios tendientes a resolver la contaminación originada por metales pesados en suelos, mediante estrategias basadas en el uso de plantas que tienen la propiedad de acumular metales pesados; proceso denominado “fitorremediación” que consiste en la remoción, transferencia, estabilización y/o degradación y neutralización de compuestos orgánicos, inorgánicos y radioactivos que resultan tóxicos en suelos y agua.

Esta novedosa tecnología tiene como objetivo degradar y/o asimilar, los metales pesados, presentes en el suelo, lo cual tiene muchas ventajas con respecto a los métodos convencionales de tratamientos de lugares contaminados; en primer lugar es una tecnología económica, de bajo costo, en segundo lugar posee un impacto regenerativo en lugares en donde se aplica y en tercer lugar su capacidad extractiva se mantiene debido al crecimiento vegetal (Harvey *et al.*, 2002).

La fitorremediación no es un remedio para todos los suelos contaminados, antes de que esta tecnología pueda volverse técnicamente eficiente y económicamente viable, hay algunas limitaciones que necesitan ser superadas como por ejemplo, sus mecanismos tanto moleculares, bioquímicos y fisiológicos los cuales son pocos conocidos e insuficientemente entendidos, sin embargo, a pesar de esto un gran número de plantas hiperacumuladoras todavía pueden descubrirse e identificarse (Freitas *et al.*, 2004).

OBJETIVO

Determinar la capacidad del Rye grass en la fitorremediación de un suelo contaminado con plomo, por actividad industrial.

HIPÓTESIS

El pasto Rye grass tiene capacidad de fitorremediar un suelo contaminado con plomo, por actividad industrial.

REVISIÓN DE LITERATURA

Antecedentes

A través de la historia y especialmente desde la Revolución Industrial, los hombres han producido contaminantes muy peligrosos, los cuales han sido gradualmente depositados en el ambiente. (Granadillo, 1993), expresó que los altos niveles de metales tóxicos no biodegradables, encontrados en sectores urbanos, son el resultado de una actividad antropogénica indiscriminada. En la Antigüedad, el plomo era común y probablemente fue usado primero con propósitos cosméticos y para hacer adornos (Aitcheson, 1960).

La toxicidad del plomo fue conocida por los antiguos egipcios quienes lo usaron como veneno con propósitos homicidas. No solamente los romanos y egipcios usaron el plomo sino que también lo hicieron los antiguos griegos. Geólogos franceses han descubierto que la nieve que cayó durante el tiempo de la dominación griega, contenía una inesperada alta concentración de plomo. El monto de plomo precipitado de la atmósfera entre el año 500 A.C. y el 300 D.C. representó un 15% de la contaminación causada en este siglo por la gasolina. Hay evidencias de su uso en China y en México pre-colombino. (Emsley, 1994).

En Tiempos más Recientes, el desarrollo de procesos industriales usando plomo ha sido extraordinario y, a pesar de las evidencias de envenenamientos, todavía está siendo usado en el ámbito mundial. El uso del plomo se ha incrementado considerablemente en este siglo y continúa haciéndolo. Es importante valorar el efecto que esta desproporcionada movilización del metal está teniendo en sus niveles ambientales. A pesar de las medidas tomadas para evitar o controlar la polución con plomo, los seres humanos siempre han estado expuestos al plomo, pero los records de envenenamiento se han incrementado sustancialmente en décadas recientes como un producto de la industrialización. En consecuencia, hay la necesidad de reducir significativamente el contaminante del ambiente y controlar la exposición de los seres humanos a su toxicidad. La contaminación del ambiente es perversa en las sociedades industrializadas (Aranguren, 1999).

Metales Pesados en el Ambiente

Los metales pesados contribuyen fuertemente a la contaminación ambiental, la cantidad de metales disponibles en el suelo esta en función del pH, el contenido de arcillas, contenido de materia orgánica, la capacidad de intercambio catiónico y otras propiedades que las hacen únicas en términos de manejo de la contaminación (Sauve *et al.*, 2000). Además son definidos como elementos con propiedades metálicas (conductibilidad, ductilidad, etc.), número atómico mayor de 20, y cuya densidad es mayor a los 5 g cm³. Se consideran metales pesados el plomo cadmio, cromo, mercurio, zinc, cobre, plata y arsénico, constituyen un grupo de gran importancia, ya que algunos son esenciales para las células, pero en altas concentraciones pueden resultar tóxicos para los seres vivos, tales como humanos, organismos del suelo, plantas y animales (Spain *et al.*, 2003).

Estos contaminantes pueden alcanzar niveles de concentración que provocan efectos negativos en las propiedades físicas, químicas y biológicas como: reducción del contenido de materia orgánica, disminución de nutrimentos, variación del pH generando suelos ácidos, amplias fluctuaciones en la temperatura, efectos adversos en el número, diversidad y actividad en los microorganismos de la rizósfera, dificultan el crecimiento de una cubierta vegetal protectora favoreciendo la aridez, erosión del suelo, y la dispersión de los contaminantes hacia zonas y acuíferos adyacentes y como consecuencia aumenta la vulnerabilidad de la planta al ataque por insectos, plagas y enfermedades, afectando su desarrollo (Zhang *et al.*, 2000).

Las principales fuentes de metales pesados son actividades naturales, como desgastes de cerros, volcanes, que constituyen una fuente relevante de los metales pesados en el suelo, así como también actividades antropogénicas como la industria minera que está catalogada como una de las actividades industriales más generadora de metales pesados. En el suelo, los metales pesados, están presentes como iones libres, compuestos metálicos solubles, compuestos insolubles como óxidos, carbonatos e hidróxidos, (Pineda, 2004).

Dentro de los metales pesados hay dos grupos; oligoelementos o micronutrientes: son los requeridos en pequeñas cantidades o cantidades traza por plantas y animales y son necesarios para que los organismos completen su ciclo vital. Pasado cierto umbral se vuelven tóxicos.

Como el As, B, Co, Cr, Cu, Mo, Mn, Ni, Fe, Se y Zn y metales pesados sin función biológica conocida, cuya presencia en determinadas cantidades en seres vivos lleva apareja disfunciones en el funcionamiento de sus organismos. Resultan altamente tóxicos y presentan la propiedad de acumularse en los organismos vivos, el Cd, Hg, Pb, Sb, Bi, Sn, Tl (García y Dorronsoro, 2005).

Efecto de los Metales Pesados en el Suelo

Cuando el contenido de metales pesados en el suelo alcanzan niveles que rebasan los límites máximos permitidos causan efectos inmediatos como inhibición del crecimiento normal y el desarrollo de las plantas, y un disturbio funcional en otros componentes del ambiente así como la disminución de las poblaciones microbianas del suelo, el término que se usa o se emplea es “polución de suelos” (Martín, 2000).

En el suelo, los metales pesados están presentes como iones libres, compuestos metálicos solubles, compuestos insolubles como óxidos, carbonatos e hidróxidos. Su acción directa sobre los seres vivos ocurre a través del bloqueo de las actividades biológicas, es decir, la inactivación enzimática por la formación de enlaces entre el metal y los grupos –SH (sulfhidrilos) de las proteínas, causando daños irreversibles en los diferentes organismos. La contaminación en suelos por metales pesados ocurre cuando estos son irrigados con aguas procedentes de desechos de minas, aguas residuales contaminadas de parques industriales y municipales y filtraciones de presas de jales (Wang *et al.*, 1992).

El pH es un factor esencial, para que la mayoría de los metales tiendan a estar más disponibles en un pH ácido, excepto As, Mo, Se y Cr, los cuales tienden a estar más disponibles a pH alcalino es una variable importante para definir la movilidad del catión, debido a que en medios con pH moderadamente alto se produce la precipitación como hidróxidos. En medios muy alcalinos, pueden nuevamente pasar a la solución como hidroxicomplejos. La adsorción de los metales pesados está fuertemente condicionada por el pH del suelo y por tanto, también su biodisponibilidad de sus compuestos (Alloway, 1995).

La materia orgánica puede adsorber tan fuertemente a algunos metales, como es el Cu, que pueden quedar en forma no disponible por las plantas, motivo por el cual, algunas plantas crecidas en suelos ricos en materia orgánica, presentan carencia de elementos como el Cu, Pb y Zn, eso no significa que los suelos no estén contaminados ya que las poblaciones microbianas se reducen notablemente. La textura favorece la entrada e infiltración de la contaminación de metales pesados en el suelo, por ejemplo la arcilla tiende a adsorber a los metales pesados, que quedan retenidos en sus posiciones de cambio, por el contrario los suelos arenosos carecen de capacidad de fijación de los metales pesados, los cuales pasan rápidamente al subsuelo y pueden contaminar los niveles freáticos (Pineda, 2004).

Movilización de Metales Pesados en el Suelo

La contaminación del suelo por metales pesados está fundamentalmente relacionada con diferentes tipos de actividades humanas. Una vez en el suelo, éstos pueden quedar retenidos en el mismo pero también pueden ser movilizados en la solución del suelo mediante diferentes mecanismos biológicos y químicos (Pagnanelli *et al.*, 2004). Los metales pesados adicionados a los suelos se redistribuyen y reparten lentamente entre los componentes de la fase sólida. Dicha redistribución se caracteriza por una rápida retención inicial y posteriores reacciones lentas, dependiendo de las especies del metal, propiedades del suelo, nivel de introducción y tiempo (Han *et al.*, 2003).

La movilidad relativa de los elementos traza en suelos es de suma importancia en cuanto a su disponibilidad y su potencial para lixiviarse de los perfiles del suelo al agua subterránea y difiere de si su origen es natural o antrópico y, dentro de este último, al tipo de fuente antrópica (Burt *et al.*, 2003).

Los factores que influyen en la movilización de metales pesados en el suelo son: Características del suelo: pH, potencial redox, composición iónica de la solución del suelo, capacidad de cambio, presencia de carbonatos, materia orgánica, textura; naturaleza de la contaminación: origen de los metales y forma de deposición y condiciones medioambientales: acidificación, cambios en las condiciones redox, variación de temperatura y humedad (Sauquillo *et al.*, 2003).

En general, los metales pesados incorporados al suelo pueden seguir cuatro diferentes vías: quedan retenidos en el suelo, ya sea disueltos en la fase acuosa del suelo, ocupando sitios de intercambio o específicamente adsorbidos sobre constituyentes inorgánicos del suelo, asociados con la materia orgánica del suelo y/o precipitados como sólidos puros o mixtos; pueden ser absorbidos por las plantas y así incorporarse a las cadenas tróficas; pasan a la atmósfera por volatilización y se movilizan a las aguas superficiales o subterráneas (García y Dorronsoro, 2005).

Para elucidar el comportamiento de los metales pesados en los suelos y prevenir riesgos tóxicos potenciales se requiere la evaluación de la disponibilidad y movilidad de los mismos (Banat *et al.*, 2005). La toxicidad de los metales depende no sólo de su concentración, sino también de su movilidad y reactividad con otros componentes del ecosistema (Abollino *et al.*, 2002).

Plomo (Pb)

Se ubica en el grupo IVA (metales) en la tabla periódica. El Pb es un metal gris azulado que se presenta en forma natural y en pequeñas cantidades (0.002%) en la corteza terrestre. Este elemento, es generalmente obtenido de la galena (PbS), la anglesita (PbSO₄) y la curocita (PbCO₃). El Pb es tóxico para el sistema nervioso y se asocia con la depresión de muchas funciones endócrinas, aunque no hay evidencia de efectos teratogénicos o carcinogénicos. El uso más amplio del Pb elemental es para la fabricación de acumuladores; también es usado para la fabricación de tetra-etilo de plomo, pinturas, cerámicas, forros para cables, elementos de construcción, vidrios especiales, pigmentos, soldadura suave y municiones (ATSDR, 2005).

El Pb, en el suelo, se encuentra principalmente en forma de Pb²⁺, también es conocido su estado de oxidación +4. Algunos de los compuestos insolubles son Pb (OH)₂, PbCO₃, PbS, PbSO₄. La velocidad de oxidación depende de factores como la humedad, la temperatura, el pH, el potencial redox, la cantidad de materia orgánica o la roturación de los suelos (Guitart, 2005).

Fuentes de Contaminación de Pb en México

Este elemento es una de las bases de la civilización tecnológica, ya que infinidad de industrias lo utilizan como materia prima o como componente básico de sus productos. Su intenso uso se debe a una serie de propiedades que lo hacen poco menos que imprescindible en algún tipo de industrias. Entre estas propiedades las más importantes son: densidad elevada, punto de fusión bajo, inercia química entre los ácidos, ductilidad, muchas de sus sales son corrosivas y algunas de sus sales son fuertemente tóxicas. La contaminación natural por plomo es pequeña. La contaminación artificial, es decir aquella procedente de la actividad humana es grande. Dos son las principales fuentes: emisiones industriales (fundiciones de hierro, zinc, cobre, y plomo; fabricas de pinturas, cerámicas, cristalería, pólvoras y explosivos; combustión del carbón etc.) y emisiones producidas por los vehículos.

Actualmente se esta restringiendo el contenido de plomo de las gasolinas, para reducir así las emisiones a la atmósfera (Seoáñez, 1999).

La industria minera, es otra fuente importante de contaminación, en México ha generado por décadas una gran cantidad de desechos y sitios contaminados a lo largo de todo el país. 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 As, Se, Pb, Cd y óxidos de S, entre otros. Asimismo, el material subterráneo puede generar volúmenes de residuos hasta ocho veces superiores al original (Volke *et al.*, 2005).

Problema del Pb en Torreón Coahuila

En la región lagunera de México se ha detectado y reportado una alta contaminación de plomo en el suelo y aire, la presencia de metales pesados y particularmente plomo genera un grave problema y representa un gran riesgo dado que las condiciones ambientales de la región propician suelos secos y fuertes vientos que generan tolvaneras, las cuales dispersan el suelo y sus contaminantes en toda la región, provocando riesgos de salud en la población humana. El problema en la ciudad de Torreón Coahuila es provocado por el plomo, el cadmio y el arsénico, tres elementos altamente dañinos para los humanos. Sin embargo, los estudios, las denuncias y ahora las acciones que se han realizado en torno a este problema tienen como actor principal al plomo. Esto no significa que el plomo sea el más tóxico de los tres elementos –de hecho ocurre lo contrario- sino a que de los tres es el que ha sido utilizado por la humanidad más ampliamente y por ende es el que causa más problemas y más preocupación en todo el mundo. El envenenamiento por metales pesados se debe al funcionamiento de la cuarta fundidora más importante del mundo, propiedad de la compañía Peñoles, situada en el centro de la ciudad de Torreón. En otros lugares puede presentarse la contaminación por plomo pero las fuentes emisoras pueden ser distintas (Valdés, 1999).

Además de las emisiones, hay un problema muy grave con las escorias de los procesos de esta planta; desde el inicio de sus actividades éstas se han ido acumulando en un montículo conocido localmente como “el cerro negro”. Dicha empresa es la responsable de emitir altos índices de agentes contaminantes y que a la fecha sigue generando elevados niveles de plomo y cadmio entre otros contaminantes dañinos para el medio ambiente y para la salud de adultos y menores, como parte de los procesos industriales y metalúrgicos que en esa empresa se desarrollan. Por lo anterior, es necesario que la intoxicación que se hace patente en el Municipio de Torreón es grave provocando, en menores graves e irreversibles daños a su sistema nervioso central y periférico, pues se sabe que el plomo como principal causa de intoxicación en Torreón se absorbe por ingestión o por inhalación, este, al contacto con la sangre y niveles altos de plomo se puede provocar encefalopatía e incluso la muerte. Los valores aceptables de plomo en la sangre, aire y suelo son elevados y sobrepasan los valores permisibles en normas internacionales. Estas son tan solo algunas de las graves consecuencias que se generan por las altas emisiones de contaminantes en el municipio de Torreón, por lo que nuestra preocupación es eminente frente a los irreversibles daños ambientales (Cervantes, 2000).

Efecto del Plomo en la Salud

El plomo es un elemento que no cumple ninguna función vital en el organismo humano y que resulta tóxico incluso en pequeñas dosis. Puede afectar a casi todos los órganos y sistemas en el cuerpo. El más sensible es el sistema nervioso, tanto en niños como en adultos. Los efectos del plomo en la salud de los niños pueden incluir problemas de comportamiento y de aprendizaje (hiperactividad), crecimiento atrasado, problemas auditivos, dolores de cabeza y daño al cerebro y al sistema nervioso central. Los adultos expuestos al plomo pueden sufrir de problemas reproductivos, presión sanguínea alta, trastornos digestivos, dolor en los músculos y en las coyunturas, problemas de memoria y de concentración y trastornos nerviosos (Matte, 2003).

El plomo se fija a las enzimas y altera la estructura y función de muchas proteínas, interfiriendo así con la acción y la finalidad de muchos tipos diferentes de células del cuerpo. Estos cambios pueden ocasionar daños permanentes a los órganos en crecimiento y en desarrollo, en especial al sistema neurológico de los niños, y es muy difícil revertir los efectos. Penetra en el cuerpo no sólo por vía oral, sino también por las vías respiratorias. Los niños que viven cerca de una fundición de plomo o una planta manufacturera de baterías para vehículos corren el gran riesgo de quedar expuestos a la toxicidad de ese elemento (Buka, 2001).

Plomo en el Medio Ambiente

Desde hace algunas décadas la importancia del plomo como contaminante ecotoxicológico ha sido bien conocida. Así, el impacto de los metales pesados de origen antropogénico en el medio ambiente, ha sido objeto de estudio en varias investigaciones. El plomo (Pb) se considera un contaminante ecotoxicológico ya que su uso provoca contaminación ambiental y exposición en humanos. La principal vía de biodisponibilidad son el suelo y el polvo, donde se concentra y por medio del cual ingresa a los organismos. El manejo inadecuado de materiales con plomo ha sido causante de numerosos problemas ambientales en todo el mundo; sin embargo, no todo el plomo del suelo presenta el mismo grado de movilidad o biodisponibilidad. La distribución química del plomo en el suelo depende del pH, de la mineralogía, textura, materia orgánica así como de la naturaleza de los compuestos de plomo contaminantes. El suelo es uno de los mayores reservorios en los cuales se acumula la contaminación ambiental (Alloway, 1995).

Más del 90% de la contaminación ambiental producida es retenida en las partículas de suelo y cerca del 9% es interceptada en los sedimentos acuáticos. Particularmente, la contaminación de un suelo contaminado con Pb es de preocupación ya que éste presentan un alto tiempo de residencia en el suelo, estableciéndose un equilibrio dinámico con la hidrosfera, atmósfera y biosfera y de esta forma alterando el ecosistema, incluyendo al ser humano (Huang, 1999).

En virtud de que los elementos contaminantes pueden estar presentes en el suelo de manera natural y en ocasiones en concentraciones tales que pueden representar un riesgo para la salud de la población humana o de los ecosistemas, es importante establecer criterios para determinar la contaminación antropogénica en suelos y en su caso las concentraciones de remediación. Existen límites máximos permisibles para suelos contaminados por arsénico, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plomo, selenio, talio y/o vanadio. Cuando al menos una de las concentraciones de estos elementos se encuentre por arriba de los límites máximos permitidos es necesario implementar acciones de remediación (Cuadro 1).

Cuadro 1. Límites máximos permisibles de diferentes contaminantes en el suelo.

Contaminante	Uso agrícola/residencial (mg/kg)	Uso industrial (mg/kg)
Arsénico	22	260
Berilio	150	1900
Cadmio	37	450
Cromo Hexavalente	280	510
Mercurio	23	310
Níquel	1600	20000
Plomo	400	750
Selenio	390	5100
Talio	5.2	67
Vanadio	550	7200

PROY-NOM-147 SEMARNAT/SSA1-2004.

Fitorremediación

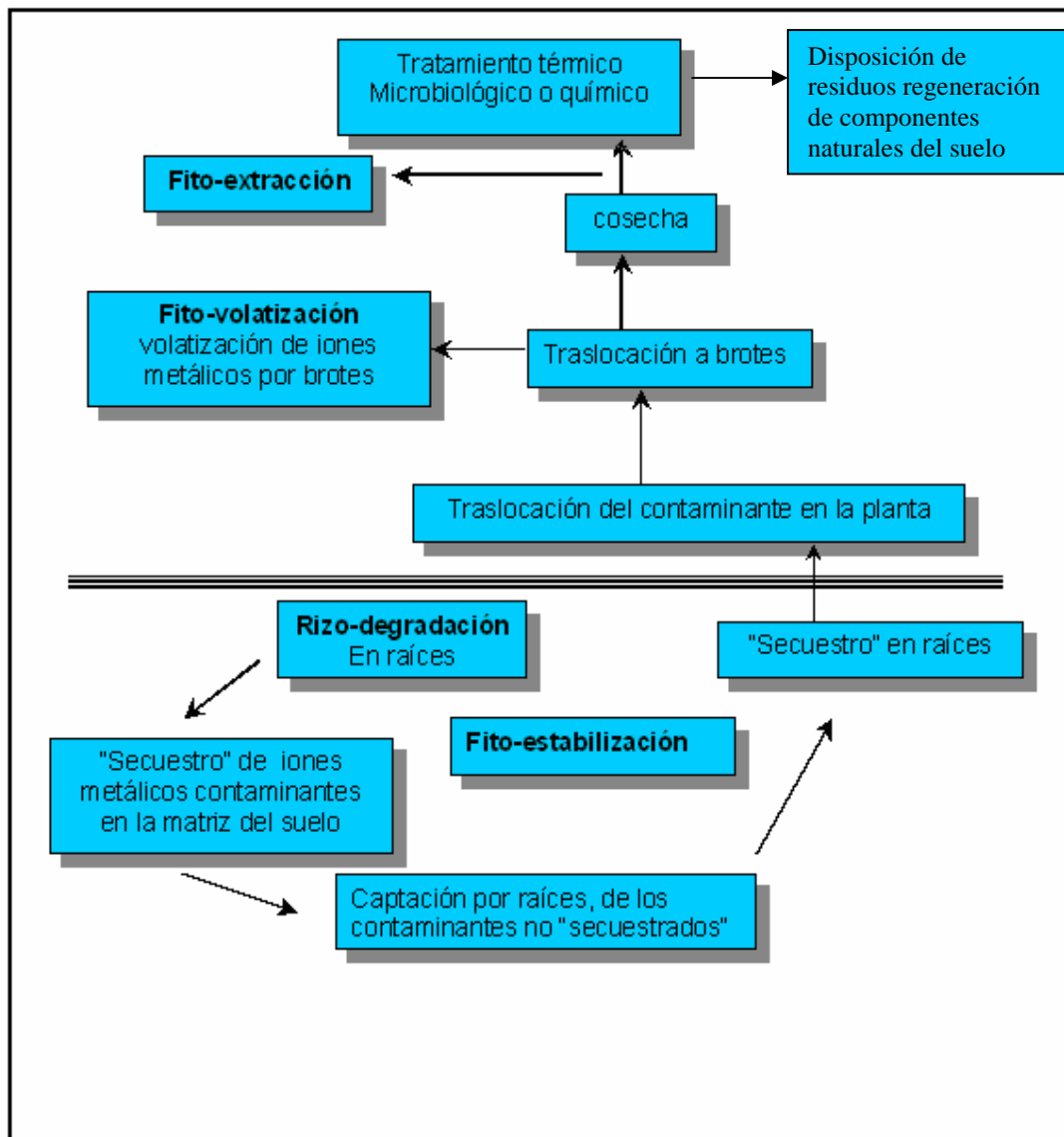
El concepto de usar plantas para limpiar suelos contaminados no es nuevo, desde hace 300 años las plantas fueron propuestas para el uso en el tratamiento de aguas residuales. En Rusia en los años sesentas se realizaron investigaciones utilizando plantas para recuperar suelos contaminados con radionucleótidos. Existen reportes sobre el empleo de plantas acuáticas en aguas contaminadas con plomo, cobre, cadmio, hierro y mercurio. La remediación de la acumulación de metales pesados en suelos utilizando plantas es también ampliamente reconocida (Ernst, 2000).

La fitorremediación es el uso de plantas para recuperar suelos contaminados, es una tecnología *in situ* no destructiva y de bajo costo y está basada en la estimulación de microorganismos degradadores. (Merkl *et al.*, 2004). Consiste en el uso de plantas, sus microorganismos o enzimas asociadas, así como de la aplicación de técnicas agronómicas para degradar, retener o reducir a niveles inofensivos los contaminantes ambientales a través de procesos que logran recuperar la matriz o estabilizar al contaminante. Dentro de las técnicas de restauración de suelos afectados por la contaminación, la fitorremediación ha adquirido auge por ser un procedimiento pasivo, estéticamente agradable, útil para remediar simultáneamente una gran variedad de contaminantes (Frick *et al.*, 1999).

En estudios recientes se ha demostrado que la fitorremediación es una solución prometedora para la limpieza de sitios contaminados por una variedad de metales, aunque también tiene una serie de limitaciones (Singh *et al.* 2003), además, es un proceso de descontaminación que involucra el empleo de plantas que pueden remover, transferir, estabilizar, descomponer y/o degradar contaminantes de suelo, sedimentos y agua, como solventes, plaguicidas, hidrocarburos poliaromáticos, metales pesados, explosivos, elementos radiactivos, fertilizantes, para hacerlos más biodisponibles para la planta (McGrath *et al.*, 2001).

La fitorremediación aplicada a suelos contaminados con elementos o compuestos inorgánicos, incluye, básicamente, tres mecanismos: la fitoextracción o fitoacumulación, la fitoestabilización y la fitovolatilización (Figura 1) (Singh *et al.*, 2003, Prasad y Freitas 2003).

Figura 1. Esquema general de la descontaminación de iones metálicos en un proceso natural de fitorremediación



Fuente: Singh *et al.*, 2003.

Fitoextracción

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).

Esta técnica se encuentra todavía en su etapa inicial de investigación y de desarrollo, el número de pruebas de campo realizadas hasta la fecha es no obstante pequeña (Brown *et al.*, 2003), y está surgiendo como un método de rehabilitación atractivo debido a su simplicidad además su costo es relativamente bajo.

Entre las metodologías de limpieza para suelos contaminados por metales pesados, la técnica de fitoextracción a través de los tejidos de las plantas, presenta ventajas ecológicas y económicas. Esta opción de limpieza depende principalmente, de las condiciones del suelo y de la planta acumuladora (Pulfort y Watson, 1993). Para mejorar el proceso de fito-extracción, 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).

Plantas Hiperacumuladoras de Metales Pesados

Todas las plantas poseen un potencial para absorber una amplia variedad de metales del suelo pero la mayor parte de las plantas tienden solamente a absorber los que son esenciales para su supervivencia y desarrollo. Existe una notable excepción de esta regla de un pequeño grupo de plantas que pueden tolerar, absorber y translocar altos niveles de ciertos metales, estas plantas reciben el nombre de hiperacumuladoras (Chen *et al.*, 2001).

Una definición propone que si una planta contiene más de 0.1% de Ni, Co, Cu, Cr y Pb o 1% del Zn en sus hojas sobre una base del peso seco, ésta puede ser llamada una “hiperacumuladora”, independientemente de la concentración del metal en el suelo (Robinson *et al.*, 2003).

Las primeras plantas hiperacumuladoras caracterizadas son miembros de las familias *Brassicaceae* y *Fabaceae*. El gran interés despertado por las plantas hiperacumuladoras, especialmente para destoxificar un ambiente contaminado, obliga también a resolver otros problemas relativos a otras disciplinas, hace hincapié en ello y destaca que, cuando se intensifique la investigación conjunta de diversos campos como botánica, fisiología vegetal, agronomía, química y genética, probablemente se inicie un brillante futuro para la fitorremediación. El entorno de las plantas hiperacumuladoras revela la necesidad de impulsar mayores conocimientos multidisciplinarios que aumenten la rentabilidad y eficacia de dichas plantas: sus aplicaciones son interesantes en muchas áreas, y particularmente importantes en la protección del ambiente (Cuadro 2) (Lasat, 2002).

Cuadro 2. Número de plantas hiperacumuladoras de metales en el mundo

Metal	Número de taxones	Número de familias
Arsénico	2	1
Cadmio	2	1
Cobalto	26	11
Cobre	35	15
Plomo	14	7
Manganeso	9	5
Níquel	317	37
Selenio	20	7
Zinc	13	5

(Basado en registros de Reeves & Baker 2000).

Investigaciones sobre la Fitorremediación

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). En las *Asteraceae* se ha reportado por ejemplo tolerancia al plomo en *Sonchus oleraceus* y se le ha propuesto como especie fitoremediadora de ambientes contaminados con este metal (Xiong, 1997).

La especie *Thlaspi caurulencens* en suelos contaminados con zinc y cadmio. Logra eliminar más de 8 mg/Kg de cadmio y 200 mg/Kg de zinc, representado estos valores el 43 y 7 % de estos metales en un suelo agrícola, respectivamente (Lombi *et al.*, 2001).

El girasol (*Helianthus annuus* L.) es la especie que absorbe los metales pesados en mayor cantidad acumulándose más en sus raíces que en sus brotes si se cosecha la biomasa entera de la planta, por lo que se considera una planta hiperacumuladora favorable en la fitoextracción de Cd, Zn, Pb y elementos radiactivos (Christie *et al.*, 2004).

Suelos Salinos

El término “salino” se aplica a todos aquellos suelos cuya conductividad del extracto de saturación es mayor que 4 mmhos/cm. A 25° C, con un porcentaje de sodio intercambiable menor a 15%. Generalmente el pH es menor de 8.5. Casi siempre se reconocen los suelos salinos por la presencia de sales blancas de sal en su superficie. La salinidad de un suelo puede ocurrir cuando éste tiene un perfil característico y plenamente desarrollado, o cuando posee material edáfico no diferenciado como en el caso de un aluvión. Las características químicas de los suelos salinos quedan determinadas principalmente por el tipo y cantidad de sales presentes. El sodio rara vez representa más de la mitad del total de los cationes totales solubles y por lo tanto, no es absorbido en forma importante. Los aniones principales son el cloruro, el sulfato y a veces el nitrato. Pueden presentarse también pequeñas cantidades de bicarbonato, pero invariablemente los carbonatos solubles casi no se encuentran. Los suelos salinos casi siempre se encuentran floculados debido a la presencia de un exceso de sales y a la ausencia de cantidades significantes de sodio intercambiable. En consecuencia, la permeabilidad es igual o mayor a la de suelos similares no salinos. (Laboratorio de Salinidad de los E.U.A. 1982).

Se considera que un suelo es salino cuando la concentración de sales solubles - principalmente cloruros y sulfatos y, en casos extremos, nitratos de sodio, calcio y magnesio- en la zona de raíces alcanza niveles demasiado altos para el crecimiento y producción óptimos de las plantas. Los suelos salinos se desarrollan preferencialmente en aquellas regiones donde las lluvias son insuficientes para recuperar las pérdidas de agua causadas por la evapotranspiración, condición en la cual se favorecen los procesos de concentración y precipitación de minerales en ausencia de un régimen de lavado también se pueden desarrollar en condiciones húmedas, bajo condiciones de alta demanda evaporativa, nivel freático superficial y actividad humana (García, 2003).

Otra característica de un suelo salino es que en época de “secas” presentan dureza y costras blancas en la superficie del mismo lo que trae como consecuencia un efecto negativo sobre la vegetación y por ende sobre las poblaciones microbianas en los suelos (Churchman *et al.*, 1993).

La salinidad de los suelos en algunas de sus manifestaciones ha sido la causante, en mayor o menor grado, de la reducción en la capacidad productiva de los suelos de muchas regiones del mundo. La salinidad es común en las regiones áridas y semiáridas en donde la evapotranspiración excede a la precipitación y es necesario recurrir a la irrigación para satisfacer las necesidades de agua de los cultivos. Cuando las sales solubles se concentran en el perfil del suelo y exceden ciertos límites, se producen condiciones que afectan el crecimiento normal de las plantas; sus efectos son diversos y la intensidad de los mismos depende de la cantidad y tipos de sales predominantes, de factores del suelo, del clima, del régimen de lavado y del drenaje (García, 2003).

Factores que Contribuyen a la Formación del Suelo Salino

Los factores que tienen mayor influencia en la formación de los suelos salinos son: topografía, actividad biológica, condiciones climáticas, procesos geomorfológicos de sedimentación, erosión, redistribución de materiales, así como cambios en la hidrología superficial y subterránea, además, los disturbios humanos tales como: la labranza, el riego con agua de mala calidad y la fertilización química (Matson, 1997).

Fuentes de Sales Solubles

Las sales solubles del suelo consisten principalmente en varias proporciones de los cationes de sodio, calcio y magnesio y de los aniones cloruro y sulfato; y nitrato, se encuentra generalmente en cantidades menores. La fuente original y en cierto modo la más directa de la cual provienen las sales antes mencionadas, son los minerales primarios que se encuentran en los suelos y en las rocas expuestas de la corteza terrestre. Los suelos salinos generalmente se encuentran en áreas que reciben sales de otras localidades, siendo el agua el principal factor de acarreo. Las aguas actúan como fuente de sales cuando se usan para riego y pueden también agregar sales al suelo bajo condiciones naturales, cuando inundan las tierras bajas o cuando el agua subterránea sube hasta muy cerca de la superficie (Laboratorio de Salinidad de los E.U.A. 1982).

Todas las formas de salinidad reducen la productividad de los suelos y afectan la producción de la gran mayoría de las especies agrícolas de importancia económica para la producción de alimentos, combustibles o fibras. Esto hace que sea de mayor importancia un manejo que considere el uso de prácticas económicas que hagan posible un manejo sostenible; para ello es necesario tener en cuenta aspectos tales como la respuesta o la capacidad de adaptación de los cultivos a la salinidad y el uso de materiales de enmiendas de bajo costo y fácil consecución tales como residuos o subproductos industriales o agrarios. Antes de iniciar los procesos de recuperación es indispensable y prioritario realizar una caracterización adecuada del problema de sales, y es de fundamental importancia, la evaluación de la calidad de agua para riego con una predicción acertada del efecto posible que su uso pueda causar en el cultivo y en el suelo (García, 2003).

Efecto de las Sales Sobre los Suelos

La salinidad en los suelos es un problema para la agricultura del mundo, siendo el factor que más limita la productividad de los cultivos (Gouia *et al.*, 1994). Las sales tienen efectos adversos sobre las propiedades físicas y químicas, y sobre los procesos microbiológicos del suelo. Los suelos afectados por sales representan cerca del 15% de las tierras áridas y semiáridas del mundo, y además representan 40% de las tierras irrigadas (Serrano y Gaxiola, 1994).

El efecto de las sales sobre un suelo depende de muchos factores. Entre los principales se tiene el tipo y cantidad de arcilla, la fuerza iónica de la solución del suelo y del tipo de cationes intercambiables presentes en ella. Los procesos de evapotranspiración mayores que la precipitación privilegian la concentración creciente de la solución del suelo y el ascenso de las sales a la superficie por capilaridad, lo que da lugar a los parches o calvas salinas en las cuales solo plantas muy especializadas pueden sobrevivir debido al efecto osmótico de las sales acumuladas. Entre mayor sea la concentración de sales mas negativo será el potencial osmótico y menor el potencial del agua del suelo; como el agua se mueve de aquellas regiones en donde la energía libre es mayor a las de menor energía libre, en un suelo salino con poca humedad el movimiento de agua será del interior de los tejidos vegetales o microbianos hacia el exterior, lo que implica plasmolisis celular, marchitez y muerte (García, 2003).

Un exceso de sales solubles en el suelo, sobre todo de Na, reduce el poder de infiltración, puesto que estas sales actúan mediante presión osmótica, frenando la absorción tanto del agua como de otros iones presentes en el suelo. Como consecuencia de esta reducción de infiltración, la estructura del suelo se degrada, disminuyendo considerablemente la capacidad del mismo para mantener la cubierta vegetal (Seoáñez, 1999).

Efecto de las Sales sobre las Plantas

El efecto más importante que limita la producción y el crecimiento de las plantas, además de tener un efecto negativo en la germinación de las semillas es el estrés salino del ambiente y la sequía. Estos son los factores más serios, ya que los efectos de la salinidad afectan a más del 40 % de las áreas de riego, especialmente en las zonas de mayor producción en el mundo (Serrano y Gaxiola, 1994).

Los efectos de la salinidad sobre la relación del agua en la planta, el desbalance nutricional, y la toxicidad de los iones, son responsables de la inhibición de su crecimiento y como consecuencia de la disminución de la productividad (McKenzie y Leshen, 1994).

La planta extrae agua del suelo ejerciendo una fuerza de absorción mayor que aquella que retiene el agua en el suelo. Si no puede hacer suficientes ajustes internos y ejercer suficiente fuerza no puede extraer agua en cantidades apropiadas para sus necesidades y sufrirá estrés de agua; esto pasa cuando el suelo se seca demasiado, o cuando se acumulan sales que reducen su disponibilidad para el cultivo. Si el agua contiene sales, la planta requiere más energía para absorber la misma cantidad que cuando esta libre de ellas. El efecto acumulativo trae como consecuencia una reducción importante en el agua aprovechable para el cultivo a medida que aumenta la salinidad la reducción del crecimiento, daño en los tejidos y necrosis son síntomas típicos del efecto de sales (García, 2003).

La salinidad del medio puede inhibir el crecimiento vegetal, tanto mediante perturbaciones en el balance de agua, como mediante la reducción de la turgencia, así como el agotamiento de la energía requerida para el metabolismo. Estas perturbaciones pueden estar generadas tanto por dificultad en la captación o transporte de agua dentro de la planta, como por efectos tóxicos ocasionados por un exceso de iones minerales en los tejidos (Ramos, 2000).

Los efectos nocivos de las sales sobre las células de las plantas tienen dos componentes principales: el estrés osmótico y la toxicidad de los iones. El componente osmótico no es específico del NaCl, es el resultado de la deshidratación y la pérdida de turgencia por los solutos externos. El estrés osmótico también resulta de la desecación y además es un componente común de sequía y estrés salino (Tarafdar y Rao, 1997)

Suelos Sódicos

Poseen más de un 15% de sus sitios de intercambio ocupados por iones de Na^+ , pero son pobres en sales solubles. Esta combinación da lugar a una dispersión de los coloides y a un pH por encima de 8.5, la elevación de pH resulta de la presencia de iones de Na^+ en la solución del suelo, el ion representa más del 15% del total de los cationes (Bratos *et al.*, 1986).

Los suelos sódicos son los más difíciles de restaurar y los que menor probabilidad ofrecen de compensar el tiempo, el dinero y el esfuerzo empleados. El problema consiste en que el alto porcentaje de sodio degrada las condiciones físicas y esta última dificulta la distribución de la enmienda en el perfil del suelo. El proceso lavado es extraordinariamente lento debido a la baja permeabilidad, sin embargo, el esfuerzo de restauración puede hallarse justificado si existe bastante diferencia entre el precio de compra de los suelos sódicos y los que ya son aptos para el cultivo. El drenaje y las enmiendas son esenciales para la restauración de los suelos sódicos. (Cepeda, 1991).

El mantenimiento de la estabilidad del suelo es un factor importante en la agricultura. Poca estabilidad en los agregados, dispersión de las arcillas y baja conductividad hidráulica son problemas que en suelos de regiones áridas están agravados por condiciones químicas tales como la acumulación de sales sódicas. El efecto negativo del porcentaje de sodio intercambiable (PSI) sobre las propiedades físicas del suelo depende de varios factores entre los cuales la presencia de sales en la solución del suelo, la textura, el tipo de arcilla y la conductividad eléctrica del agua de riego (Sumner, 1995).

En estos suelos el sodio, puede provocar consecuencias indeseables tanto para el suelo como para la planta, desde la disminución de la conductividad hidráulica del suelo,

hasta el aumento de la presión osmótica de la solución del suelo, con los consecuentes problemas asociados a cada cultivo. La respuesta de las plantas al Na intercambiable varía dependiendo de la especie y de las condiciones de salinidad y sodicidad la concentración de Na en la solución del suelo puede alcanzar niveles desproporcionalmente altos en relación con el K y la raíz debe enfrentarse a las altas concentraciones de Na y altos potenciales osmóticos (García, 2003).

El subsuelo de los suelos sódicos es muy compacto, húmedo y pegajoso; además forma columnas de suelo con capas redondeadas. La sodicidad o alcalinización se desarrolla cuando en la solución del suelo existe una concentración elevada de sales sódicas capaces de sufrir hidrólisis alcalina, de tipo carbonato y bicarbonato de sodio. Los suelos sódicos generalmente mantienen una pobre relación suelo-agua-aire la cual afecta el crecimiento de las plantas y hace dificultoso el laboreo del suelo tanto en condiciones de alta humedad como de sequía. Bajo condiciones de alto pH, exceso de sodio intercambiable y baja concentración de electrolitos, las arcillas tienden a dispersarse produciendo costras superficiales que reducen la infiltración del agua y restringen el establecimiento y crecimiento de las plantas (Costa *et al.*, 1999).

La composición salina del agua de riego y las características del suelo son factores determinantes en la sodicidad de los suelos, ya que aguas con altos contenidos de carbonatos de sodio, carbonatos de calcio y magnesio presentan elevado riesgo de generar sodicidad (Chhabra, 1996). Excesivo sodio intercambiable en el suelo asociado con pHs mayores de 8,4 afectan las condiciones físicas de los suelos, perjudicando el movimiento del agua y del aire y consecuentemente el crecimiento de las plantas (Gupta y Abrol, 1990).

Suelos Salino-Sódicos

Los suelos salinos sódicos son aquellos suelos cuyo extracto de saturación tiene una conductividad mayor de 4 dS/m a 25°C y un contenido de sodio intercambiable mayor de 15%. El pH puede ser o no mayor de 8.5. Este tipo de suelos se forma como resultado de los procesos combinados de salinización y acumulación de sodio. Siempre que contengan un exceso de sales, su apariencia y propiedades son similares a las de suelos salinos (Bratos *et al.*, 1986).

Este tipo de suelos se forma como resultado de los procesos combinados de salinización y acumulación de sodio. Siempre que contengan un exceso de sales, su apariencia y propiedades son similares a los suelos salinos. Cuando hay exceso de sales el pH raramente es mayor de 8.5 y las partículas permanecen floculadas. Si el exceso de sales solubles es lavado, las propiedades de estos suelos pueden cambiar notablemente, llegando a ser idénticas a los de los suelos sódicos. A medida que la concentración de sales disminuye en la solución, parte del sodio intercambiable se hidroliza para formar hidróxido de sodio que a su vez puede cambiar a carbonato de sodio. En cualquier caso el lavado de un suelo puede hacerlo mucho más alcalino pH mayor de 8.5, las partículas se dispersan y el suelo se vuelve desfavorable para la entrada de agua y para las labores de labranza. El manejo de los suelos salino sódicos sigue siendo un problema hasta que se elimina el exceso de sales y de sodio intercambiable de la zona del cultivo y se restablece las condiciones físicas del suelo (Laboratorio de Salinidad de los E.U.A. 1982).

Acumulación de Sodio Intercambiable en los Suelos

Las partículas del suelo absorben y retienen cationes a consecuencia de las cargas eléctricas que existen en la superficie. Una vez que los cationes adsorbidos se han combinado químicamente con las partículas del suelo, pueden ser reemplazados por otros cationes. Los cationes de sodio, calcio y magnesio son rápidamente intercambiables. Otros cationes como el potasio y el amonio pueden quedar retenidos en determinada posición sobre las partículas del suelo, de manera que se intercambian con gran dificultad, diciéndose entonces que se han fijado. El calcio y el magnesio son los principales cationes que se encuentran en la solución del suelo. Cuando en estos suelos se acumula un exceso de sales solubles, generalmente es el catión sodio el que predomina en la solución del suelo y, en esta forma, el sodio puede ser el catión predominante al cual está sujeto el suelo, debido a la precipitación de los compuestos de calcio y magnesio. A medida que la solución del suelo se concentra más a consecuencia de la evapotranspiración del agua y su absorción por las plantas, los límites de solubilidad del sulfato y carbonato de magnesio casi siempre se exceden, por lo cual se precipitan, causando el correspondiente aumento en las proporciones relativas de sodio. En general, más de la mitad de los cationes solubles debe ser sodio, antes de que sean adsorbidas cantidades de importancia por el complejo de intercambio, sin embargo, en algunas soluciones de los suelos salinos, prácticamente todos los cationes son sodio, por lo que es el catión adsorbido predominantemente (Laboratorio de Salinidad de los E.U.A. 1982)

MATERIALES Y MÉTODOS

Características Generales

El experimento se llevó a cabo en el área experimental del Departamento de Ciencias del Suelo del *Campus* principal de la Universidad Autónoma Agraria “Antonio Narro” (UAAAN), la cual está ubicada en Buenavista, Saltillo, Coahuila, México, con coordenadas 25° 23’ 42’’ de latitud norte, 100° 50’ 57’’ de longitud oeste y a una altitud de 1742 msnm.

El clima, de acuerdo con la clasificación climática, el clima es de tipo BS₁KX¹, que corresponde a un clima seco, semi-seco templado con lluvias escasas todo el año, con un porcentaje de precipitación invernal mayor de 18 por ciento y una precipitación total anual de 350-500mm. La temperatura media anual es de 17.1° C, con una precipitación anual de 400 mm y la evaporación media anual es de 1956 mm la cual es siempre mayor que la precipitación media anual (Valdés, 1985).

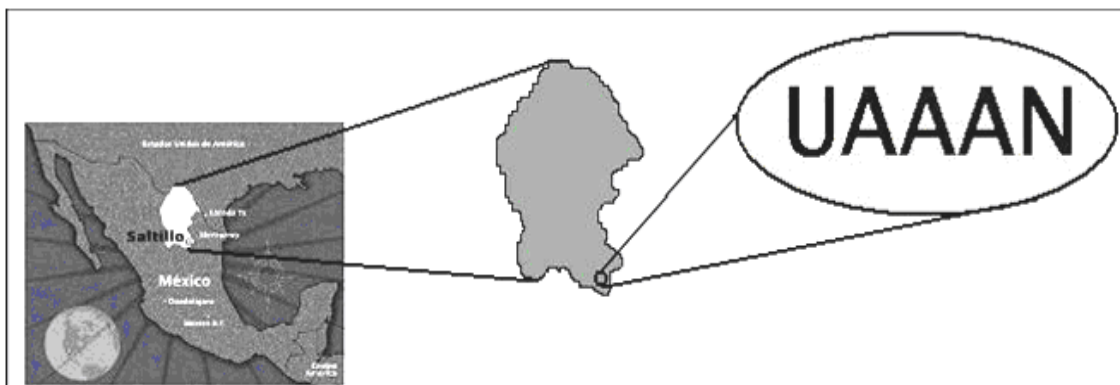


Figura No. 2. Mapa de localización del sitio experimental

Materiales

Suelo

El suelo empleado fue colectado en terrenos de la empresa Met Méx Peñoles, S.A de C.V de Torreón Coahuila. Contiene menos de uno por ciento de materia orgánica (M.O) y los valores de conductividad eléctrica y esta altamente contaminado con plomo (Cuadro 3).

Acondicionadores

Se utilizaron los siguientes sustratos físicos para mejorar la estructura del suelo. Estos tienen diverso origen, son comúnmente utilizados para este propósito, por sus características físicas y químicas.

- Estiércol de bovino
- Lombricomposta
- Perlita
- Peat most

Planta

Se utilizo Rye grass como planta hiperacumuladora por ser de cobertura amplia, la raíz es altamente ramificada, y pueden dársele varios cortes para de ese modo poder observar la evolución del elemento contaminante, además es una planta medianamente tolerante a las sales.

Metodología

Los parámetros, resultados y métodos utilizados para analizar física y químicamente el suelo (cuadro No. 3).

Cuadro 3. Características físicas y químicas del suelo utilizado.

	Resultado	Método
Textura	Arena 56% Limo 24 % Arcilla 20% Migajon arcillo-arenoso	Hidrómetro de Bouyoucos
Densidad aparente	1.45 g/cm ³	Probeta
pH H ₂ O	7.3	Relación agua-suelo 2-1
Conductividad eléctrica	6.0 dS/m	Extracto de saturación
Materia orgánica	1.34 %	Walkley- Black
Plomo total	7420 mg/kg	PROY-NOM-147 SEMARNAT/SSA1-2004.
Sodio intercambiable	2.608 meq/100g	Acetato de amonio
PSI	20.56 %	Calculado
Plomo soluble	0.28 mg/kg	Relación 1:5 suelo agua
Plomo extractable	10 mg/kg	Acetato de amonio
Magnesio total	4,000 mg/kg	Digestión con HNO ₃
Calcio total	38,666.6 mg/kg	Digestión con HNO ₃

Procedimiento del experimento

Para el establecimiento del presente trabajo se utilizaron 15 macetas de poliuretano, con 900g de suelo cada una. A las macetas se les colocó en la base un plato de poliuretano, para evitar la lixiviación del Pb. Se aplicaron 100g de estiércol, lombricomposta, perlita, peat most, la siembra se realizó depositando 1.5g de semilla de pasto Rye Grass por maceta. Durante el desarrollo del mismo se llevaron a cabo las siguientes prácticas con la finalidad de que el Rye Grass no este influenciado con otros factores.

Riegos

Estos se realizaron de forma manual con una regadera, aplicando el agua adecuada para su desarrollo durante todo el ciclo del cultivo., evitando de tal manera el exceso de humedad y así evitar el ataque de patógenos que puedan causar algún daño.

Fertilización

Se realizo en tres aplicaciones durante el ciclo del cultivo vía foliar aplicando 1g/lit de Lobi, con 44% de nitrógeno y 1.5 g/lit de Grofol con 30% fósforo.

Control de Enfermedades

No se presentaron plagas, por lo que no fue necesario aplicar insecticidas, pero si se presentaron hongos durante el desarrollo de los cultivos, que para su control se aplico fungicida Cercovin a una dosis de 3g/l y Prozycar 1.1g /l en una aplicación por semana después de haber germinado la semilla.

Descripción de los Tratamientos

El trabajo se distribuyó de acuerdo a un Diseño Experimental Completamente al Azar, con cinco tratamientos y tres repeticiones. Se efectuó una comparación numérica de las medias. En el cuadro 3 se presenta la distribución de los tratamientos.

Cuadro 4. Distribución de los tratamientos

Tratamientos	Aplicaciones
T1	900 g de suelo contaminado con Pb y 100 g de estiércol
T2	900 g de suelo contaminado con Pb y 100 g de lombricomposta
T3	900 g de suelo contaminado con Pb y 100 g de perlita
T4	900 g de suelo contaminado con Pb y 100 g de peat most
T5	1000 g de suelo contaminado con Pb

VARIABLES EVALUADAS

Para estudiar el comportamiento de los tratamientos aplicados se evaluaron las siguientes variables.

Salinidad

Para analizar la evaluación de esta variable, se realizó antes y al final del ciclo, tomando dos muestras de cada tratamiento con 100g de suelo c/u al cual se le agregaron 100 ml de agua destilada, se dejó reposar y luego se tomó la lectura con la ayuda de un conductivímetro calibrado.

Acumulación de Pb en Tejido

En esta investigación se consideró como variable principal la acumulación de Pb en tejido vegetal, ya que integra tanto el grado de absorción del metal por las plantas, así como el efecto negativo que las concentraciones excesivas del metal puede tener sobre la producción de materia seca. Para el estudio de esta variable, se realizaron dos cortes uno a los 30 días y el otro a los 60 después de la germinación de la planta. Se procedió a colocarlos en bolsas de papel, para que se secaran, posteriormente se prepararon para el análisis de Pb.

Porcentaje de Sodio Intercambiable

En esta variable, se tomo una muestra de cada tratamiento y de cada repetición y posteriormente se analizaron en el laboratorio.

Pb en Suelo

Esta variable, se examinó mediante la metodología del PROY-NOM-147 SEMARNAT/SSA1-2004, antes y después de la prueba de fitoextracción. El cual consistió en tomar 1g de suelo de cada tratamiento y de cada repetición, se le aplicó 10 ml de HNO₃, después se calentó en una parrilla, se filtro y posteriormente se aforo para tomar la lectura en el espectrofotómetro de absorción atómica.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El propósito inicial del presente trabajo fue evaluar dos agentes quelatantes en el cultivo del Rye Grass para ayudar a la extracción de Pb de un suelo contaminado por actividad industrial intensa y de esta manera llevar a cabo una fitorremediación con este tipo de planta. El experimento se estableció, sin embargo, en la superficie del suelo en la maceta, se presentó una “costra” oscura muy compacta lo cual provocó disminución en la germinación y también en el crecimiento del vegetal.

Por lo anterior, se instaló nuevamente el experimento pero empleando acondicionadores, principalmente de origen orgánico para mejorar las características físicas del suelo y lograr un mejor desarrollo del cultivo. Al mismo tiempo se inició una caracterización en cuanto a la salinidad del suelo, encontrando que, éste además del problema, del Pb presenta también problemas de salinidad y sodicidad. En este sentido de la doble problemática encontrada que se discutirán los resultados.

Salinidad del Suelo

El suelo se caracterizó en lo referente a su contenido de sales, PSI y pH, en base a los problemas observados anteriormente.

De acuerdo a los valores determinados en el Cuadro 4, se clasificó como un suelo salino-sódico ya que tiene un porcentaje de sodio intercambiable > 15 , una conductividad eléctrica $>$ de 4 dS/m y un pH $<$ de 8.5 (Bratos *et al.*, 1986). Esto además de la elevada contaminación con Pb indica una alta complejidad del suelo y la adaptación de los cultivos en el.

Los valores de CE encontrados en todos los tratamientos son mayores que el testigo después del experimento lo cual muestra la influencia de los diferentes materiales en este parámetro y están de acuerdo al origen de los mismos comportándose estos de la siguiente manera: S + Estiércol $>$ S + Lombricomposta $>$ S + Perlita $>$ S + Peat Most $>$

Suelo. En el caso de los tratamientos que son estiércol y lombricomposta, es más claro ya que se originan de estiércol bovino el cual tiene un alto contenido de sales.

Con respecto al PSI, en general, se observa un comportamiento semejante al de las sales, es decir, hay un aumento en comparación al suelo inicial, en el caso de la perlita y el peat most, este comportamiento puede deberse a un lavado de sales durante el tiempo que duró el experimento. En relación al estiércol y lombricomposta el aumento de CE y PSI se debe lo más probable a la adición de estos materiales con características salinas. De acuerdo con los resultados obtenidos para pH del suelo no se presenta variaciones importantes en los diferentes tratamientos, sin embargo, el pH del testigo es mayor debido a la naturaleza del suelo, y la concentración de las sales. La sodicidad no produce necesariamente un incremento en el pH, debido a que existen otros elementos como el Ca y Mg que se encuentran en altas concentraciones y con otros componentes salinos del suelo, amortiguan la reacción del suelo, impidiendo que el pH se eleve por encima de 8.5. (Cuadro 5).

Cuadro 5. Características químicas medidas a un suelo contaminado con plomo, de origen industrial.

Tratamientos	PSI	CE dS/m	pH
S + E	34.28	10.03	7.4
S + L	24.0	7.59	7.3
S + P	30.85	6.56	7.2
S + PM	30.85	5.60	7.4
S	24.0	5.52	7.6

S: suelo con plomo; E: estiércol de bovino; L: lombricomposta; P: perlita; PM: peat most

Fitoextracción de Pb por el Tejido Vegetal de Rye Grass

Al suelo que no se le agregó ningún acondicionador (testigo), presentó la mayor extracción de Pb (2438.89 $\mu\text{g/g}$), esto posiblemente se debe a que el tratamiento presenta los valores más bajos de PSI (24) y CE (5.52 dS m) encontrados después del experimento. Además en este tratamiento no hay influencia de los acondicionadores orgánicos que de alguna manera pudieran bloquear la disponibilidad del Pb o tener una influencia por efecto de mineralización.

Cuando se le adicionó la lombricomposta al suelo la extracción de Pb fue de 1544.54 $\mu\text{g/g}$, debido probablemente a que mostró valores de PSI (24) y la CE (7.59 dS m) similares al testigo, aunado al efecto de la lombricomposta que provocó una mayor disponibilidad de Pb. En el caso de los suelos donde se agregó perlita y peat most la extracción de Pb fue de 1104.90 y 558.16 $\mu\text{g/g}$. En donde se puede observar que presentan un PSI mayor que los ya mencionados. Lo más probable es que estos materiales sobre todo inertes, utilizados en estos tratamientos faciliten un mayor lavado de las sales, y el sodio se concentra aumentando por lo tanto el PSI.

En el suelo donde se adicionó estiércol fue uno de los valores más bajos junto con el que se le adicionó peat most en la extracción de Pb (754.31 $\mu\text{g/g}$). Con respecto a los demás tratamientos debido a que en este tratamiento se encuentran los valores más altos de PSI (34.28) y CE (10.03 dS m).

En general los tratamientos variaron entre 558.16 y 2438.89 $\mu\text{g/g}$ de Pb extraído lo que denota disponibilidad del Pb. Cuando se modificaron las características físicas del suelo por acción de los tratamientos, también se presentaron problemas en el desarrollo del cultivo, como lento crecimiento, estrés, quemaduras en las hojas y puntos de crecimiento. A pesar de esto el cultivo logro extraer el Pb.

Como se observa en los resultados, en el segundo corte la fitoextracción fue menor en todos los tratamientos, con valores de 142.23 hasta 692.47 $\mu\text{g/g}$ de Pb comparados con el primer corte, esto es debido a la salinidad que se fue acentuando con el tiempo provocando estrés a la planta, afectando su capacidad de absorción (Cuadro 6 y figura 3).

Cuadro 6. Fitoextracción total de plomo por el pasto Rye grass en un suelo contaminado de origen industrial.

Tratamientos	Primer corte $\mu\text{g/g}$	Segundo corte $\mu\text{g/g}$	Total $\mu\text{g/g}$
S + E	544.55	209.76	754.31
S + L	852.07	692.47	1544.54
S + P	561.30	543.60	1104.90
S + PM	415.93	142.23	558.16
S	2014.64	424.25	2438.89

S: suelo con plomo; E: estiércol de bovino; L: lombricomposta; P: perlita; PM: peat most

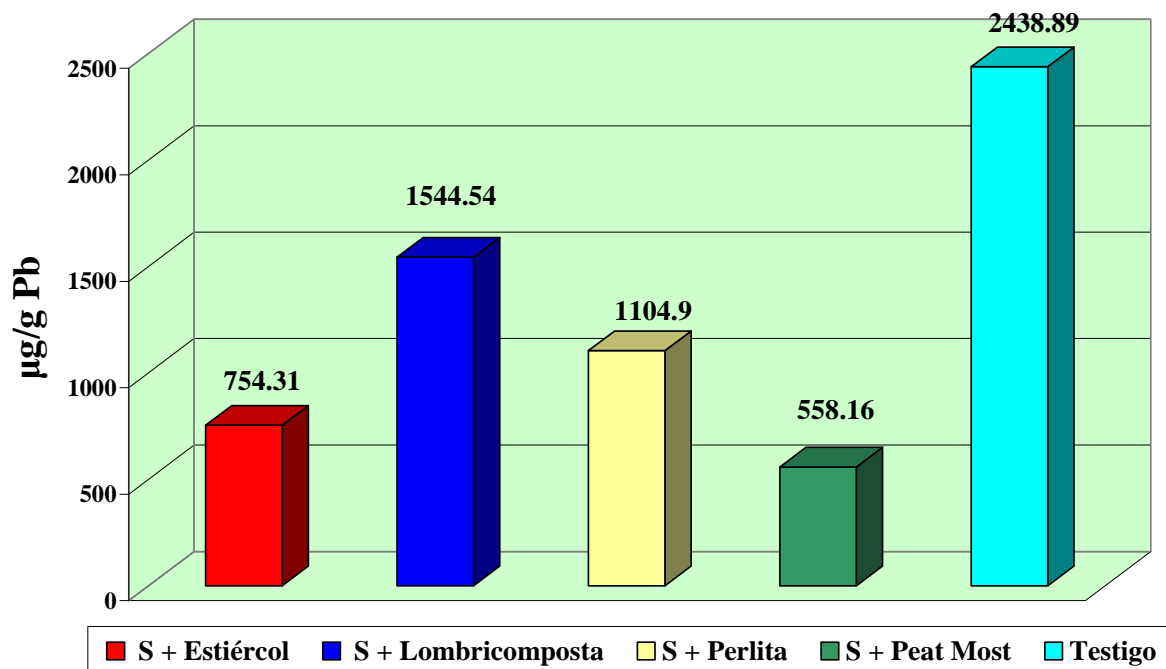


Figura 3. Fitoextracción total de Pb por el Rye grass en un suelo contaminado, de origen industrial.

Contenido de Pb (mg/kg) en Suelo Antes y Después de la Fitoextracción

Todos los tratamientos en comparación con el suelo inicial, disminuyó el contenido de Pb en el suelo, lo anterior se debe a la absorción, lixiviación, y dilución del metal pesado. Los valores finales de Pb, sobrepasan los límites máximos permisibles para suelos contaminados, según el uso del suelo, en este caso industrial, cuyo límite máximo es de 750 mg/kg. Por lo que se debe remediar hasta las concentraciones específicas totales, ya que existe población humana potencialmente expuesta a este contaminante (PROY-NOM-147 SEMARNAT/SSA1-2004) (Cuadro 7 y figura 4).

Cuadro 7. Contenido total de Pb (mg/kg) en el suelo contaminado de origen industrial antes y después de la fitoextracción.

	Pb Total mg/kg
Contenido inicial	7420
Tratamientos	
S + E	3300
S + L	4800
S + P	4400
S + PM	3200
S	3700

S: suelo con plomo; E: estiércol de bovino; L: lombricomposta; P: perlita; PM: peat most

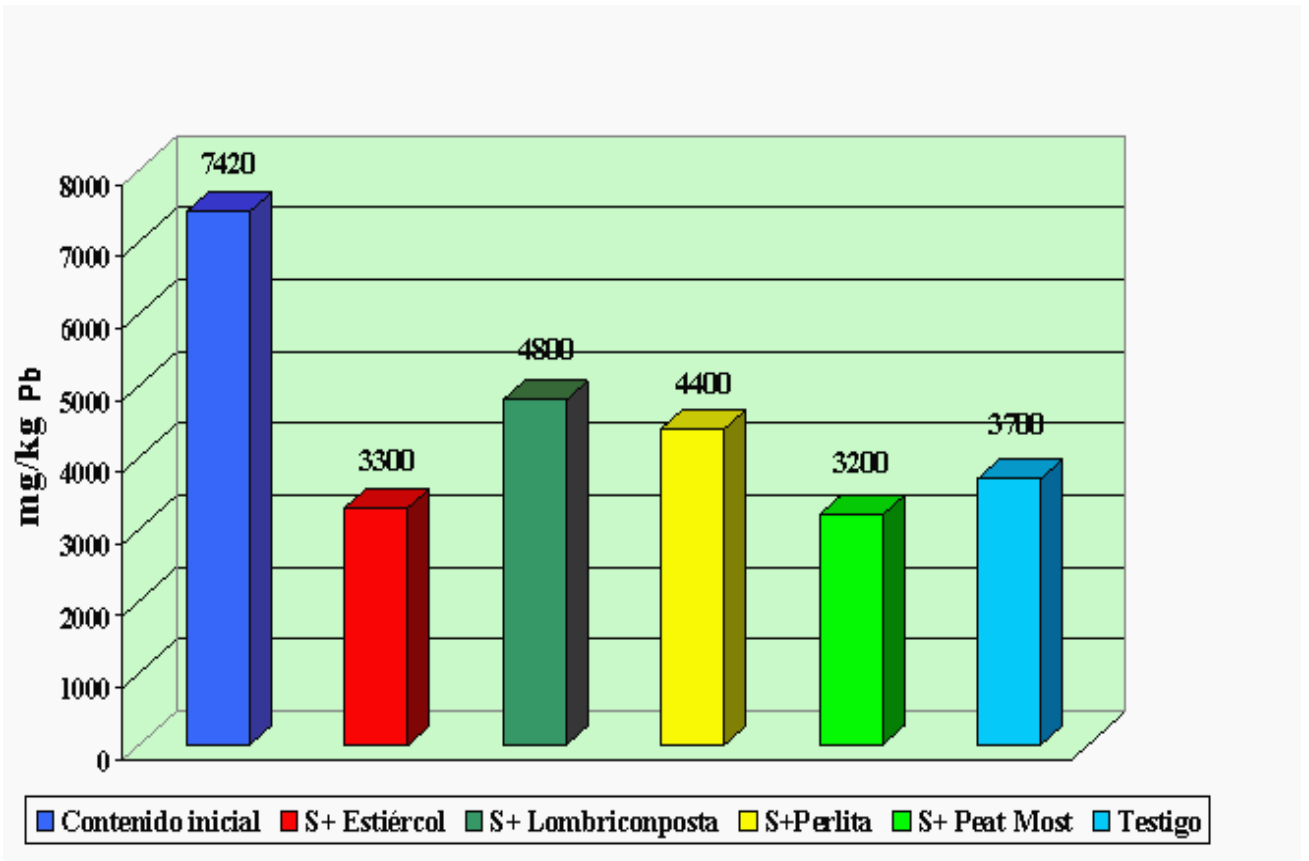


Figura 4. Contenido de Pb en el suelo contaminado antes y después de la fitoextracción.

CONCLUSIONES

- De acuerdo a la concentración de plomo según la NOM, 147, se concluye que puede ser considerado como un suelo con severa contaminación; además de la alta concentración de Pb, presenta otros problemas como una CE y un PSI muy elevados.
- El pasto Rye Grass sirve para extraer plomo de un suelo salino-sódico contaminado a altas concentraciones por este metal.
- Se determinó que el Pb, la CE, y el PSI, bajo las condiciones experimentales descritas, afectaron considerablemente el desarrollo de la planta registrándose el efecto significativamente en el desarrollo de la planta, sin embargo a pesar de esto se obtuvo una absorción considerable de plomo.
- El contenido de plomo en el suelo disminuyó debido a la absorción, lixiviación y dilución, pero los resultados finales no entran en los límites máximos permisibles para suelos contaminados con plomo por actividad industrial de acuerdo a PROY-NOM-147 SEMARNAT/SSA1-2004.

RECOMENDACIONES

- Antes de llevar a cabo una fitorremediación de un suelo es necesario conocer las características físicas y químicas del mismo, así como el origen del contaminante para poder seleccionar especies que se adapten a las condiciones del suelo a utilizar.
- Para este suelo se recomienda 1° reemplazar al sodio intercambiable por calcio (yeso agrícola), 2° dar un lavado y posteriormente aplicar enmiendas para mejorar la estructura y la permeabilidad del mismo.
- Llevar a cabo otra fitorremediación hasta que los valores de Pb entren en los límites máximos permisibles y tomar acciones preventivas sobre el suelo para evitar su dispersión eólica a otras áreas.
- Realizar análisis de varios elementos como arsénico, berilio, cadmio, mercurio, níquel, talio, selenio y vanadio ya que es un suelo de origen industrial y posiblemente contenga más de uno de estos contaminantes.
- Realizar investigaciones sobre las interacciones complejas en donde participan la planta, el suelo y los contaminantes, ya que son múltiples y no son claras.

LITERATURA CITADA

- Abollino, O.**, Aceto, M., Malandrino, M., Mentaste, E., Sarzanini, C. y Barberis, R. 2002. Distribution and Mobility of Metals in Contaminated Sites. Chemometric Investigation of Pollutant Profiles. Environmental Pollution, 119, p. 177.
- Agency** for Toxic Substances and Disease Registry 2005. Division of Toxicology. ATSDR Information Center: <http://www.atsdr.cdc.gov/toxfaq.html#bookmark05>.
- Aranguren F.** 1999. El Plomo En El Medio Geográfico: Una Amenaza Saliente. Pag. 121-155 geoenseñanza Vol. 4 ISSN 1316-6077.
- Aitcheson, L.** 1960. A History of Metals. London: Mac Donalds and Evans.
- Alloway, B.J.**, 1995. Heavy Metals in Soils. Blackie Academic & Professional. Londres. 370 pp.
- Banat, K. M.**, Howari, F. y Al-Hamad, A. A. 2005. Heavy Metals in Urban Soils of Central Jordan: Should we Worry about Their Environmental Risks. Environmental Research, 97, pp. 258-273.
- Bratos J**, Sicilia G, Remasal A. 1986. Análisis De Suelos Curso Para el S.P.Y D.A de Burgos. Unión Explosivos Río Tinto S.A.
- Brown, S. L.**, Chaney, R. L., Hallfrisch, J. G., y Qi Xue. 2003. Effect of Biosolids Processing On Lead Bioavailability in an Urban Soil. Environ Qual 32, 100-108.
- Buka I.** 2001. Plomo y Salud Infantil. Boletín de la Comisión para la Cooperación Ambiental de America Del Norte.

- Burt, R.**, Wilson, M.A., Keck, T.J., Dougherty, B.D., Strom, D.E., Lindahl, J.A., 2003. Trace Element Speciation in Selected Smelter-Contaminated Soils in Anaconda and Deer Lodge Valley, Montana, USA. *Advances in Environmental Research*, 8, pp. 51-67.
- Cervantes R. J.** 2000. Dado en Palacio Legislativo de San Lázaro México DF.
- Costa J. L.**, P. Lodz. 1999. Aplicación de Yeso a un Natracuol del Sudeste de la Pampa Deprimida INTA-Balcarce, Argentina.
- Cepeda D. J. M.** 1991. Química de Suelos. Editorial Trillas, S.A. de C.V. México DF. Segunda Edición . pp 142-149.
- Chhabra, R.** 1996. Soil Salinity and Water Quality. Rotterdam, A.A. Balkema Publishers,. 283p.
- Chen, B.**, Christie, P., y Li, L. 2001. A Modified Glass Bead Compartment Cultivation System for Studies on Nutrient and Trace Metal Uptake by Arbuscular Mycorrhiza. *Chemosphere* 42, 185-192.
- Christie, P.**, Li, X., Chen, B. 2004. Arbuscular Mycorrhiza can Depress Translocation of Zinc To Shoots of Host Plants in Soils Moderately Polluted with Zinc. *Plant and Soil*, 261 (1-2), 209-217.
- Churchman, G.J.**, Skjemstad J.O., and J.M. 1993. Influence of Clay Minerals and Organic Matter on Effects of Sodicy on Soils. *Australian Journal of Soil Research*. 31:779-800
- Emsley, J.** 1994. Ancient World was Poisoned by Lead. En: *New Scientist*, 143: 14.
- Ernst, W. H. O.** 2000. Evolution of Metal Hyperaccumulation and Phytoremediation. *New Phytol* 146, 357-357.

- Freitas, H.**, Prasad, M. N. V., y Pratas, J. 2004. Heavy Metals in the Plant Community of Sao Domingo an Abandoned Mine in SE Portugal: Possible Applications in Mine Remediation. *Environmental International*, 30 (1), 65-72.
- Frick, C. M.**, R. E. Farrell y J. J. Germida. 1999. Assessment of Phytoremediation as an in situ Technique for Cleaning Oil-Contaminated Sites. *Petroleum Technology Alliance of Canada*. Vancouver, British Columbia.
- García, I.**, Dorronsoro, C. 2005. Contaminación por Metales Pesados. En *Tecnología de Suelos*. Universidad de Granada. Departamento de Edafología y Química Agrícola. <http://edafologia.ugr.es/conta/tema15/introd.htm>
- García A.** 2003. Curso de Salinidad de Suelos disponible en:
<http://www.gratisweb.com/ocaclevante/calidadagua.pdf>
- Granadillo, V.** 1993. Concentraciones de Plomo en Sangre de la Población de la Ciudad de Maracaibo. *Universidad de Zulia, Maracaibo, Venezuela*, p.1- 110.
- Guitart R.** y Vernon G. Thomas 2005. *Revista Española de Salud Pública* V.79 No.6 Madrid Nov.- ISSN 1135-5727.
- Gouia, H.**, M.H. Ghorbal, and C.B. Touraine. 1994. Effects of Nacl on Flows of and Mineral Ions and NO₃- Reductasa Rate Within Whole Plants of Saltsensitive Bean and Tolerant Cotton. *Plant Physiol.* 105:1409-1418.
- Gupta, R.K.**; Abrol I.P. 1990. Salt Affected Soils: Their Reclamation and Management for crop Production. *Advances of Soil Science*. V.11, p.223-228.
- Harvey, P. J.**, Campanella B. F, Castro P. M. L, Harms H, Lichtfouse E, Schäffner A. R, Smrcek, S. and Werck-Reichhart D. 2002. Phytoremediation of Polyaromatic Hydrocarbons, Anilines and Phenols. *Environmental Science and Pollution Research* 9, 29-47.

- Han, F.X.**, Banin, A., Kingery, W.L., Triplett, G.B., Zhou, L.X., Zheng, S. J., Ding, W.X., 2003. New Approach to Studies of Heavy Metal Redistribution in Soil. *Advances in Environmental Research*, 8, pp. 113-120.
- Huang, C. P.** 1999. Environmental Soil Chemistry and Human Welfare. 14° Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo. Sociedad Chilena de la Ciencia del Suelo. Temuco. Chile.
- Lasat, M. M.** 2002. Phytoextraction of Toxic Metals: A Review of Biological Mechanisms. *Journal of Environmental Quality*. 31(1): 109-120.
- Lombi E**, Zhao FJ, Dunham SJ and McGrath SP 2001. Phytoremediation of Heavy Metal Contaminated Soils: Natural Hyperaccumulation Versus Chemically-Enhanced Phytoextraction. *Journal of Environmental Quality* 30, 1919-1926.
- Laboratorio de salinidad de E.U.A.** 1982. Diagnostico y Rehabilitación de Suelos Salinos y Sódicos. Ed. Limusa S.A. Mexico DF.
- Martin, C.W.** 2000. Heavy Metals Trends in Floodplain Sediments and Valley Fill. *Catena* 39, 53-68.
- Matte T. D.** 2003. Efectos del Plomo en la Salud de la Niñez. Vol. 45 ISSN: 00363634 Pág. 220-224.
- Matson, A.P.**, Parton, W.J., Power, A.G., and Swift M.J. 1997. Agricultural Intensification and Ecosystem Propierties. *Science*. 257:504-508
- McKenzie, B.D.**, and Y.A. Leshen. 1994. Stress And Stress Coping In Cultivated Plants. 256 p. Kluwer Academic Publisher, London, UK.
- McGrath, S. P**, Lombi, E., Zhao, F. J., y Dunham, S. J. 2001. Phytoremediation of Heavy Metal-Contaminated Soils: Natural Hyperaccumulation Versus Chemically Enhanced Phytoextraction. *Journal of Environmental Quality* 30 (6): 1919-1926.

Merkel, N. R., Schultze-Kraft y C. Infante. 2004. Phytoremediation of Petroleum Contaminated Soils in the Tropics - Pre-Selection of Plant Species from Eastern Venezuela. *Journal of Applied Botany and Food Quality* 78 (3):185-192.

Norma Oficial Mexicana PROY-NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, Que Establece Criterios para Determinar las Concentraciones de Remediación de Suelos Contaminados por Arsénico, Berilio, Cadmio, Cromo Hexavalente, Mercurio, Níquel, Plomo, Selenio, Talio y Vanadio, Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 11 de Noviembre de 2005.

Pineda, H. R. 2004. Presencia de Hongos Micorrízicos Arbusculares y Contribución de *Glomus Intraradices* en la Absorción y Translocación de Cinc y Cobre en Girasol (*Helianthus Annuus L.*) Crecido en un Suelo Contaminado con Residuos de Mina. Tesis para Obtener el Grado de Doctor en Ciencias Universidad de Colima. Tecomán, Colima.

Prasad, M. N. V. y H. M. Freitas. 2003. Metal Hyperaccumulation In Plants Biodiversity Prospecting For Phytoremediation Technology. *Electronic Journal of Biotechnology* 6 (3). 285– 321.

Pagnanelli, F., Moscardini, E., Giuliano, V., Toro, L. 2004. Sequential Extraction of Heavy Metals in River Sediments of an Abandoned Pyrite Mining Area: Pollution Detection and Affinity Series. *Environmental Pollution*, 132, pp. 189-201.

Pulfort I. D., y Watson, C. 1993. *J. Environ. Inten.* 29:529-540

Ramos R. R. 2000. Aplicación de Sustancias Húmicas Comerciales como Productos de Acción Bioestimulante Efectos Frente al Estrés Salino. Tesis de Doctorado Universidad de Alicante España.

Reeves R. D y AJM Baker 2000. Metal-Accumulating Plants. In: Raskin I & BD Ensley (Eds) *Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean up the Environment*: 193-229. John Wiley and Sons Inc., New York, New York, USA.

- Robinson B. H.**, Lombi E, Zhao FJ and McGrath S. P. 2003. Uptake and Distribution of Nickel and other Metals in the Hyperaccumulator *Berkheya Coddii*. *New Phytologist* 158, 279–285.
- Sauquillo, A.**, Rigol, A. y Rauret, G. 2003. Overview of the use of Leaching/Extraction Tests for Risk Assessment of Trace Metals in Contaminated Soils and Sediments. *Trends in Analytical Chemistry*, 22, pp. 152-159.
- Sauve, S., W.** Henderson, and H. E. Allen. 2000. Solid-Solution Partitioning of Metals in Contaminated Soils: Dependence on pH, Total Metal Burden, and Organic Matter. *Environ. Sci. Technol.* 34:1125–1131.
- Serrano, R.**, and R. Gaxiola. 1994. Microbial Model and salt Stress Tolerance in plants. *Crit. Rev. PlantSci.* 13:121-138.
- Singh, O.V.**, S. Labana, G. Pandey, R. Budhiraja y R.K. Jain. 2003. Phytoremediation: An Overview of Metallic Ion Decontamination From Soil. *Applied Microbiology and Biotechnology.* 61: 405-412.
- Seoáñez Calvo M.** 1999. Ingeniería del Medio Ambiente Aplicada al Medio Natural Continental Mundi-Prensa, México. Pág. 60, 181y 290
- Spain, A.** 2003. Implications Of Microbial Heavy Metals Tolerance in the Environment. *Reviews In Undergraduate Research*, 2,1-6.
- Sumner, M.E.** 1995. Sodic Soils; New Perspectives. In: Naidu, R; Sumner, M.E.; Rengasamy, P. (eds). *Australian Sodic Soils. Distribution, Properties and Management.* Adelaide: First National Conference and Workshop on Sodic Soils, , p.1-34.
- Tarafdar, C. J.**, and Rao, V. A. 1997. Response of Arid Legumes to VAN Fungal Inoculation. *Symbiosis.* 22:264-274

- Valdés P. F.** 1999. La Contaminación Por Metales Pesados en Torreón Coahuila. En Defensa del Ambiente A.C Torreón Coahuila.
- Valdés R.** 1985. Estudio Fenológico de la UAAAN en el Área Correspondiente a Buenavista, Saltillo, Coahuila. Tesis de Licenciatura. UAAAN.
- Volke, S. T.,** Velasco, T. J. A y De La Rosa, A. 2005. Suelos Contaminados por Metales y Metaloides: muestreo y alternativas para su remediación. S y G Editores, S.A. de C.V., México, D. F. ISBN: 968-817-492-0
- Wang, Y. P.,** y Chao, C.C. 1992. Effects of Vesicular- Arbuscular Mycorrhizae and Heavy Metals on the Growth of Soybean and Phosphate and Heavy Metal Uptake by Soybean in Major Soil Groups of Taiwan. J. Agric. Assoc. China New. Ser. 157, 6-20.
- Xiong, Z. T.** 1997. Bioaccumulation and Physiological Effects of Excess Lead in a Roadside Pioneer Species *Sonchus Oleraceus* L. Environmental Pollution 97 (3): 275 279.
- Zhang, Q,** Davis, L. C., y Erick, L. E. 2000. Heavy Metal. In: Hazardous Substance Res. 2 (4):1