

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA
“ANTONIO NARRO”**

DIVISIÓN DE AGRONOMÍA



**USO DE COMPUESTOS ORGÁNICOS Y ACELGA (*Beta vulgaris* L.
var. cicla (L.)) EN LA FITOEXTRACCIÓN DE PLOMO EN UN
SUELO CONTAMINADO.**

POR:

JUAN TRINIDAD CRUZ

TESIS

**Presentada como Requisito Parcial para
Obtener el Título de:**

INGENIERO EN AGROBIOLOGÍA

Buenavista, Saltillo, Coahuila, México.

Septiembre de 2006.

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA

“ANTONIO NARRO”

DIVISIÓN DE AGRONOMÍA

USO DE COMPUESTOS ORGÁNICOS Y ACELGA (*Beta vulgaris* L. var. *cicla* (L.)) EN LA FITOEXTRACCIÓN DE PLOMO EN UN SUELO CONTAMINADO.

POR:

JUAN TRINIDAD CRUZ

TESIS

Que se somete a consideración del H. Jurado Calificador como requisito parcial para obtener el título de:

Ingeniero en Agrobiología

Aprobado por:

Dr. Manuel De La Rosa Ibarra
Presidente del Jurado

M.C. Idalia Hernández Torres
Asesor

M.C. Martha Vázquez Rodríguez
Asesor

Dr. Edmundo Peña Cervantes
Asesor

Coordinador de la División de Agronomía

Ing. M.C. Arnoldo Oyervides García

Buenavista, Saltillo, Coahuila, México.

Septiembre de 2006.

DEDICATORIA

A mi Madre

Sra. Leonila Cruz Osorio.

Mujer de quien estaré eternamente agradecido, por haberme dado la vida, por todo el amor y apoyo que siempre me ha brindado, y por que gracias a ella he logrado adquirir una formación profesional.

A mis Hermanos

Manuel

Paula

Abraham

Con quienes he compartido grandes momentos de mi vida.

A mi cuñada

Josefina

y a mi sobrinos

Por todo el amor y cariño que me han brindado.

A mis compañeros de la generación V de la Carrera de: Ingeniero en Agrobiología.

AGRADECIMIENTOS

Deseo expresar mi más sincero agradecimiento a las personas que desinteresadamente me brindaron su apoyo para la realización del presente trabajo.

Al Dr. Manuel De La Rosa Ibarra y a la M.C. Idalia Hernández Torres, por la excelente asesoría y por los conocimientos compartidos durante la realización de este trabajo.

Al Dr. Edmundo Peña Cervantes y a la M.C. Martha Vázquez Rodríguez, por su participación en el comité de asesoría.

A las laboratoristas de los siguientes laboratorios; Pedología, Química de Suelos y en el de Servicio y Vinculación, del departamento de Ciencias de suelos, y al de Fisiología Vegetal, del Departamento de Botánica.

Un agradecimiento especial a la Universidad Autónoma Agraria “Antonio Narro”, por haberme brindado la oportunidad de realizar mis estudios.

Al Comité Estatal de Ciencia y Tecnología, por el apoyo brindado para la realización del presente trabajo.

Y a todas aquellas personas que de una u otra manera colaboraron en el presente trabajo.

ÍNDICE DE CONTENIDO

CONTENIDO

Pág.

| | |
|--|----|
| ÍNDICE DE CUADROS | vi |
| ÍNDICE DE FIGURAS | ix |
| INTRODUCCIÓN | 1 |
| Objetivo | 3 |
| Hipótesis | 4 |
| ANTECEDENTES | 5 |
| LA CONTAMINACIÓN DEL MEDIO AMBIENTE | 5 |
| Contaminación por metales pesados | 5 |
| EL PLOMO | 10 |
| EL PLOMO EN EL MEDIO AMBIENTE | 11 |
| Fuentes de contaminación de Pb | 15 |
| REMEDIACIÓN DE SUELOS | 23 |
| Métodos fisicoquímicos | 23 |
| La inundación del suelo..... | 23 |
| El lavado de suelos | 24 |
| El tratamiento químico | 24 |
| Solidificación/estabilización (S/E) | 24 |
| Electrorremediación | 25 |
| Métodos biológicos | 25 |
| Biosorción (inmovilización microbiana de metales) | 26 |
| Precipitación de metales (inmovilización microbiana) | 26 |
| Biolixiviación (movilización microbiana de metales) | 26 |
| Volatilización de metales (movilización microbiana) | 27 |
| Fitorremediación | 27 |
| Fitoextracción o fitoacomulación | 27 |
| Fitoestabilización | 28 |
| Fitovolatilización | 28 |
| LA FITOEXTRACCIÓN | 28 |
| METODOLOGÍA | 36 |
| Primera etapa | 36 |
| Segunda etapa | 37 |

| | |
|---|----|
| Diseño experimental | 38 |
| Descripción de tratamientos | 38 |
| Variables evaluadas | 38 |
| Materia Seca (MS) o Biomasa | 38 |
| Concentración de Pb en las diferentes partes de la planta | 39 |
| Extracción total de Pb por las plantas | 39 |
| El Pb total presente en el suelo | 39 |
| ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE LAS VARIABLES | 39 |
| RESULTADOS Y DISCUSIÓN | 40 |
| Caracterización del suelo utilizado en el experimento | 40 |
| MATERIA SECA (MS) | 40 |
| Materia Seca (g) de la hoja (primer, segundo y tercer corte) | 40 |
| Materia Seca (g) del pecíolo (primer, segundo y tercer corte) | 42 |
| Materia Seca (g) del tallo | 44 |
| Materia Seca (g) de la raíz | 45 |
| Materia Seca (g) de las diferentes partes evaluadas de la acelga | 45 |
| MATERIA SECA TOTAL (g) biomasa acumulada por la planta | 47 |
| CONCENTRACIÓN DE PLOMO EN LA PLANTA ($\mu\text{gPb/g}$ biomasa) | 48 |
| $\mu\text{gPb/g}$ biomasa de la hoja de acelga (primer, segundo y tercer corte) | 48 |
| $\mu\text{gPb/g}$ biomasa del pecíolo (primer, segundo y tercer corte) | 52 |
| $\mu\text{gPb/g}$ biomasa del tallo | 54 |
| $\mu\text{gPb/g}$ biomasa de la raíz | 55 |
| $\mu\text{gPb/g}$ biomasa de las diferentes partes de la planta (en los tres cortes de hoja y pecíolo, tallo y raíz) | 57 |
| μg de Pb fitoextraído por las diferentes partes de la planta de acelga cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes | 58 |
| μg totales de Pb extraídos por la acelga cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes | 60 |
| Capacidad fitoextractora de la acelga cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes | 63 |
| El Pb (mgPb/Kg de suelo) total presente en el suelo después de haber | 65 |

| | |
|-----------------------------------|----|
| realizado la fitoextraccion | |
| CONCLUSIONES | 67 |
| LITERATURA CITADA | 68 |

ÍNDICE DE CUADROS

| Cuadros | Pág. |
|---|------|
| Cuadro No.1. Los metales pesados más importantes, sus densidades, abundancia y su categoría como esenciales y/o contaminantes | 7 |

| | |
|---|----|
| Cuadro No.2. Intervalos de los contenidos de los límites normal y máximos permitidos de los metales pesados en los suelos (Kloke 1980) | 13 |
| Cuadro No.3. Clasificación y polución (c/p) de suelos (Kabata-Pendias, 1995) | 14 |
| Cuadro No.4. Estimación de la Emisión Antropogénica de Pb hacia la atmósfera | 16 |
| Cuadro No.5. Estimación de la emisión antropogénica de Pb hacia el suelo . | 17 |
| Cuadro No.6. Toxicidad Asociada al Plomo relación con niveles de Pb en sangre | 18 |
| Cuadro No.7. Producción, exportación e importación de plomo en el periodo de 1990-1998 | 19 |
| Cuadro No.8. Volumen (t) de la producción de metales y minerales seleccionados (Au, Ag, Pb, Cu, Zn, C, Fe, S, Barita, Fluorita), de 1997 a 2002, en los estados con mayor rendimiento | 20 |
| Cuadro No.9. Número de distritos mineros y zonas mineralizadas por estado. Se presentan los principales metales y minerales extraíbles de cada región | 21 |
| Cuadro No.10. Distribución de sitios abandonados por entidad federativa de acuerdo con su prioridad | 22 |
| Cuadro No.11. Principales residuos peligrosos encontrados en sitios abandonados | 23 |
| Cuadro No.12. Especies hiperacumuladoras que pueden usarse para la fitoextracción de metales | 30 |
| Cuadro No.13. Valores medios de la materia seca (g) de tres cortes de hoja de acelga, cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes | 41 |
| Cuadro No.14. Valores medios de la materia seca (g) de tres cortes del pecíolo de acelga, cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes | 43 |
| Cuadro No.15. Valores medios de la materia seca (g) de las diferentes | 46 |

| | |
|---|----|
| partes evaluadas de la acelga, cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes | |
| Cuadro No.16. Valores medios de la materia seca total (g) de acelga, cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes | 48 |
| Cuadro No.17. Valores medios de la concentración de Pb en la materia seca de la hoja de la acelga cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes | 50 |
| Cuadro No.18. Valores medios de la concentración de Pb en la materia seca del pecíolo de la acelga cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes | 53 |
| Cuadro No.19. Valores medios de la concentración de Pb en la materia seca del tallo de la acelga cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes | 54 |
| Cuadro No.20. Valores medios de la concentración de Pb en la materia seca de la raíz de la acelga cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes | 56 |
| Cuadro No.21. Valores medios del Pb fitoextraído (μg) en las diferentes partes de la planta de la acelga cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes | 59 |
| Cuadro No.22. Valores Medios de la extracción total de Pb (μg) por la acelga cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes | 61 |
| Cuadro No.23. Valores medios de la capacidad fitoextractora de Pb por la cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes, expresados en % | 64 |
| Cuadro No.24. Valores medios del Pb total (mgPb/kg de suelo) presente en el suelo después de haber realizado la fitoextracción con la acelga cultivada bajo diferentes tratamientos quelatantes..... | 65 |

ÍNDICE DE FIGURAS

| Figura | | Pág. |
|---------------|--|-------------|
| Figura No.1 | Valores medios de la materia seca (g) de tres cortes de hoja de acelga, cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes | 42 |
| Figura No.2. | Valores medios de la materia seca (g) de tres cortes de pecíolo de acelga, cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes | 44 |
| Figura No.3. | Valores medios de la materia seca (g) de las | 46 |

| | | |
|---------------|--|----|
| | diferentes partes evaluadas de la acelga, cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes | |
| Figura No.4. | Valores medios de la materia seca total (g) de acelga, cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes..... | 48 |
| Figura No.5. | Valores medios de la concentración de Pb en la materia seca $\mu\text{gPb/g}$ biomasa de tres cortes de hoja de acelga, cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes..... | 51 |
| Figura No.6. | Valores medios de la concentración de Pb en la materia seca de tres cortes de pecíolo de acelga, cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes | 53 |
| Figura No.7. | Valores medios de la concentración de Pb en la materia seca del tallo de acelga, cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes..... | 55 |
| Figura No.8. | Valores medios de la concentración de Pb en la materia seca de la raíz de la acelga cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes | 56 |
| Figura No.9. | Grafica de valores medios de la concentración de Pb en las diferentes partes de la planta | 58 |
| Figura No.10. | Grafica de valores medios del Pb (μg) fitoextraído en las diferentes partes de la planta de la acelga cultivada bajo varios tratamientos de agentes quelatantes | 60 |
| Figura No.11. | Valores medios de la Extracción total de Pb (μg) por la acelga, cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes | 62 |
| Figura No.12. | Valores medios del % de Extracción de Pb por la acelga, cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes | 62 |
| Figura No.13. | Valores de la capacidad fitoextractora de la acelga, cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes | 64 |

quelatantes, expresados en %

I. INTRODUCCIÓN

La contaminación por los metales pesados actualmente es un tema de gran importancia ambiental para la salud pública, los daños que causan son tan severos y en ocasiones con ausencia de síntomas e irreversibles. El plomo (Pb) es el más estudiado en torno a este problema, debido a que ha sido el más utilizado, el que ha causado más problemas y preocupación en todo el mundo. El Pb no puede ser transformado en una forma inocua y la dispersión de este metal no conoce límites geográficos y contamina áreas lejanas al sitio de emisión original.

La contaminación por el Pb y sus efectos adversos potenciales ha sido observada en México desde hace apenas una década atrás, como es el caso del envenenamiento por metales pesados entre la población infantil de Torreón, Coahuila, en el Norte-Centro de México, debido al funcionamiento de la cuarta fundidora más importante del mundo, propiedad de la compañía Peñoles, situada en el centro de la ciudad de Torreón. El envenenamiento por Pb no es un problema exclusivo de un solo sitio ya que en otros lugares puede presentarse la contaminación por Pb pero las fuentes emisoras pueden ser distintas, como en el caso reciente que afecta a los vecinos de la empresa Pigmentos y Óxidos S.A. en el área metropolitana de Monterrey, Nuevo León (Valdés, 1999).

La contaminación por Pb se encuentra en el agua, aire, y suelo, afectando a las plantas y animales, y la misma población humana que se encuentra cerca de la fuente de contaminación. Una de las alternativas actuales para la remediación de los suelos contaminados por Pb, es la fitorremediación, que consiste en la utilización de plantas que sean hiperacumuladoras de metales pesados. Se tienen referencias de que hace aproximadamente 300 años, las plantas fueron propuestas para el uso en el tratamiento de las aguas residuales (Hartman, (1975), citado por EPA, 2000), y a finales del siglo XIX, los *Thlaspi caerulescens* y la *Viola calaminaria* eran las primeras especies de la planta documentadas para acumular altos niveles de metales (Baumann, 1985). La idea de utilizar plantas con alta capacidad de acumular metales, para extraer los metales de suelos contaminados, fue reintroducida y desarrollada por Chaney en 1983, pero recién

tuvo aceptación a partir de 1990. La primera prueba de fitoextracción se realizó con el Zn en 1991, (citado por Pineda, 2004).

El presente trabajo tuvo como objetivo principal evaluar a la acelga (*Beta vulgaris* L. var. *Cicla* (L.)), asistida con quelatos como fitoextractora de Pb en un suelo contaminado, y determinar el grado de influencia de los quelatos en el proceso de extracción de Pb por las plantas. Todo esto con el fin de encontrar plantas, oriundas y cultivables, con alta capacidad extractora y con esto desarrollar una técnica adecuada para la fitorremediación de los suelos contaminados con metales pesados, en este caso el Pb.

II. OBJETIVO

Evaluar a la acelga (*Beta vulgaris* L. var. *cicla* (L.)) como fitorremediador de un suelo contaminado con Pb, y determinar el grado de influencia de los quelatos en el proceso de extracción de este metal por las plantas.

III. HIPÓTESIS

Al menos uno de los quelatos aplicados a la acelga provocará que las plantas incrementen la cantidad de Pb extraída de un suelo contaminado.

IV. ANTECEDENTES

4.1 LA CONTAMINACIÓN DEL MEDIO AMBIENTE

El crecimiento y desarrollo de la humanidad, en la búsqueda de un bienestar, ha generado la emisión de diferentes sustancias tóxicas para los seres vivos, y como consecuencia ha provocado la contaminación de los elementos del ecosistema, como el agua, el aire y el suelo, los contaminantes pueden generarse o depositarse en cualquiera de esos tres elementos y moverse de un lugar a otro hasta llegar a la biota, que es el elemento en el que ocasionan daños y por el que ingresan a las redes tróficas. El término contaminación se refiere a la introducción o incremento anormal de sustancias que pueden ejercer efecto dañino sobre los organismos presentes en los ecosistemas. La contaminación puede ser de origen natural pero por lo general, esta relacionada con las actividades del hombre. Muchos contaminantes son bioacumulativos y sus efectos irreversibles que se manifiestan a largo plazo, algunas de las cuales pueden ser transformadas por los organismos vivos (biodegradables) y otras que son persistentes (no biodegradables). El tiempo de residencia del contaminante en el medio ambiente depende del elemento del ecosistema en el que se encuentre. Lo común de este problema es que la sociedad lo ignore y por tal motivo se les puede considerar como una epidemia silenciosa, tal es el caso de la contaminación por los metales pesados, que en muchos de los casos los daños que causan son tan severos y con ausencia de síntomas.

4.1.1 Contaminación por metales pesados

El medio ambiente puede describirse como un sistema abierto y dinámico, compuesto por la atmósfera, hidrósfera y biósfera, en las que ocurren diferentes procesos biogeoquímicos, controlados por flujos variables de materia y energía procedentes de la atmósfera, hidrósfera y la biósfera (Sposito, 1983).

En condiciones normales, la mayoría de los metales potencialmente tóxicos se encuentran en cantidades fijadas por consideraciones de orden geológico y en formas químicas muy insolubles, por lo tanto, no representan un peligro para la biota, (Bautista, 1999).

No obstante, como consecuencia de las diversas actividades humanas, principalmente la industria, esta situación ha cambiado radicalmente. Se han emitido a la atmósfera grandes cantidades de contaminantes, lo cual ha provocado un impacto ambiental, como lo es la acumulación de estos contaminantes en el suelo en grandes cantidades y/o en formas solubles, rompiendo el equilibrio natural y causando la contaminación de acuíferos y, en ocasiones, la introducción de estos elementos en la red trófica. Particularmente importantes en este sentido son los llamados metales pesados, estos elementos son absorbidos por las plantas cultivadas y asimilados o depositados en las mismas; posteriormente al ser consumidos por animales y personas, llegan a producir trastornos metabólicos (Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

Cuando se menciona el término metal pesado, algunas personas lo interpretan como elemento tóxico. Lo cual es incorrecto, pues no todos los metales pesados son tóxicos ni todos los elementos tóxicos son metales pesados.

Desde el punto de vista químico, el término de metales pesados se aplica al grupo de elementos químicos con una densidad mayor de 6 g/cm^3 (Alloway, 1995). En el cuadro N0.1 se muestran los metales pesados más importantes, sus densidades, abundancia y su categoría como esenciales y/o contaminantes. Barceló y Poschenrieder en 1992 utilizaron como índice un valor de densidad de 5 g/cm^3 .

Cuadro No.1. Los metales pesados más importantes, sus densidades, abundancia y su categoría como esenciales y/o contaminantes.

| Elemento | Densidad g/cm³ | Rocas mg/kg | Esencial | Contaminantes vegetal/animal |
|-----------------|--------------------------------------|--------------------|-----------------|---|
| Ag | 10.5 | 0.07 | | X |
| Au | 19.3 | 0.05 | | |
| Bi | 9.8 | 0.17 | | X |
| Cd | 8.7 | 0.2 | | X |
| Cr | 7.2 | 100.0 | X | X |
| Co | 8.9 | 25.0 | X | X |
| Cu | 8.9 | 55.0 | X | X |
| Fe | 7.9 | 6×10^4 | X | X |
| Hg | 13.6 | 0.08 | | X |
| La | 6.2 | 25.0 | | X |
| Mn | 7.4 | 950.0 | X | |

| | | | | |
|-----------|------|-------|---|---|
| Pb | 11.3 | 13.0 | | X |
| Mo | 10.2 | 1.5 | X | X |
| Ni | 8.9 | 75.0 | X | X |
| Pt | 21.5 | 0.05 | | |
| Tl | 11.9 | 0.45 | | X |
| Th | 11.5 | 9.6 | | X |
| Sn | 7.3 | 2.0 | X | X |
| U | 19.1 | 2.7 | | X |
| V | 6.1 | 135.0 | | X |
| W | 19.3 | 1.5 | X | X |
| Zn | 7.1 | 70.0 | X | X |
| Zr | 6.5 | 165.0 | | X |

Tomado de Davis, (1980).

La toxicidad de los elementos depende en gran medida de la dosis o cantidades de las que se traten, ya que existen elementos esenciales que en grandes dosis son tóxicos, elementos pesados que no son reportados como tóxicos como el Pt, U, W y Au, que son los mas pesados, existen elementos abundantes en la naturaleza como el Fe, Mn, Zr, V, que no son reportados como tóxicos, pero que son esenciales, y existen elementos que son Zootóxicos como el Cd, Hg, Pb. Que son escasos, con excepción del Pb. Schroeder (1971) considera también al Zi, Sb y Be como zootóxicos y menciona que el efecto toxico de los elementos es inversamente proporcional a su abundancia en la naturaleza, (Bautista, 1999).

El tiempo de residencia de los contaminantes en el aire es bajo, de algunos minutos a algunos días. En el agua, los contaminantes tienen un tiempo de residencia medio. En el suelo, el tiempo de residencia de los contaminantes suele ser alto y generalmente los contaminantes tanto del aire como del agua llegan al suelo. La contaminación del aire y del agua es la más evidente, la que más preocupa, y la mas estudiada en la actualidad, esto se debe a que en el agua y aire la uniformidad de la dispersión es mayor que en el suelo, (Bautista, 1999).

El último sumidero de los metales pesados, y de muchos compuestos orgánicos tóxicos, es el suelo. A menudo, se acumulan en la capa superficial del suelo y pueden ser absorbidos por las raíces de las plantas. La distribución de

metales pesados en los perfiles de suelos, así como su disponibilidad, está controlada por parámetros como las propiedades intrínsecas del metal y las características de los suelos (Colombo *et al.*, 1998). La cantidad y calidad de los sitios de adsorción, la formación de complejos y tipo de complejos orgánicos e inorgánicos, la composición catiónica y aniónica del suelo, conductividad hidráulica y actividad microbiana, son factores que afectan el comportamiento de los metales en el suelo (Ramos *et al.*, 2001). Además los materiales húmicos del suelo tienen una gran afinidad por los cationes de metales pesados. El enlace de los cationes metálicos ocurre en gran parte por la formación de complejos entre éstos y los grupos -COOH de los ácidos húmicos y fúlvicos. Normalmente, los ácidos húmicos dan lugar a la formación de complejos que son insolubles en agua, mientras que los complejos con los ácidos fúlvicos, que son más pequeños, sí son solubles.

Los metales pesados incorporados al suelo pueden seguir cuatro diferentes vías:

- Pueden quedar retenidos en el suelo, ya sea disueltos en la solución del suelo o bien fijados por procesos de adsorción, formación de complejos y precipitación
- Pueden ser absorbidos por las plantas y así incorporarse a las cadenas tróficas.
- Pueden pasar a la atmósfera por volatilización
- Pueden movilizarse a las aguas superficiales o subterráneas

En el suelo, los metales pesados están presentes como iones libres, compuestos metálicos solubles, compuestos insolubles como óxidos, carbonatos e hidróxidos, (Pineda, 2004). El comportamiento de los metales pesados en el suelo depende principalmente de la forma en que se encuentran presentes y de las propiedades físicas y químicas del suelo. Se ha observado que 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.

Aproximadamente un 10% de los metales se encuentran como contenido nativo pertenecientes a materiales de algunos suelos, pero más del 90% llegan al suelo por deposiciones atmosféricas secas y húmedas y como resultado de algunas prácticas agronómicas. Algunos de estos metales como Cr, Cu, Co y Mo, son elementos traza esenciales para animales, microorganismos y plantas, mientras otros no lo son como Pb, Cd, Zn; sin embargo en altas concentraciones todos ellos son considerados tóxicos. Su biodisponibilidad y toxicidad a microorganismos incluyendo hongos micorrízicos, plantas y animales son influidos por diversos factores particularmente pH, temperatura, potencial redox, capacidad de intercambio catiónico de la fase sólida y competencia entre iones (Leyval *et al.*, 1994; Schmitt y Sticher, 1991).

En la actualidad, se ha desarrollado tecnología para disminuir y controlar la contaminación tanto del aire como del agua. Sin embargo los estudios sobre la remediación, prevención y control de la contaminación del suelo son aun escasos.

4.2 EL PLOMO

El plomo (Pb) es un metal pesado, azulado, suave y maleable, usado en varios procesos industriales. El Pb existe naturalmente en la corteza terrestre, formando una gran variedad de minerales entre los que se encuentran principalmente: galena (PbS), anglesita (PbSO₄), cerusita (PbCO₃) y crocoita (PbCrO₄), Valdés y Cabrera, 1999; de donde es extraído y procesado para usos diversos. El plomo es un producto muy importante en la industria moderna. Esta importancia se debe a propiedades como: bajo punto de fusión, alta densidad, baja dureza y resistencia a ácidos. Lo anterior hace que el plomo intervenga en numerosas cadenas productivas y el consumo de los productos que lo contienen esté ampliamente difundido en el mundo.

Los principales usos de este metal y sus compuestos son: en baterías, tetraetilo de plomo (en gasolinas) que se dejó de usar en México a partir de 1997, pigmentos, cerámica, plásticos, municiones, soldaduras, circuitos electrónicos, cubiertas de cables y equipo militar. Además, su uso para atenuar ondas de sonido, radiación atómica y vibraciones mecánicas, va en aumento. En estas últimas aplicaciones, se aprovecha la suavidad y densidad alta del plomo para formar aleaciones que son las que realmente se usan.

El Pb 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. El Pb es el elemento menos móvil, su tiempo de residencia: 800-6000 años en el medio ambiente. El PbS, se oxida por la meteorización a PbSO₄ que es más soluble. El Pb²⁺ puede sufrir varios procesos químicos tales como absorción en arcillas, materiales orgánicos y/u óxidos de Fe/Mn, precipitación como compuesto insoluble y/o formar complejos con ligandos orgánicos e inorgánicos.

Algunos de los compuestos insolubles del Pb son Pb(OH)₂, PbCO₃, PbS, PbO, PbSO₄. La especie que predomine dependerá del pH, potencial, fuente que lo produzca y aniones presentes. Algunos de los compuestos de Pb encontrados en los sedimentos son PbS, PbSO₄ y PbCO₃, estos compuestos sólidos se alteran con las propiedades redox del sedimento.

4.3 EL PLOMO EN EL MEDIO AMBIENTE

Una de las preocupaciones más grandes por la salud humana es causado por la contaminación de Pb. La exposición al Pb puede ocurrir de diferentes maneras, incluyendo la inhalación del aire y de la ingestión del Pb en alimento, agua, suelo, o polvo. La exposición de Pb excesiva puede causar asimismo, el

retraso mental, y desórdenes del comportamiento. El peligro del Pb es agravado por la baja movilidad ambiental.

La intoxicación por Pb se conoce desde la Antigüedad. En el siglo II a.C. Dioscórides, un médico griego, afirmó que "el Pb hace que se pierda la cabeza" (Major, 1954). Los efectos de la intoxicación por Pb fueron descritos por Hipócrates en la antigua Grecia. Benjamín Franklin también describió el efecto de la ingesta de este metal entre los trabajadores de su imprenta, especialmente los que fabricaban y manipulaban los linotipos hechos de Pb (Turner, 1897).

El problema de la contaminación por Pb en México se debe a, que desde la época de la colonia, y hasta fechas relativamente recientes, la principal actividad industrial potencialmente es la minería, la cual dejó su huella en todas las regiones mineras y los centros poblacionales asentados en la vecindad de las montañas de jales acumulados. El impacto ambiental de esta situación es relativamente grande, ya que se encuentran contaminados grandes áreas circunvecinas de las zonas mineras del país, se tienen problemas de contaminación del suelo, el aire, los mantos acuíferos, la intoxicación de la flora, la fauna y del hombre mismo.

Dado que el Pb, As y el Cd están entrando al organismo de los afectados por la ingesta de polvo, el estudio de éste y del suelo de donde proviene, adquiere una importancia central para evaluar las dimensiones del problema y para establecer estrategias de remediación.

Para tomar medidas de remediación de suelos, es necesario saber cuando se considera que un suelo se encuentra contaminado, por lo que los suelos no contaminados tienen concentraciones de Pb inferiores a 50 partes por millón (ppm); los que sí están contaminados en muchas áreas urbanas, exceden las 200 ppm. Las zonas próximas a las minas de Pb, a las industrias que emplean este metal y a las fundiciones, pueden tener niveles de contaminación del suelo superiores (hasta 60 000 ppm), (Nriagu, (1979), Calmet, 1995).

Con el propósito de interpretar el nivel de los metales pesados en el suelo, solo han sido considerados los valores iniciales de su contenido: valores analíticamente determinados tanto en suelos normales no afectados por el impacto antropogénico como en suelos afectados. Los valores que representan los límites máximos permitidos de concentración de metales pesados en suelos fueron establecidos, principalmente aplicable al crecimiento y desarrollo de plantas. Los límites máximos permitidos fueron establecidos en Alemania, de acuerdo con los resultados obtenidos de laboratorio, invernadero y experimentos de campo (cuadro No. 2). De acuerdo con Kloke (1980) y Chumbley (1991) los límites máximos permitidos siguen siendo utilizadas en muchos países, como Holanda, Austria, Canada, Japón y Estados Unidos de América.

Cuadro 2. Intervalos del contenidos de los límites normal y máximo permitidos de los metales pesados en los suelos (Kloke 1980).

| Elementos químicos | Intervalo de contenido normal | Límites máximos permitidos |
|--------------------|-------------------------------|----------------------------|
| | p.p.m. | |
| Cadmio | 0.1 - 1.0 | 3.0 |
| Cobalto | 1 - 10 | 50 |
| Cromo | 2 - 50 | 100 |
| Cobre | 1 - 20 | 100 |
| Níquel | 2- 5 | 50 |
| Plomo | 0.1 - 20 | 100 |
| Cinc | 3 - 50 | 300 |

En Polonia se ha evaluado la contaminación estableciendo un índice de contaminación/polución (c / p) que se obtiene dividiendo la concentración de metal en el suelo y el límite permitido, dando como resultado cinco clases de polución en suelos: 1) Ligera 2) Moderada, 3) Considerable, 4) Muy contaminados y 5) Extremadamente contaminados, (cuadro No.3). La clase 3, suelos

considerablemente contaminados, presentará riesgo de contaminación en cultivos. La clase 4 corresponde a suelos que no deben usarse para la producción de plantas utilizadas en alimentación, sobre todo si se trata de suelos ácidos y de textura ligera. La clase 5 debería excluirse de cualquier uso agrícola y proceder, dentro de lo posible, a su limpieza (Kabata - Pendias, 1995).

Cuadro 3. Clasificación de contaminación y polución (c/p) de suelos (Kabata - Pendias 1995).

| Índice c/p | Significado |
|-------------|--------------------------|
| < 0.1 | Contaminación muy leve |
| 0.10 – 0.25 | Contaminación leve |
| 0.26 – 0.50 | Contaminación moderada |
| 0.51 – 0.75 | Contaminación severa |
| 0.76 – 1.00 | Contaminación muy severa |
| 1.1 – 2.0 | Polución leve |
| 2.1 – 4.0 | Polución moderada |
| 4.1 - 8.0 | Polución severa |
| 8.1 – 16.0 | Polución muy severa |
| >16.0 | Polución excesiva |

En el suelo, el Pb se encuentra principalmente en forma de Pb^{2+} , también es conocido su estado de oxidación +4. No realiza un papel esencial en las plantas; la absorción, en caso de presentarse, es de un modo pasivo, la tasa de absorción se reduce al aumentar el pH ($PbCO_3$ es insoluble) y por bajas temperaturas, (Bautista, 1999).

La interacción del Pb en el suelo depende de la forma en que se encuentre el Pb y de las propiedades físicas y químicas del suelo. Al aumentar la materia orgánica en el suelo, aumenta la interacción del Pb con el suelo. Al aumentar la concentración de coloides inorgánicos, aumenta la interacción con el suelo. A un pH mayor a cinco, y en un suelo con más de cinco por ciento de materia orgánica, el Pb se retiene en los primeros cinco centímetros de suelo. Al mismo pH en suelos con menor carga de materia orgánica, el Pb puede inmovilizarse por la interacción con iones fosfatos y carbonatos, a pH's ácidos, el Pb se solubiliza, es decir disminuye la interacción con el suelo y al disminuir la interacción con el

suelo aumenta la solubilidad del Pb y puede entonces lixiviarse contaminando acuíferos o puede ser captado por las plantas. Otro factor que favorecería la lixiviación sería que la concentración del Pb fuese de tal magnitud que se sobrepase la capacidad amortiguadora del suelo. En conclusión, la presencia de carbonatos y la alcalinización de suelos serían factores que impedirían la solubilidad del Pb.

La principal fuente de metales pesados para las plantas es el medio en el que crecen, por ejemplo, el suelo, que es uno de los factores mas importantes que determinan la disponibilidad de los elementos vestigio, los cuales se absorben, con mayor facilidad cuando las especies se encuentran disueltas en la solución del suelo, ya sea en sus formas iónicas, quelatos o complejos, (Bautista, 1999). El Pb que se encuentra en la tierra es absorbido a través de las raíces de los vegetales y el Pb que se encuentra en la atmósfera puede caer en las hojas de los mismos, (Mushak, (1989) citado por Calmet, 1995).

Se debe de aprovechar que el suelo es un sistema en el que se encuentran varios elementos (arcillas, microorganismos, etc.) y que se presenten procesos (oxidación, reducción, hidrólisis, precipitación, adsorción, absorción, quelación, etc.) que pueden ayudar a eliminar algunos contaminantes del ambiente que son dañinos en otros elementos como el aire y agua (Bautista, 1993).

La solubilidad del Pb en el agua depende del tipo de compuesto. Carbonatos, fosfatos y sulfatos son de baja solubilidad. Acetatos y nitratos son más solubles. Los compuestos insolubles del Pb pueden adherirse a las partículas suspendidas y a los sedimentos. Al disminuir el pH disminuye la interacción con los sedimentos y aumentaría la presencia de Pb en el cuerpo de agua, (Díaz, 1999).

4.3.1 Fuentes de contaminación de Pb

La amplia utilización de este metal, la inexistencia de un proceso de eliminación natural y su elevada vida media hacen que se acumulen en los ecosistemas. Las fuentes contaminantes del Pb, de acuerdo a su origen se clasifican en naturales y antropogénicas.

Las fuentes naturales son todos aquellos fenómenos naturales que emiten compuestos a base de plomo, como son emisiones volcánicas, la meteorización de rocas, los desgastes de cerros, volcanes, que constituyen una fuente relevante de los metales pesados en el suelo.

Las fuentes antropogénicas son consecuencia de las actividades del hombre, las que contaminan con Pb son múltiples, como la industria minera que está catalogada como una de las actividades industriales más generadora de metales pesados, las fundidoras, las fábricas de baterías, algunas pinturas, la loza de barro vidriado cocida a baja temperatura y las gasolinas con tetraetilo de Pb (que se dejaron de usar en México en 1997), y la emisión a la atmósfera de cada una de ellas es considerable (cuadro No. 4), y para en el caso del suelo (cuadro No. 5).

Cuadro No. 4. Estimación de la Emisión Antropogénica de Pb hacia la atmósfera

| Fuente | Emisión (toneladas / año) |
|--------------------------------|---------------------------|
| Combustión de Carbón | |
| • Plantas de energía eléctrica | 780-4650 |
| • Industrial y doméstico | 990 - 9 900 |
| Combustión de Petróleo | |
| • Plantas de energía eléctrica | 230-1740 |
| • Industrial y doméstico | 720 - 2 150 |
| Producción de Pb Fundición | |
| • Minería | 1700-3400 |
| • Producción de Pb | 11700-31200 |
| • Producción de cobre-Ni | 11000-22100 |
| • Producción de cadmio-Zn | 5520 - 11 500 |
| Otros | |
| • Producción de acero | 1070-14200 |
| • Fuentes móviles | 248 030 |

Fuente: Environmental Health Criteria 165, Inorganic Lead, OMS 1995. Díaz 1999.

La gasolina ha sido una de las fuentes de exposición al plomo más importantes en el mundo, no tan sólo por el hecho de que el plomo en ellas se ha introducido en forma de un compuesto orgánico fácilmente biodisponible, el tetraetilo de plomo, sino también por que el uso de los vehículos que consumían gasolina con el tetraetilo de plomo fue ampliamente difundido. En México, el contenido de plomo en la gasolina Nova disminuyó considerablemente entre 1986 y 1992, variando de 0.98 g/l a 0.07 g/l, lo cual significó una reducción del 92 por ciento, (Carabias *et al.*, 1999).

Cuadro No. 5. Estimación de la emisión antropogénica de Pb hacia el suelo

| FUENTE | EMISIÓN MÁXIMA (toneladas / año) |
|---------------------------|---|
| Residuos orgánicos | 1 600 |
| Fertilizantes | 2 300 |
| Lodos residuales | 9 700 |
| Residuos sólidos | 11 000 |
| Residuos animales | 20 000 |
| Residuos agrícolas | 27 000 |
| Cenizas de carbón | 242 000 |
| Precipitación atmosférica | 263 000 |
| Residuos comerciales | 390 000 |
| Residuos mineros | 390 000 |
| Residuos metalúrgicos | 390 000 |

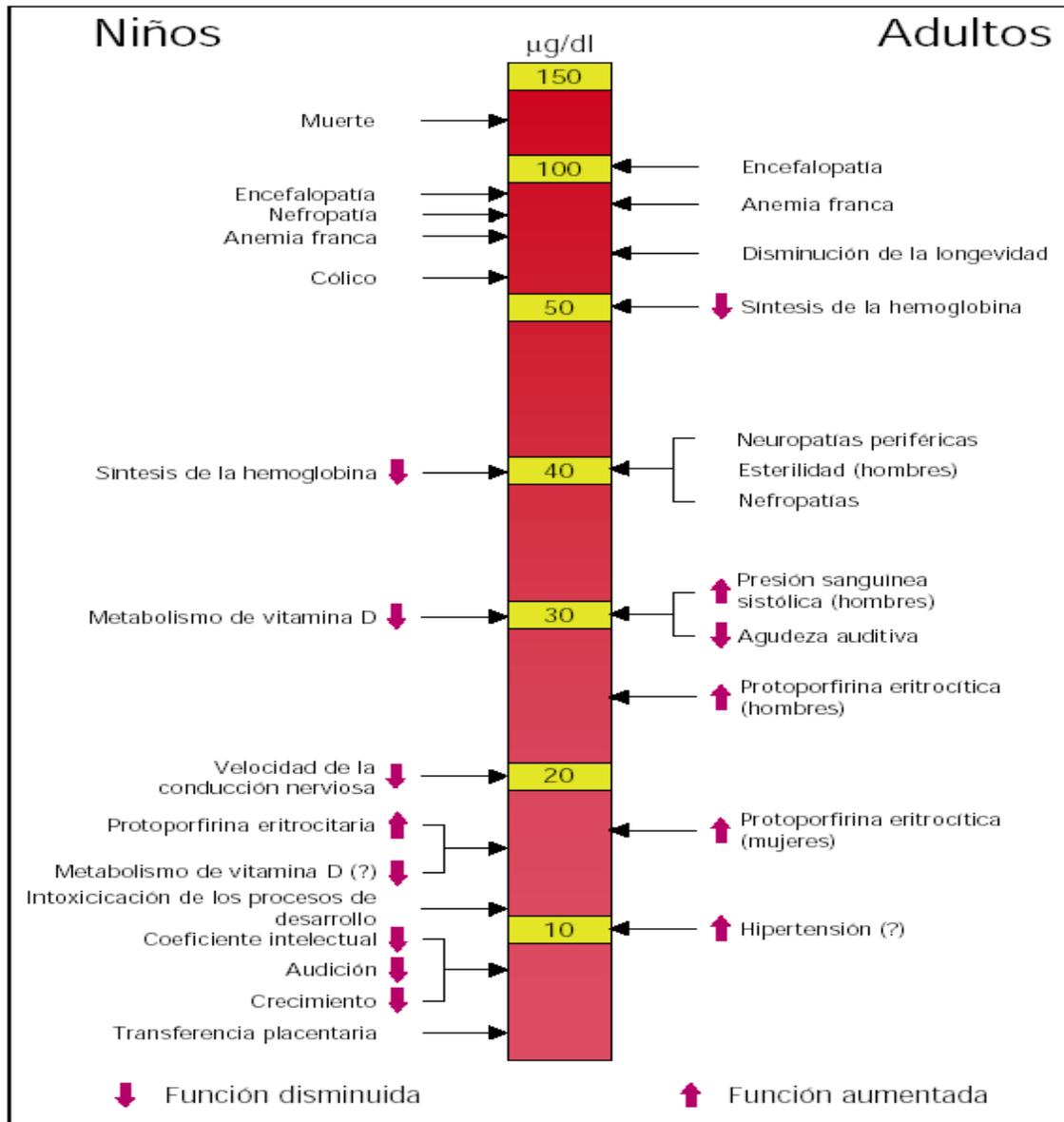
Fuente: Environmental Health Criteria 165, Inorganic Lead, OMS 1995. Díaz 1999.

De acuerdo con Cabrera *et al.*, (1999); la actividad minera genera el desprendimiento de sustancias tóxicas, algunas de ellas asociadas con la roca, otras utilizadas para la separación de los minerales que se extraen y son difundidos en el ambiente las cuales se bioacumulan en el organismo humano ocasionando envenenamiento y una amplia variedad de enfermedades al trabajador así como también a los habitantes de las comunidades próximas a una mina y en concentraciones elevadas ocasiona la muerte.

Por ejemplo los polvos de plomo provocan alteraciones al sistema nervioso central, desestabilizando el carácter, irritabilidad, insomnio, afecta las células

reproductivas derivándose de esto malformaciones congénitas, abortos, partos prematuros, insuficiencias renales. En las familias mineras los niños son principalmente afectados, ocasionándoles pérdidas de la capacidad de aprendizaje, y lento crecimiento. El plomo se acumula en los huesos impidiendo la producción de la sangre. En nueve sistemas de clasificación de riesgo citados por el Fondo para la Defensa Ambiental o Environmental Defense Fund, el Pb aparece como un material que es más peligroso que la mayoría de los productos químicos. Se le considera dentro del 10% de los materiales más peligrosos para la salud humana, el cual causa diferentes daños, la toxicidad en adultos esta relacionada a la concentración del Pb en la sangre. (cuadro No. 6).

Cuadro No. 6. Toxicidad Asociada al Plomo relación con niveles de Pb en sangre



ATSDR, 1992.

La minería en México a sido la principal actividad industrial desde la época de la colonia, lo que ha hecho que sea una fuente principal de contaminación a través de la historia. Actualmente, la posición de la minería dentro de las industrias de sector primario es significativa aún cuando enfrenta problemas de mercados deprimidos (Gutiérrez, 2003).

Dichas actividades tienen una gran importancia si se considera que México es uno de los principales productores mundiales de más de una docena de

minerales y metales, entre los que sobresale la plata. En 1998, México ocupó el sexto lugar mundial en producción de plomo, en el cuadro No.7. Se resume la cantidad de producción, exportación e importación de plomo en el periodo de 1990-1998. El plomo se encuentra contenido en la mayor parte de los minerales que se obtienen en las actividades mineras en México, las cuales se realizan desde los tiempos de la colonia. Las principales regiones productoras de plomo en el país durante 1998 fueron: Saucillo, Chih. (23.3%); Noria de los Ángeles, Zac. (14.7%); San Francisco del Oro, Chih. (9.5%); Santa Bárbara, Chih. (9.5%); Zimapán, Hgo. (7.4%); Mazapil, Zac. (6.5%) y Sombrerete, Zac. (5.3%).

Cuadro No.7. Producción, exportación e importación de plomo en el periodo de 1990-1998 (toneladas).

| Acción | 1990 | 1991 | 1992 | 1993 | 1994 | 1995 | 1996 | 1997 | 1998 |
|-------------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|
| Producción | 174 137 | 158 831 | 173 014 | 179 675 | 163 836 | 179 741 | 167 115 | 174 661 | 166 060 |
| Exportación | 113 852 | 101 553 | 106 467 | 102 624 | 31 826 | 37 092 | n.d. | n.d. | n.d. |
| Importación | 2 762 | 1 566 | 1 853 | 48 431 | 6 435 | 796 | n.d. | n.d. | n.d. |

n.d. No disponible.

Fuentes: Datos de 1990 a 1995: Consejo de Recursos Minerales 1996. Datos de 96 a 1998:

Peñoles, comunicación personal. (Carabias 1999).

Casi dos terceras partes de la producción se destina para producir óxidos de plomo, que sirven, entre otros usos, como materia prima para las industrias del hierro, del acero, del papel y la textil y la cerámica, así como para elaborar pigmentos y en la fabricación de acumuladores.

En el cuadro No.8. Se muestra el volumen de la producción, entre 1997 y 2002, de metales y minerales en los estados con mayor rendimiento (Baja California, Coahuila, Chihuahua, Durango, Guanajuato, Guerrero, Hidalgo, Jalisco, México, Michoacán, Querétaro, San Luis Potosí, Sinaloa, Sonora y Zacatecas).

Cuadro No. 8. Volumen (t) de la producción de metales y minerales seleccionados (Au, Ag, Pb, Cu, Zn, C, Fe, S, Barita, Fluorita), de 1997 a 2002, en los estados con mayor rendimiento.

| ESTADO | 1997 | 1998 | 1999 | 2000 | 2001 | 2002 |
|--------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| BC | 15 | 18 | 36 | 70 | 16 | 0 |
| Coah | 4,068,705 | 4,177,409 | 2,694,646 | 4 103,969 | 3,701,755 | 3,432,254 |
| Chih | 237,907 | 253,308 | 220,347 | 251,914 | 213,517 | 195,584 |
| Dgo | 51,470 | 33,650 | 38,750 | 50,151 | 44,714 | 28,646 |
| Gto | 30,325 | 30,868 | 13,538 | 13,702 | 42,153 | 59,970 |
| Gro | 17,073 | 17,519 | 15,723 | 6,314 | 53,864 | 14,942 |
| Hgo | 84,486 | 84,612 | 106,139 | 112,337 | 94,647 | 94,647 |
| Jal | 733,057 | 882,141 | 999,192 | 828,645 | 162 | 118 |
| Mex | 24,636 | 29,926 | 24,323 | 36,629 | 39,321 | 35,928 |
| Mich | 1,569,537 | 1,372,208 | 1,683,628 | 1,826,415 | 1,718,480 | 951,238 |
| Qro | 7,660 | 3,886 | 7,689 | 152 | 1,900 | 12 |
| SLP | 467,297 | 492,583 | 471,377 | 562,306 | 540,300 | 560,092 |
| Sin | 5,167 | 3,865 | 4,905 | 4,231 | 684 | 288 |
| Son | 492,097 | 382,448 | 415,408 | 357,075 | 318,819 | 293,475 |
| Zac | 189,042 | 190,311 | 155,696 | 165,609 | 179,611 | 258,290 |

Fuente: Cuadro elaborado a partir de datos publicados en las series de estadísticas del INEGI 2003. (Volke *et al.*,2005).

Entre los estados que destacan por su contribución con la producción de metales y minerales siderúrgicos, se encuentran Coahuila, Jalisco y Michoacán. En el cuadro No. 9. Se describen los principales metales y minerales que se extraen en las regiones mineras de México, así como el número de distritos mineros y zonas mineralizadas en cada estado.

En México, la separación del mineral de los materiales sin valor se lleva a cabo básicamente a través de dos métodos: la flotación y la hidrometalurgia. Como se mencionó, los impactos ambientales ocasionados por los métodos de flotación aumentan proporcionalmente al incremento del uso de reactivos para favorecer el proceso. Los elementos potencialmente tóxicos más comunes derivados de estos procesos, en el caso de México, son Pb, Cd, Zn, As, Se y Hg (Gutiérrez, 2003).

Cuadro No.9. Número de distritos mineros y zonas mineralizadas por estado. Se presentan los principales metales y minerales extraíbles de cada región.

| ESTADO | DISTRITOS | ZONAS MINERALIZADAS | METALES Y MINERALES |
|--------|-----------|--|--|
| BC | 10 | 4 | Au, Ag, Pb, Zn, Cu, W, Mn, cuarzo, barita, ónix calcáreo, ceniza volcánica pétrea, zeolita, roca caliza, magnetita |
| Coah | 11 | 5 | Fe, Cr, Sm, Zn, Cu, Ag, Au, Mg, Na, barita, óxidos de Pb y Zn, galena, fluorita, cuarzo, pirita, carbón, yeso |
| Chih | 35 | 32 | Au, Ag, Pb, Zn, Cu, Fe, mármol, fluorita, yeso, pirita, malaquita, óxidos de Fe, caolín |
| Dgo | 34 | 13 | Au, Ag, Pb, Cu, Zn, cuarzo, andesitas, pizarras, granito, mármol |
| Gto | 8 | 4 | Au, Ag, Cu, Pb, Zn, cuarzo, calcita, calcopirita, pirita, arcillas, clorita, galena, granito, sulfuros |
| Gro | 6 | 18 | Au, Ag, Pb, Cu, Zn, Fe, Al, Cd, Ba, Sn, W, Cr, Sb, caliza, yeso, dolomita |
| Hgo | 3 | 15 regiones mineras | Au, Ag, Pb, Cu, Zn, Mn, cal hidratada, bitumen, mármol, caliza, caolín, pómez, carbón, arena, sílica |
| Jal | 15 | 2 (4 regiones mineras) | Au, Ag, Pb, Cu, Zn, Mn, Fe, Sn, cantera, ópalo, diatomita, caolín, granito, barita, caliza, yeso, arcilla, mármol, fosforita |
| Mex | 5 | 6 (7 regiones mineras) | Au, Ag, Pb, Cu, Zn, Cd, cantera, grava, arena, ceniza volcánica pétrea, tepetate, caliza, sílica |
| Mich | 11 | 19 (13 regiones mineras) | Au, Ag, Cu, Pb, Mo, W, Ba, Fe, Mn, caolín, cuarzo |
| Qro | 13 | 2 (7 regiones mineras) | Ag, Pb, Zn, Au, Cu, sulfuros, mármol, ópalo, cantera, caolín |
| SLP | 13 | 23 (14 regiones mineras) | Fe, Au, Ag, Zn, Cu, Pb, Hg, arena, caliza, cuarzo, pirita |
| Sin | 13 | 13 | Au, Ag, Cu, Pb, Mo, Fe, Zn, Ni, Co, Pt, Ru, Ir, cuarzo |
| Son | 20 | 10+1 región carbonífera (13 regiones mineras) | Au, Ag, Cu, Fe, carbón |
| Zac | 14 | 12 (18 regiones mineras) | Au, Ag, Cu, Pb, Zn, Fe, cantera |

Fuente: elaborada a partir de datos publicados en las series Monográficas geológico-mineras de los estados (COREMI 1992a,b,c,d,e,f,g,h,i,j,k,l, 1993, 1994, 1999).

Durante 1995, la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (Profepa), con ayuda de sus delegaciones estatales, comenzó la identificación de los sitios abandonados contaminados con residuos peligrosos a nivel nacional. En 1997, el listado preliminar nacional de sitios abandonados contaminados con residuos peligrosos constaba de 59 sitios en 16 entidades federativas; para 1999, se contaba con el inventario correspondiente a 17 estados, en los cuales se localizaron 105 sitios sin responsable identificado (cuadro No.10).

Cuadro No.10. Distribución de sitios abandonados por entidad federativa de acuerdo con su prioridad

| ESTADO | TOTAL | PRIORIDAD | | |
|-----------------|-------|-----------|----|----|
| | | A | B | C |
| Baja California | 2 | 2 | 0 | 0 |
| Coahuila | 1 | 0 | 1 | 0 |
| Chihuahua | 2 | 2 | 0 | 0 |
| México | 17 | 6 | 7 | 4 |
| Guanajuato | 6 | 2 | 2 | 2 |
| Hidalgo | 12 | 4 | 5 | 3 |
| Jalisco | 3 | 2 | 1 | 0 |
| Morelos | 2 | 0 | 1 | 1 |
| Nuevo León | 5 | 1 | 3 | 1 |
| Puebla | 2 | 0 | 2 | 0 |
| Querétaro | 16 | 0 | 2 | 14 |
| San Luis Potosí | 8 | 7 | 0 | 1 |
| Sonora | 2 | 1 | 1 | 0 |
| Tamaulipas | 3 | 2 | 0 | 1 |
| Tlaxcala | 3 | 0 | 0 | 3 |
| Veracruz | 12 | 5 | 3 | 4 |
| Zacatecas | 9 | 4 | 5 | 0 |
| Total | 105 | 38 | 33 | 34 |

Fuente: SEMARNAT 2004.

Algunos de estos sitios inventariados se encuentran contaminados por más de un tipo de residuo. Los metales pesados ocupan el primer lugar (61 sitios) entre los residuos peligrosos encontrados (cuadro No. 11). A su vez, el Pb es el más común de los metales pesados, presentándose en 23 de estos sitios. Los residuos biológico-infecciosos ocupan el segundo lugar (17.6%) y las escorias el tercero (13.5%), destacando las provenientes del sector del hierro y acero.

Como puede verse, la contaminación de suelos por metales es un problema persistente en muchos sitios del territorio. Dos de los contaminantes más frecuentes en las zonas mineras del país son el As y el Pb, además del Cd en algunas de ellas. Estos elementos potencialmente tóxicos, comúnmente, se encuentran en residuos como jales mineros y escorias de fundición, cuyo volumen supera las 80,000 ton (solamente en sitios registrados en los que se ha calculado el volumen) (SEMARNAT 2004).

Cuadro N0. 11. Principales residuos peligrosos encontrados en sitios abandonados

| TIPO DE RESIDUO | NÚMERO DE SITIOS | |
|---|------------------|------|
| | TOTAL | % |
| Metales (Cr, Pb, Hg, Zn), As, cianuro, baterías automotrices gastadas | 61 | 35.9 |
| Biológico-infecciosos | 30 | 17.6 |
| Escorias de fundición (Pb, Cd, As) | 23 | 13.5 |
| Grasas, aceites gastados | 19 | 11.2 |
| Solventes químicos | 14 | 8.2 |
| Químicos inorgánicos | 12 | 7.1 |
| Hidrocarburos | 11 | 6.5 |

Fuente: SEMARNAT 2004.

4.4 REMEDIACIÓN DE SUELOS

En la actualidad, se ha desarrollado tecnología para disminuir y controlar la contaminación tanto del aire como del agua, sin embargo, los estudios sobre la remediación, prevención y control de la contaminación del suelo son aun escasos (Bautista, 1999).

4.4.1 Métodos fisicoquímicos

Los tratamientos fisicoquímicos utilizan las propiedades físicas y/o químicas de los contaminantes o del medio contaminado para transformar, separar o inmovilizar al contaminante. Estas tecnologías pueden aplicarse en sitios contaminados con metales: inundación de suelos, lavado de suelos, extracción química, solidificación/ estabilización y electrorremediación.

4.4.1.1 La inundación del suelo

Es una técnica de tratamiento innovadora, que comúnmente se aplica *in situ*. Consiste en inundar el suelo contaminado con agua o con una solución de extracción para disolver y/o suspender el contaminante y, posteriormente, extraer la fase líquida que contiene el contaminante mediante un sistema de extracción.

La tecnología requiere la perforación de pozos de inyección y de extracción (Van Deuren *et al.*, 2002).

4.4.1.2 El lavado de suelos

Es una tecnología *ex situ*, en la cual el suelo contaminado se excava y se lava con agua o soluciones de extracción en una unidad de lavado con el fin de disolver, suspender o precipitar el contaminante, lográndose así su transferencia a la fase acuosa. El lavado de suelos, a diferencia de la inundación, puede concentrar los contaminantes en un volumen menor de suelo, debido a la separación entre partículas finas y gruesas, reduciendo así el volumen del material contaminado (partículas finas) (Freeman, 1998).

4.4.1.3 El tratamiento químico

También conocido como óxido-reducción química, es una técnica que implica reacciones de óxido-reducción (redox), las cuales transforman los elementos potencialmente tóxicos en compuestos o elementos no peligrosos o menos riesgosos, reduciendo su toxicidad o su solubilidad y/o aumentando su estabilidad química. Para metales y/o metaloides, se busca cambiar el estado de valencia, ya que de éste depende la capacidad del metal para reaccionar con otros contaminantes o compuestos presentes en el suelo y, por consiguiente, su precipitación y de esta manera, es posible disminuir la concentración biodisponible del elemento potencialmente tóxico en el suelo.

4.4.1.4 Solidificación/estabilización (S/E)

La S/E es un proceso que tiene como objetivo limitar la solubilidad o movilidad de un contaminante presente en el suelo, disminuyendo así su toxicidad o eliminando su lixiviación. La solidificación es un proceso que asegura mecánicamente a los contaminantes dentro de una matriz sólida, formando un bloque monolítico de alta integridad estructural, constituido por una mezcla del contaminante, el suelo y un agente punzolánico; esta técnica encapsula (atrapa físicamente) al contaminante en el suelo. La estabilización implica la adición de

materiales o sustancias que limiten la reactividad, volatilidad y/o solubilidad (movilidad) de un contaminante. En este caso existe una reacción del contaminante con el aditivo para formar compuestos menos solubles y móviles (Becerril y Navarrete, 1993).

4.4.1.5 Electrorremediación

La remediación electrocinética o electrorremediación es una tecnología innovadora que puede utilizarse para la remediación *in situ* de suelos contaminados con metales o compuestos orgánicos polares; es una técnica aplicable principalmente a suelos de baja permeabilidad.

Se basa en la aplicación de una corriente directa de baja intensidad a través del suelo contaminado, con el uso de electrodos divididos en extremos anódicos y catódicos. El campo eléctrico moviliza las especies cargadas hacia los electrodos, de manera que los iones metálicos, el amonio y los compuestos orgánicos cargados positivamente se moverán hacia el cátodo, mientras que los aniones (cloro, cianuro, fluoruro, nitratos y compuestos orgánicos cargados negativamente) se moverán hacia el ánodo. La corriente eléctrica genera la formación de un frente ácido en el ánodo y uno básico en el cátodo a partir de la disociación de algunas moléculas de agua; esta generación de condiciones ácidas puede ayudar a la desorción, disolución y transporte de algunos contaminantes metálicos hacia sistemas de recolección ubicados en el cátodo (Probstein, 1994).

4.4.2 Métodos biológicos

El término biorremediación se utiliza para describir una variedad de sistemas que utilizan el potencial metabólico de organismos vivos (plantas, hongos y bacterias, entre otros) para limpiar ambientes contaminados (Van Deuren *et al.*, 2002). La biorremediación de un suelo implica su descontaminación por vía biológica. En el caso de sitios contaminados con metales, los microorganismos pueden modificar su movilidad en el ambiente a través de cambios en sus características físicas o químicas (Lovley y Coates, 1997).

4.4.2.1 Biosorción (inmovilización microbiana de metales)

La biosorción es la separación pasiva de metales y metaloides por interacciones con material biológico vivo o muerto y es, hasta ahora, el acercamiento más práctico y ampliamente usado para la biorremediación de metales (Barkay y Schaefer, 2001). Implica mecanismos físico-químicos por los que las especies metálicas son absorbidas y/o acomplejadas en biomasa o productos microbianos (Gadd, 2000). Los procesos de biosorción son, esencialmente, pseudo-procesos de intercambio iónico, en los cuales los iones metálicos son intercambiados hacia componentes de carga opuesta unidos a la biomasa o a una resina. En general, depende del pH del líquido y de las características químicas del metal (Eccles, 1999).

4.4.2.2 Precipitación de metales (inmovilización microbiana)

La mayoría de las transformaciones de metales mediadas por microorganismos, incluyendo la oxidación-reducción y alquilación-desalquilación, no tienen funciones biológicas conocidas. Éstas ocurren a través de procesos cuyas funciones primarias no están relacionadas con la transformación de metales, pero que alteran su solubilidad, movilidad y toxicidad y, por lo tanto, pueden emplearse como estrategias de remediación (Lovley y Coates, 1997), (Barkay y Schaefer 2001).

4.4.2.3 Biolixiviación (movilización microbiana de metales)

La biorremediación de suelos contaminados con metales por lixiviación microbiana o biolixiviación es una tecnología relativamente nueva, simple y efectiva, utilizada para la extracción de metales a partir de minerales y/o concentrados que los contienen. La recuperación a partir de minerales de azufre o de hierro, se basa en la actividad de bacterias quimiolitotróficas que oxidan hierro y azufre (hierro- y sulfa-oxidantes, respectivamente), *Thiobacillus ferrooxidans*, *T. thiooxidans* y *Leptospirillum ferrooxidans*, las cuales convierten sulfuros metálicos insolubles (SO) a sulfatos solubles y ácido sulfúrico (Bosecker, 2001). Esta disolución hace que los metales puedan recuperarse fácilmente de ambientes

contaminados y suelos superficiales, usando estrategias de remediación de bombeo-tratamiento (Lovley y Coates, 1997).

4.4.2.4 Volatilización de metales (movilización microbiana)

Además de la precipitación reductora de algunos contaminantes metálicos, otros organismos reductores de metales pueden volatilizar contaminantes de este tipo (Lovley y Coates 1997). Recientemente, se ha demostrado la factibilidad técnica para biorremediar sitios contaminados con selenato y selenita por su reducción bacteriana a SeO en reactores (Cantafio *et al.* 1996). Asimismo, ciertos hongos pueden convertir selenio oxidado a selénidos metilados volátiles para volatilizarlos a la atmósfera (Ehrlich, 1997).

4.4.3 Fitorremediación

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 contaminados a través de la remoción, degradación o estabilización de los contaminantes. La principal motivación para el desarrollo de este tipo de tecnología es el gran potencial para la remediación de sitios contaminados a bajos costos.

La fitorremediación es aplicada a suelos contaminados con elementos o compuestos inorgánicos, incluye, básicamente, tres mecanismos: La fitoextracción o fitoacumulación, la fitoestabilización y la fitovolatilización (Chaney *et al.*, 1997).

4.4.3.1 Fitoextracción o fitoacumulación

Fito-extracción o fito-acumulación. Se refiere a la concentración y traslocación, a través de las raíces, de contaminantes metálicos presentes en el suelo hacia diferentes partes cultivables de la planta, dando como resultado la limpieza permanente del sitio. Es la tecnología más reconocida entre todas las de este tipo.

4.4.3.2 Fitoestabilización

Es el uso de ciertas especies de plantas para in- movilizar 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 (y que puedan consumirse por animales o humanos) sea mínima.

4.4.3.3 Fitovolatilización

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.

4.5 LA FITOEXTRACCIÓN

Esta técnica de remediación de suelos contaminados se basa principalmente en la utilización de plantas con alta capacidad de concentración y traslocación, a través de las raíces, de los contaminantes metálicos presentes en el suelo hacia diferentes partes cultivables de la planta, dando como resultado una limpieza permanente del sitio. Actualmente se han realizado diferentes trabajos en los que se lleva a cabo la aplicación de diferentes productos orgánicos como inorgánicos que modifican, el estado físico de los contaminantes como lo es su solubilidad, movilidad y disponibilidad.

En estudios recientes se ha demostrado que la fitorremediación es una solución prometedora para la limpieza de sitios contaminados por una variedad de metales, (Singh *et al.*, 2003).

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). Cuya capacidad para acumular concentraciones de metales es de 10 a 500 veces mayores que otras especies, alcanzando de 1 a 5% del peso seco de la planta, los cuales son utilizados ampliamente para la fitoextracción de metales pesados.

La habilidad de diferentes plantas para absorber los metales pesados varía considerablemente, depende de la especie, época, estado de desarrollo, así como de la forma y solubilidad del metal pesado en el suelo (Bautista, 1999). Miembros de las familias *Brassicaceae* (géneros *Alyssum* y *Thlaspi*) y *Fabaceae* fueron los primeros señalados como hiperacumuladores. El género *Thlaspi* contiene especies que hiperacumulan Zn, Ni, Cd y Pb (Baker y Brooks, 1989).

Los pastos son el género más adecuado para la fitorremediación de compuestos orgánicos e inorgánicos de metales, por su hábitat de crecimiento y adaptabilidad a una variedad de condiciones edáficas y climáticas (Singh *et al.*, 2003). 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).

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 Tl y una Cd, ver cuadro No.12, en el que se presentan especies hiperacomuladoras que pueden utilizarse para la fitoextracción de metales pesados en un suelo contaminado.

Cuadro No.12. Especies hiperacumuladoras que pueden usarse para la fitoextracción de metales.

| Elemento | Especie | Concentración^a (mg·kg ⁻¹ , peso seco) | Biomasa (Ton·Ha ⁻¹ ·año ⁻¹) |
|-----------------|-------------------------------|---|--|
| Cadmio | <i>Thlaspi caerulescens</i> | 3000 (1) | 4 |
| Cobalto | <i>Haumaniastrum robertii</i> | 10200 (1) | 4 |
| Cobre | <i>H. katangense</i> | 8356 (1) | 5 |
| Plomo | <i>T. rotundifolium</i> | 8200 (5) | 4 |
| Manganeso | <i>Macadamia neurophylla</i> | 55000 (400) | 30 |
| Níquel | <i>Alyssum bertolonii</i> | 13400 (2) | 9 |
| | <i>Berkheya coddii</i> | 17000 (2) | 18 |
| Selenio | <i>Astragalus pattersoni</i> | 6000 (1) | 5 |
| Talio | <i>Iberis intermedia</i> | 3070 (1) | 8 |
| Zinc | <i>T. calaminare</i> | 10000 (100) | 4 |

- Entre paréntesis se muestra la equivalencia para plantas no acumuladoras.
- Fuente: Brooks et al. 1998.

La fitoextracción de contaminantes metálicos de suelos es, hasta la fecha, uno de los campos con mayores avances científicos y tecnológicos. Para que el proceso de fitoextracción sea posible, el contaminante debe encontrarse biodisponible, que se consigue aplicando compuestos que aumentan la disponibilidad del contaminante, para que la absorción por la raíz pueda ocurrir y

que la traslocación (movimiento) del contaminante desde la raíz a los brotes de la planta se presente (hacia el tejido que puede cultivarse fácilmente), que es lo que comprende todo el proceso general de la fitoextracción. En la práctica, las plantas acumuladoras de metales se siembran o transplantan al sitio contaminado y se cultivan con prácticas agrícolas comunes.

Como en otras tecnologías, la disposición del material contaminado es una preocupación. Sin embargo, es importante recalcar que este tipo de contaminantes no se degrada. Algunos grupos sugieren la incineración del material vegetal para reducir significativamente el volumen del material a disponer. En algunos casos es posible recuperar metales valiosos de las cenizas ricas en dichos elementos (Prasad y Freitas 2003).

El problema con la mayoría de las plantas hiperacumuladoras de metales pesados es que son pequeños de tamaño y tienen tarifas de crecimiento lentas (Salt *et al.*, 1995). A través de una serie de investigaciones realizadas por Sarret *et al.*, (2001) en *Phaseolus vulgaris*; Lombi *et al.*, (2001) en *Zea mays*; L. Zhi-thing y Ping, (2002) en *Brassica pekinensis* y *Brassica Juncea*; así como Madrid, *et al.*, (2003), en *Pinus radiata*, determinan que la acumulación de metales pesados en la parte aérea de la planta puede ser favorecida a través de la aplicación de quelatantes sintéticos al suelo.

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).

La fitoextracción asistida por quelatos, consiste en la adición de agentes quelantes al suelo, que favorece la acumulación de metales en partes cultivables de una planta. Los agentes quelantes incrementan la solubilidad de metales en el suelo. Este proceso es el que se encuentra más desarrollado y disponible comercialmente.

Se ha descrito que las plantas cultivadas con alta producción de biomasa tales como mostaza, maíz, y girasol podrían acumular cantidades significativas de Pb cuando estaban inducidas a través de la adición de quelatos. Respecto a lo anterior Vassil et al, (1998), encontró que las plantas indias de la mostaza (*Brassica juncea*) expuestas al Pb y EDTA en la solución hidropónica podían acumular el Pb hasta 55 mmol kg⁻¹ en la biomasa del vástago de la planta (1,1%). Estos estudios demuestran claramente que la adición del EDTA incrementa la solubilidad y disponibilidad del Pb para las plantas, permitiendo que las plantas acumulen altas concentraciones del Pb en su biomasa. Shen ZG, et al., (2002a), en un estudio encontró que el EDTA es el que solubiliza mejor al Pb, incrementando la acumulación de éste en la col, siendo mejor que el DTPA, HEDTA, NTA y el ácido cítrico. (Halim et al., 2003). En una investigación de la influencia de los ácidos húmicos existentes en el suelo y la aplicación de estos, sugieren que las enmiendas del suelo con la materia húmica exógena puedan acelerar la fitorremediación de metales pesados de suelo contaminado, mientras que también prevenga su movilidad ambiental. Grcman et al., (2003) en una evaluación del EDTA y EDDS, encontró que en tratamientos con adiciones semanales y concentraciones más bajas de ambos quelatos, el EDTA era más eficaz que EDDS en el aumento de la extracción del Pb por la planta. Luo, et al (2005) determinaron que el uso combinado del EDTA y EDDS en una relación de 2:1 es más eficiente para el aumento de las concentraciones del Cu, del Pb, del Zn y del Cd en la biomasa de *Zea Maiz* L. y concluye que el papel principal del EDDS es aumentar la disponibilidad y el desplazamiento del Pb de las raíces a las partes aéreas de las plantas.

Pichtel et al., (2000), en un estudio del comportamiento del crecimiento, demostraron la capacidad del *Taraxacum officinale* y *Ambrosia artemisiifolia* de quitar con éxito el Pb y el Cd del suelo durante cultivos repetidos. El Pb de la biomasa, fue correlacionado con el Pb cambiante del suelo, con un valor de $r=0.68$ con *Ambrosia artemisiifolia*. Sahi, et al., (2002), utilizaron *Sesbania drummondii*

para demostrar su capacidad para la acumulación del Pb mayor del 1% en su biomasa, cuando estaba crecido en una solución nutritiva contaminada con Pb, y asistida con el EDTA. La microscopia electrónica de la exploración reveló la distribución de los gránulos del Pb en las células de la epidermis al eje central, indicando modos apoplastico y simplastico del transporte. La microscopia electrónica de la transmisión y el microanálisis de la radiografía de las secciones de la raíz demostraron la localización de los gránulos del Pb en la pared y en la membrana celular, y también en las vacuolas. Esta investigación demuestra que *Sesbania drummondii* satisface los requisitos previos para un hyperacumulador.

Aldrich *et al.*, (2004), en unos trabajos experimentales demostró que el mesquite del desierto (*Prosopis spp.*), es capaz de acumular altos niveles del Pb en las raíces, y el desplazamiento del Pb a la parte aérea de la planta.

Boonyapookana, *et al.*, (2005), en la prueba de *Helianthus annuus*, *Nicotiana tabacum*, y *Vetiveria zizanioides* para la phytoacumulación de Pb encontraron que las tres especies tienen potencial para el uso en la phytoacumulación del Pb puesto que el Pb fue concentrado en hojas y vástagos. Sin embargo *H. annuus* reúne los requisitos de una planta hiperacomuladora y tiene el potencial para el uso en la restauración de los sitios abandonados de las minas y de las fábricas contaminados con los niveles elevados del Pb en el suelo.

Zhen-Guo *et al.*, (2002), los resultados de la extracción química secuencial de las muestras del suelo demostraron que las concentraciones del Pb en el carbonato específico fijado por adsorción y las fases del óxido FeMn fueron disminuidas perceptiblemente después del tratamiento con EDTA. En el experimento de Wu *et al.*, (1999), encontró que la concentración del Pb DTPA-extractable en suelo disminuía con el aumento de tiempo de la extracción a partir del 6 a 120 h. se ha demostrado que DTPA se estaba degradando más rápidamente que el EDTA. Estos resultados podían explicar las diversas capacidades del EDTA y DTPA de incrementar la solubilidad del Pb en el suelo, (citado por Zhen-Guo *et al.*, 2002).

López (2002) propuso que plantas de *Beta vulgaris* (acelga) y *Petroselinum crispum* (perejil) podrían ser útiles en procesos de fitorremediación. Hernández (2001) demostró que *Phaseolus vulgaris* posee capacidad de acumular plomo cuando se suministra acompañado con EDTA.

La especie *Beta vulgaris* (acelga) fue señalada por López (2002) como especie tolerante al plomo y cadmio durante las etapas de germinación y desarrollo de plántula; hasta el momento no existen reportes al respecto, sin embargo esta especie pertenece a la familia *Chenopodiaceae* dentro de la cual se hallan especies fitorremediadoras plenamente identificadas (Raskin y Ensley, 2000). En esta investigación no se observan daños físicos visibles en *B. Vulgaris*, desarrollada bajo distintos tratamientos aplicados, lo cual es una observación también encontrada por López (2002). Maqueda, (2003), observó mayor concentración de plomo y cadmio en la raíz, en comparación a la parte aérea de acelga y frijol.

Khan *et al.*, (2000) han observado que cuando el EDTA se adiciona a suelos contaminados con plomo se presenta un incremento superior a 100 veces en la toma y transporte del complejo EDTA-plomo. De hecho la eficiencia de la acumulación del metal parece estar directamente relacionada a la afinidad del quelante aplicado por el metal. Jarvis y Leung (2002) sugieren el uso de EDTA para suelos contaminados con plomo; Garbisu y Alkorta, (2001) por su parte, recomiendan EGTA cuando el contaminante es cadmio. Investigadores como Khan *et al.*, (2000); Karenlampi *et al.*, (2000); Lombi *et al.*, (2001); Zhi-thing y Ping, (2002), al igual que Romkens *et al.*, (2002), indican que se debe tener cuidado con la adición de quelantes al suelo ya que se puede incrementar el riesgo de diseminar la contaminación a sitios como el agua subterránea debido a la alta solubilidad del complejo formado.

V. METODOLOGÍA

El presente trabajo se realizó en 2 etapas; la primera, consistió en el establecimiento del experimento, cuidado y manejo del cultivo, mismo que se llevó a cabo en el invernadero No.4 de la Universidad Autónoma Agraria “Antonio Narro”, y la segunda etapa se realizó en el laboratorio de Pedología, Química de Suelos y el de Servicio y Vinculación, del Departamento Ciencias de Suelos, de la misma universidad.

Primera etapa

Para el establecimiento del presente trabajo se utilizaron 24 macetas de poliuretano, con 1 kg de suelo colectado en el área agrícola de la universidad, formando las unidades experimentales (UE); al suelo se le determinaron las siguientes características;

Textura, por el método del Hidrómetro, citado por Narro, (1994).

Densidad aparente, por el método del volumen conocido, citado por Narro, (1994) .

El fósforo en el suelo por el método de olsen con azul de molibdeno.

Conductividad eléctrica por medio de conductivímetro, pasta de saturación.

pH con el Peachímetro, mediante las metodologías citadas por Dewis y Freitas, (1984),

El contenido de Materia orgánica por el método de Walkley-Black, citado por Narro, (1994).

A las macetas se le colocó en la base un plato de poliuretano, para evitar la lixiviación del Pb. Para la contaminación con Pb se utilizó el nitrato de plomo $Pb(NO_3)_2$, se pesaron las cantidades de $Pb(NO_3)_2$, EDTA, DTPA y ácido húmico a aplicar en cada tratamiento, para llevar acabo la contaminación, estos compuestos se diluyeron en agua y se aplicaron a la maceta respectiva a cada tratamiento, a los ocho días se llevó acabo la siembra del cultivo, depositando 2 semillas por maceta, para posteriormente aclarar a una planta.

El riego fue una de las actividades que se realizó en el cuidado de las plantas, se regó evitando el estrés de la planta, se aplicó aproximadamente 50 ml de agua por UE diariamente. La eliminación de malezas se realizó con el fin de evitar competencia con la planta a evaluar, la aplicación de fertilizantes se realizó en el suelo a una dosis de 80-60-0 utilizando el superfosfato simple (0-0-0) y la urea (46-0-0) este a los 43 días después de la siembra, y después de haber realizado el primer corte (105 días después de la siembra) se realizó la segunda fertilización, con la misma dosis, no hubo necesidad de aplicar insecticidas para el

control de plagas, pero si se dio la incidencia de hongos que para su control se aplicó el funguicida Captan en una concentración del 1% en dos aplicaciones, la primera se aplicó a los 156 días de la siembra y la segunda a los 175 días después de la siembra. Para la evaluación se realizaron 3 cortes de hojas y pecíolos, en el último corte se llevó a cabo la evaluación del tallo y la raíz.

El primer corte de hojas se realizó a los 105 días después de la siembra, el segundo a los 160 días, el tercer y último corte fue a los 210 días, el corte se realizó con una navaja, de tal manera que se evitó el daño al cogollo de la planta.

Segunda etapa

La segunda etapa se realizó en los laboratorios de Pedología, Química de Suelos y en el de Servicio y Vinculación, del departamento Ciencias de suelos, esta etapa consistió en la preparación de muestras para llevarlas al análisis o determinación de la concentración de Pb en el espectrofotómetro de absorción atómica, que consistió en; corte de muestras (hojas, pecíolos, tallos y raíz), este se realizó con una navaja, las muestras se colocaron en una bolsa y se marcaron para evitar confusiones, dichas muestras se les dió un lavado de acuerdo a la metodología citada por Mills y Benton, (1996), Posteriormente de haber lavado las muestras se secaron al aire libre tendidas en papel destraza por 24 horas, después se secaron en una estufa de secado (Precisión) a 75°C por 24 horas, transcurrido dicho tiempo se sacaron y embolsaron para evitar la absorción de humedad, se pesaron en una balanza analítica (OHAUS), para obtener la materia seca o biomasa, una vez pesadas se procedió a molerlas en un molino wiley, esto con el fin de homogeneizar la muestra, ya que solo se utilizó 1g para la digestión, que se realizó por vía seca, de la metodología publicada por Mills y Benton, (1996).

El análisis de la extracción de Pb se determinó en las hojas y pecíolos realizando tres cortes, en el tallo y la raíz, se realizó únicamente en el tercer y último corte.

Diseño experimental

El presente trabajo se estableció bajo un diseño completamente al azar con un arreglo factorial de AxB, considerando como factor A: tratamientos; Acido Etilen Diamino Tetracetico (EDTA), Acido Dietilen triamino pentacetico (DTPA) y Ácido Húmico (AH), y el factor B: concentraciones (0, 800 y 1600 ppm de cada tratamiento), teniendo un total de 9 tratamientos y 3 repeticiones cada uno.

Descripción de tratamientos

- T1.- 1 Kg de suelo contaminado con 1000 ppm de Pb y 0 ppm de EDTA.
- T2.- 1 Kg de suelo contaminado con 1000 ppm de Pb y 0 ppm de DTPA.
- T3.- 1 Kg de suelo contaminado con 1000 ppm de Pb y 0 ppm de AH.
- T4.- 1 Kg de suelo contaminado con 1000 ppm de Pb y 800 ppm de EDTA.
- T5.- 1 Kg de suelo contaminado con 1000 ppm de Pb y 800 ppm de DTPA.
- T6.- 1 Kg de suelo contaminado con 1000 ppm de Pb y 800 ppm de AH.
- T7.- 1 Kg de suelo contaminado con 1000 ppm de Pb y 1600 ppm de EDTA.
- T8.- 1 Kg de suelo contaminado con 1000 ppm de Pb y 1600 ppm de DTPA.
- T9.- 1 Kg de suelo contaminado con 1000 ppm de Pb y 1600 ppm de AH.

VARIABLES EVALUADAS

Materia seca (MS) o Biomasa

La MS o biomasa se determinó después de haber secado las muestras, es una variable que permitió saber si existe una diferencia significativa de los quelatos en cuanto a la acumulación de biomasa por la planta, además sirvió para determinar la cantidad total de Pb extraído por la planta.

Concentración de Pb en las diferentes partes de la planta

La concentración de Pb se determinó en las hojas y pecíolos (de tres cortes realizados), tallos y raíz de las plantas, estos dos últimos se realizó únicamente en el último corte.

Extracción Total del Pb por las plantas.

Para determinar esta variable fue necesario determinar la cantidad total de MS producida por cada parte de la planta (hojas, pecíolos, tallos y raíz) y obtener la concentración de Pb en ppm presente en dicha biomasa, y multiplicarla por el total de esta biomasa, sumar el resultado de cada una de las partes de la planta, para obtener así la extracción total de la planta.

El Pb total presente en el suelo.

Para determinar esta variable, se procedió a analizar el suelo realizando una extracción de Pb total presente en el suelo mediante la metodología del PROY-NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, se determinó antes de contaminar y después de haber llevado a cabo la prueba de fitoextracción de Pb con la acelga (*Beta vulgaris*) cultivada bajo diferentes tratamientos de quelatos,

ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE LAS VARIABLES.

El análisis estadístico de los datos obtenidos en el presente trabajo, se realizó mediante un diseño completamente al azar con un arreglo factorial de AxB, considerando como factor A: tratamientos (EDTA, DTPA y AH), y el factor B: concentraciones (0, 800 y 1600 ppm de cada tratamiento), se utilizó el Paquete de diseños experimentales FAUANL. Versión 2.5.

VI. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización del suelo utilizado en el experimento.

La importancia de la caracterización del suelo fue para conocer sus propiedades físicas y químicas, y así poder determinar la influencia de estas propiedades en la interacción del Pb con el suelo y la planta. El suelo presentó una textura con el 43.2 % arena, 26.0 % de limo y 30.8 % arcilla, lo que correspondió a un suelo Franco arcilloso, una densidad aparente de 1.47 g/cm³, un contenido de 111 ppm de Fósforo, una conductividad eléctrica de 0.546 mS/m, pH de 8.1 correspondiendo a un suelo medianamente alcalino y 4.7 % del contenido de Materia Orgánica.

MATERIA SECA (MS)

Materia seca (g) de la hoja (primer, segundo y tercer corte)

De acuerdo a los resultados obtenidos en el análisis de varianza ($p \leq 0.01$) de la materia seca para el primer corte de hoja, se observó que no existieron diferencias significativas entre los tratamientos aplicados, lo que determinó que ninguno de los tratamientos provocó efecto sobre la acumulación de biomasa de las hojas, sin embargo hubo diferencia significativa en la acumulación de biomasa en la hoja por efecto de la concentración de los tratamientos, al realizar la comparación de medias por el método DMS ($p \leq 0.01$), se observó que a 0 ppm la hoja alcanzó una biomasa de 13.00 g, a 800 ppm alcanzó 12.08 g y que a 1600 ppm la biomasa fue de 11.89 g, clasificando al factor de la concentración de los tratamientos como A, AB y B respectivamente, claramente se apreció que a medida que se incrementó la concentración de los quelatos disminuyó la biomasa de las hojas, esto indicó un efecto negativo en la acumulación de biomasa de las hojas con la aplicación de los quelatos. En el segundo y tercer corte de hojas no hubo diferencias significativas entre los tratamientos, por lo que no existió influencia de ninguno de los tratamientos en el proceso de acumulación de biomasa de las hojas. Sin embargo la diferencia de biomasa entre los cortes es significativo, ya que en el primer corte se alcanza un valor promedio de 12.32 g de biomasa, en el segundo corte 7.94 g de biomasa y en el tercer corte 1.29 g de biomasa, habiendo en promedio 5.51 g de biomasa de diferencia entre cortes, se puede apreciar que la acumulación de biomasa en las hojas de las plantas es decreciente a medida que se realizaron los cortes, siendo el primer corte de hoja en el que se alcanza la acumulación más alta de la biomasa (ver Figura No.1). En el cuadro No. 13. Se puede observar los valores medios de la materia seca (g) de tres cortes de hoja de acelga, cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes.

Cuadro No. 13. Valores medios de la materia seca (g) de tres cortes de hoja de acelga, cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes.

| TRATAMIENTO | mg /kg suelo | 1^{er} CORTE^{NS} | 2^{do} CORTE^{NS} | 3^{er} CORTE^{NS} |
|--------------------|---------------------|--|--|--|
| | 0 | 13.00 | 8.03 | 1.06 |
| EDTA | 800 | 12.30 | 8.06 | 2.66 |
| | 1600 | 11.26 | 8.83 | 1.43 |
| | 0 | 13.00 | 8.03 | 1.06 |
| DTPA | 800 | 11.83 | 7.46 | 1.16 |
| | 1600 | 11.80 | 7.20 | 1.10 |
| | 0 | 13.00 | 8.03 | 1.06 |
| AH | 800 | 12.13 | 8.50 | 0.96 |
| | 1600 | 12.56 | 7.36 | 1.16 |
| | C.V. | 5.71% | 17.25% | 76.78% |

EDTA.-Acido Etilen diamino tetracetico; DTPA.-Ácido Dietilentriamino-pentaacetico; AH.-Ácido Húmico. NS .- Diferencia no significativa C.V..-Coeficiente de variación

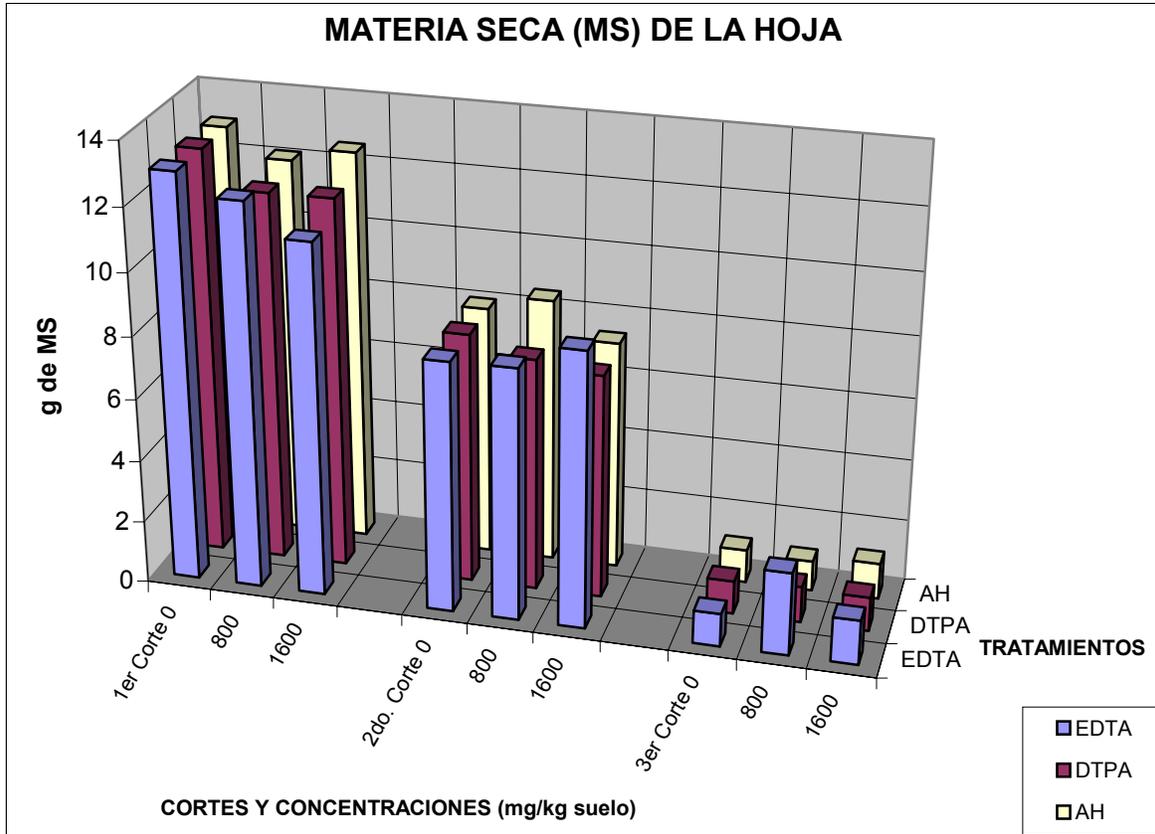


Figura No.1 Valores medios de la materia seca (g) de tres cortes de hoja de acelga, cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes. EDTA.-Acido Etilen diamino tetracetico; DTPA.-Ácido Dietilentriamino-pentaacetico; AH.-Ácido Húmico

Materia seca (g) del pecíolo (primer, segundo y tercer corte).

De acuerdo al análisis de varianza de la materia seca del pecíolo, en el primer corte hubo una diferencia significativa ($p \leq 0.05$) entre los tratamientos aplicados y de acuerdo a la comparación de medias por el método DMS ($p \leq 0.05$), el orden de influencia en la comulación de biomasa por los quelatos fue $AH > DTPA = EDTA$, el pecíolo de las plantas tratadas con AH acumularon 2.07 g de biomasa en promedio, mientras que los pecíolos de las plantas tratadas con el DTPA y el EDTA acumularon 1.82 g de biomasa. Para el segundo y tercer corte del pecíolo, no existieron diferencias significativas entre los tratamientos ($p \leq 0.05$), lo que determinó que no existió influencia de ninguno de los tratamientos en el

proceso de acumulación de biomasa en los pecíolos. Sin embargo la diferencia de biomasa entre los cortes es significativo, ya que en el primer corte se alcanza un valor promedio de 1.90 g de biomasa, en el segundo corte 1.67 g de biomasa y en el tercer corte 0.53 g de biomasa, habiendo en promedio 0.68 g de biomasa de diferencia entre cortes, En la Figura No.2, se puede observar que la acumulación de biomasa del pecíolo, en los tres cortes, tiene el mismo comportamiento a la acumulación de biomasa de la hoja, observar valores medios de la materia seca (g) de tres cortes del pecíolo de acelga, cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes en el cuadro No.14.

Cuadro No.14. Valores medios de la materia seca (g) de tres cortes del pecíolo de acelga, cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes.

| TRATAMIENTO | mg /kg suelo | 1 ^{er} CORTE* | 2 ^{do} CORTE ^{NS} | 3 ^{er} CORTE ^{NS} |
|-------------|--------------|------------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|
| | 0 | 1.93 | 1.70 | 0.43 |
| EDTA | 800 | 1.83 | 1.73 | 1.16 |
| | 1600 | 1.70 | 1.83 | 0.46 |
| | 0 | 1.93 | 1.70 | 0.43 |
| DTPA | 800 | 1.90 | 1.76 | 0.50 |
| | 1600 | 1.65 | 1.60 | 0.50 |
| | 0 | 1.93 | 1.70 | 0.43 |
| AH | 800 | 2.10 | 1.53 | 0.43 |
| | 1600 | 2.20 | 1.56 | 0.43 |
| | C.V. | 11.26% | 20.85% | 79.63% |

EDTA.-Acido Etilen diamino tetracetico; DTPA.-Ácido Dietilentriamino-pentaacetico; AH.-Ácido Húmico;

*.- Diferencia significativa; NS .- Diferencia no significativa; C.V..-Coeficiente de variación

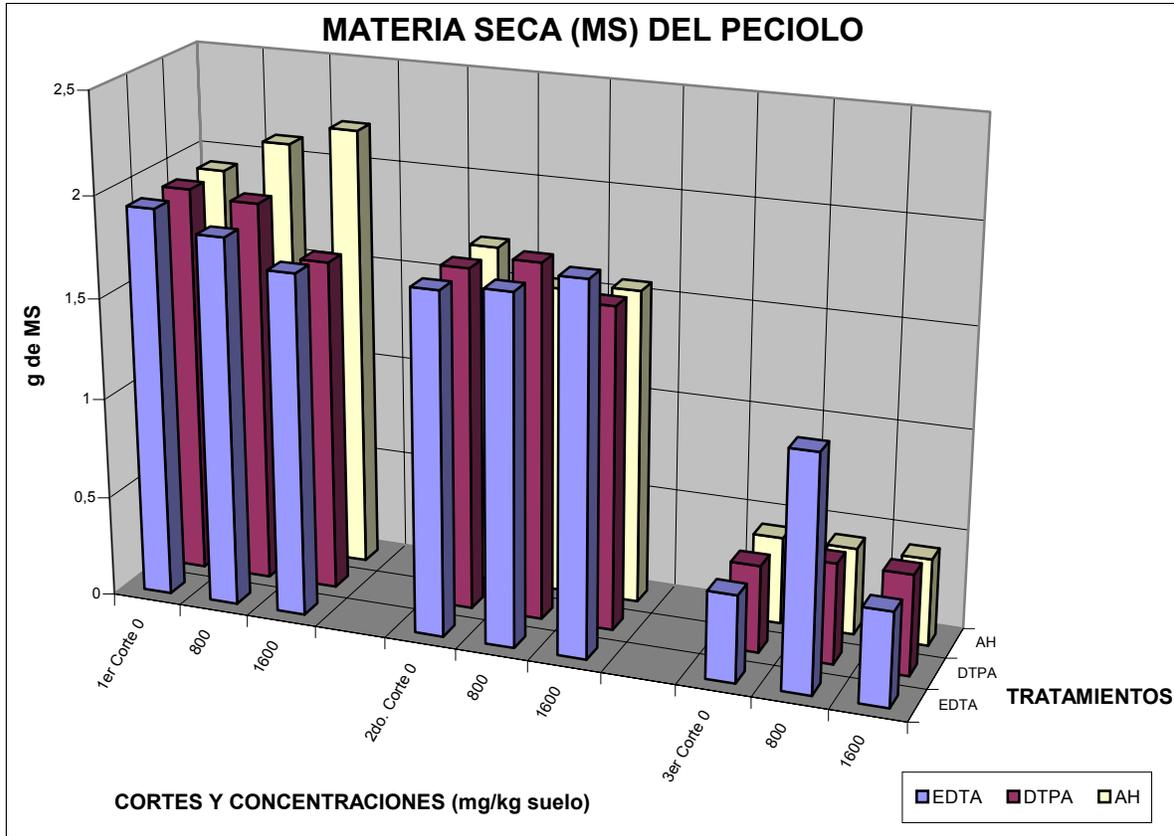


Figura No.2. Valores medios de la materia seca (g) de tres cortes de peciolo de acelga, cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes. EDTA.-Acido Etilen diamino tetracetico; DTPA.-Ácido Dietilentriamino-pentaacetico; AH.-Ácido Húmico

Materia Seca (g) del tallo

El análisis de varianza ($p \leq 0.01$) de la materia seca del tallo de acelga, cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes, indicó que no existieron diferencias significativas entre los tratamientos aplicados, por lo que no hubo influencia de ninguno de los tratamientos, en el proceso de acumulación de biomasa en el tallo de la acelga, sin embargo hubo diferencia significativa en la acumulación de biomasa en el tallo por efecto de la concentración de los tratamientos, al realizar la comparación de medias por el método DMS ($p \leq 0.01$), se observó que a 0 ppm el tallo alcanzó una biomasa de 1.80 g en promedio, a 800 ppm alcanzó un promedio de 1.40 g y que a 1600 ppm la biomasa fue de 1.18 g en promedio, clasificando al factor de concentración como A, AB y B

respectivamente, claramente se apreció que a medida que se incrementó la concentración de los quelatos, disminuyó la biomasa del tallo, esto indicó un efecto negativo en la acumulación de biomasa del tallo con la aplicación de los quelatos. En el cuadro No. 15. Se puede observar los valores medios de la materia seca (g) del tallo de acelga, cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes. En la figura No. 3 Se observa la grafica de dichos valores.

Materia Seca (g) de la raíz

De acuerdo al análisis de varianza ($p \leq 0.01$) de la materia seca de la raíz, se observó que no existieron diferencias significativas entre los tratamientos aplicados, lo que determinó que no existió influencia de ninguno de los tratamientos en el proceso de acumulación de biomasa en la raíz, sin embargo hubo diferencia significativa en la acumulación de biomasa en la raíz por efecto de la concentración de los tratamientos, al realizar la comparación de medias por el método DMS ($p \leq 0.01$), se observó que a 0 ppm la raíz alcanzó una biomasa de 2.56 g en promedio, a 800 ppm alcanzó un valor promedio de 2.10 g y que a 1600 ppm la biomasa fue un promedio de 1.56 g, clasificando al factor de concentración como A, AB y B respectivamente, claramente se apreció que a medida que se incrementó la concentración de los quelatos, disminuyó la biomasa de la raíz, esto indicó un efecto negativo en la acumulación de biomasa de la raíz con la aplicación de los quelatos. En el cuadro No. 15 Se pueden observar los valores medios de la materia seca (g) de la raíz de acelga, cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes. En la figura No.3. Se presenta la grafica de dichos valores.

Materia seca (g) de las diferentes partes evaluadas de la acelga.

En el Cuadro No. 15. Se puede apreciar los valores medios de la materia seca (g) de cada parte evaluada hoja, pecíolo, tallo y raíz, de la planta de acelga, cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes. En la Figura No.3. Se presenta la grafica de dichos valores.

Cuadro No. 15. Valores medios de la materia seca (g) de las diferentes partes

evaluadas de la acelga, cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes.

| TRATAMIENTO | mg /kg suelo | HOJA | PECIOLO | TALLO ^{NS} | RAÍZ ^{NS} |
|-------------|--------------|-------|---------|---------------------|--------------------|
| EDTA | 0 | 22.10 | 4.06 | 1.80 | 2.56 |
| | 800 | 23.03 | 4.73 | 1.56 | 2.76 |
| | 1600 | 21.53 | 4.00 | 1.13 | 1.36 |
| DTPA | 0 | 22.10 | 4.06 | 1.80 | 2.56 |
| | 800 | 20.46 | 4.16 | 0.96 | 1.83 |
| | 1600 | 20.15 | 3.75 | 1.15 | 1.20 |
| AH | 0 | 22.10 | 4.06 | 1.80 | 2.56 |
| | 800 | 21.60 | 4.06 | 1.70 | 1.73 |
| | 1600 | 21.10 | 4.20 | 1.26 | 2.13 |
| C.V. | | | | 31.33% | 35.65% |

EDTA.-Acido Etilen diamino tetracetico; DTPA.-Ácido Dietilentriamino-pentaacetico; AH.-Ácido Húmico;

NS .- Diferencia no significativa; C.V..-Coeficiente de variación

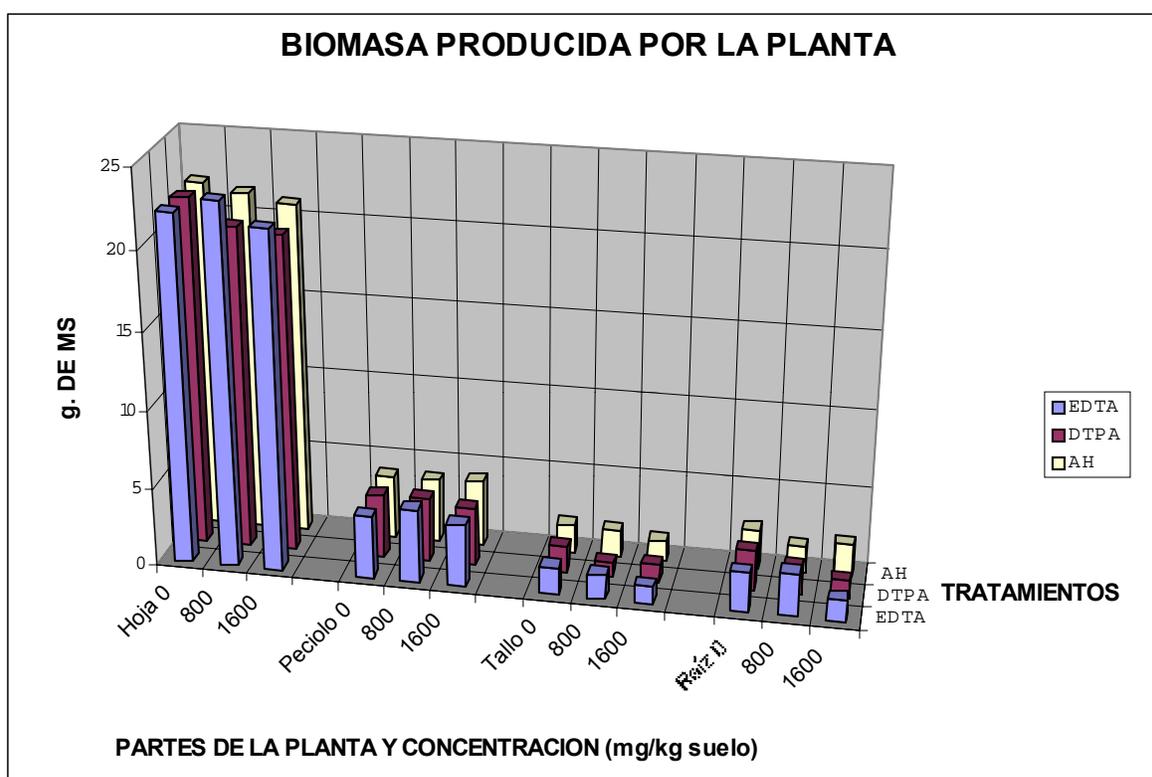


Figura No. 3. Valores medios de la materia seca (g) de las diferentes partes evaluadas de la acelga, cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes. EDTA.-Acido Etilen diamino tetracetico; DTPA.-Ácido Dietilentriamino-pentaacetico; AH.-Ácido Húmico.

La morfología de la planta es una de las consideraciones principales para elegir una planta fitorremediadora ya que en el proceso de fitoextracción es deseable el uso de plantas con follaje denso (Jauert *et al.*, 2002). De acuerdo a los resultados obtenidos en el presente trabajo, en la acumulación de biomasa para las diferentes partes de la planta de acelga, la biomasa se concentra en las partes aéreas de la planta. En los valores del cuadro No.15 y gráfica de la figura No.3, claramente se puede apreciar que la acumulación de biomasa entre las diferentes partes de la planta el valor más alto se presentó en las hojas, de acuerdo a los resultados de la acumulación de biomasa en la parte aérea de la planta, la acelga puede considerarse como una planta candidata para la fitoextracción de Pb de un suelo contaminado, sin embargo es necesario determinar la capacidad de la planta para absorber dicho metal. Dado que la fitoextracción es una tecnología que utiliza plantas para transferir elementos traza de suelos contaminados a la parte aérea de la planta.

MATERIA SECA TOTAL (g) (biomasa acumulada por la planta)

De acuerdo al análisis de varianza ($p \leq 0.01$) para la materia seca total, indicó que no existieron diferencias significativas entre los tratamientos aplicados, por lo que no existió influencia de ninguno de los tratamientos en el proceso de acumulación de biomasa por la planta. Para el factor de concentración de los tratamientos tampoco hubo diferencias significativas, por lo que no provocó efecto alguno en la acumulación de biomasa por la planta. En el cuadro No. 16. Se puede observar los valores medios de la materia seca total (g) de acelga, cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes. En la figura No.4. Se presenta la gráfica de dichos valores.

Cuadro No. 16. Valores medios de la materia seca total (g) de acelga, cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes.

| TRATAMIENTO ^{NS} | mg /kg suelo | | |
|---------------------------|--------------|-------|-------|
| | 0 | 800 | 1600 |
| EDTA | 30.53 | 32.10 | 28.03 |
| DTPA | 30.53 | 27.43 | 26.25 |
| AH | 30.53 | 29.10 | 28.70 |

C.V. = 10.26%

EDTA.-Acido Etilen diamino tetracetico; DTPA.-Ácido Dietilentriamino-pentaacetico; AH.-Ácido Húmico; NS .- Diferencia no significativa; C.V..-Coeficiente de variación

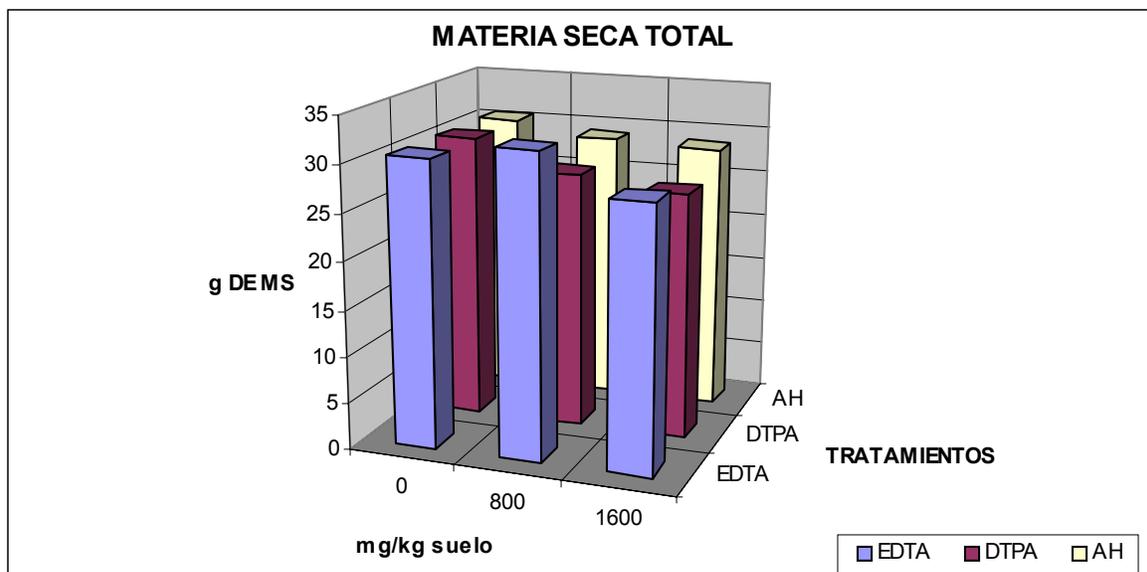


Figura No. 4. Valores medios de la materia seca total (g) de acelga, cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes. EDTA.-Acido Etilen diamino tetracetico; DTPA.-Ácido Dietilentriamino-pentaacetico; AH.-Ácido Húmico.

CONCENTRACIÓN DE PLOMO EN LA PLANTA ($\mu\text{gPb/g}$ biomasa)

$\mu\text{gPb/g}$ biomasa de la hoja de acelga (primer, segundo y tercer corte).

Para la concentración de Pb en la hoja en el primer corte existieron diferencias altamente significativas ($p \leq 0.01$) entre los tratamientos, esto determinó que al menos uno de los tratamientos aplicados provocó un efecto mayor en el incremento del proceso de extracción de Pb por las hojas de la

acelga, de acuerdo a la comparación de medias por el dms ($p \leq 0.01$), el EDTA es el que provocó una mayor eficiencia en la extracción de Pb por la hoja de la planta, siguiéndole el DTPA, el EDTA a 1600 ppm incrementó la concentración a 1233.33 $\mu\text{gPb/g}$ biomasa, mientras que el DTPA a la misma concentración incrementó a 475.00 $\mu\text{gPb/g}$ biomasa, además se puede apreciar que al incrementar la concentración de EDTA y DTPA también incrementó la concentración de Pb en la materia seca de hoja de la planta, en el caso del AH, los valores de éste son relativamente iguales a la concentración de Pb obtenida en las hojas de las plantas tratadas a 0 ppm de concentración de los tratamiento. Para el factor de concentración también se presentaron diferencias altamente significativas, de acuerdo a la comparación de medias por el dms ($p \leq 0.01$), la concentración de 1600 ppm provocó la mayor concentración de Pb en la biomasa de la hoja, alcanzando un valor promedio de 582.77 $\mu\text{gPb/g}$ biomasa, a una concentración de 800 ppm se alcanzó un valor promedio de 503.33 $\mu\text{gPb/g}$ biomasa y a 0 ppm se alcanzó un valor 50 $\mu\text{gPb/g}$ biomasa en promedio.

Para el segundo corte de hoja se presentaron diferencias significativas entre los tratamientos ($p \leq 0.05$), de acuerdo a la comparación de medias por el dms ($p \leq 0.05$), el DTPA fue el que incrementó en mayor grado la concentración de Pb en la hoja de la planta, alcanzando un valor promedio de 607.77 $\mu\text{gPb/g}$ biomasa, siguiéndole el EDTA con un promedio de 284.44 $\mu\text{gPb/g}$ biomasa y para el AH el valor es relativamente igual al de las plantas tratadas a 0 ppm de los tratamientos con un valor promedio de 44.44 $\mu\text{gPb/g}$ biomasa. Para el factor de concentración también se presentaron diferencias significativas, de acuerdo a la comparación de medias por el dms ($p \leq 0.05$), la concentración de 1600 ppm provocó la mayor concentración de Pb en la biomasa de la hoja, alcanzando un valor promedio de 616.66 $\mu\text{gPb/g}$ biomasa, a una concentración de 800 ppm se alcanzó un valor promedio de 266.66 $\mu\text{gPb/g}$ biomasa y a 0 ppm se alcanzó un valor 53.33 $\mu\text{gPb/g}$ biomasa en promedio.

Para el tercer corte de hoja se presentaron diferencias significativas entre los tratamientos ($p \leq 0.05$), de acuerdo a la comparación de medias por el dms ($p \leq 0.05$), el DTPA fue el que incrementó en mayor grado la concentración de Pb en la hoja de la planta, alcanzando un valor promedio de 572.22 $\mu\text{gPb/g}$ biomasa, siguiéndole el EDTA con un promedio de 198.88 $\mu\text{gPb/g}$ biomasa y para el AH el valor es relativamente igual al de las plantas tratadas a 0 ppm de los tratamientos con un valor promedio de 44.44 $\mu\text{gPb/g}$ biomasa. (Cuadro No,17 y Figura No.5).

Cuadro No. 17. Valores medios de la concentración de Pb en la materia seca de la hoja de la acelga cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes.

| TRATAMIENTO | mg /kg suelo | CORTES DE HOJA | | |
|-------------|--------------|--------------------------|------------------------|------------------------|
| | | 1 ^{er} CORTE ** | 2 ^{do} CORTE* | 3 ^{er} CORTE* |
| | 0 | 50.00 | 53.33 | 60.00 |
| EDTA | 800 | 806.66 | 190.00 | 66.66 |
| | 1600 | 1233.33 | 610.00 | 470.00 |
| | 0 | 50.00 | 53.33 | 60.00 |
| DTPA | 800 | 660.00 | 570.00 | 686.66 |
| | 1600 | 475.00 | 1200.00 | 970.00 |
| | 0 | 50.00 | 53.33 | 60.00 |
| AH | 800 | 43.33 | 40.00 | 36.66 |
| | 1600 | 40.00 | 40.00 | 36.66 |
| | C.V. | 45.53% | 112.50% | 139.09% |

EDTA.-Acido Etilen diamino tetracetico; DTPA.-Ácido Dietilentriamino-pentaacetico; AH.-Ácido Húmico; **.- Diferencia altamente significativa; *.- Diferencia significativa; C.V..- Coeficiente de variación.

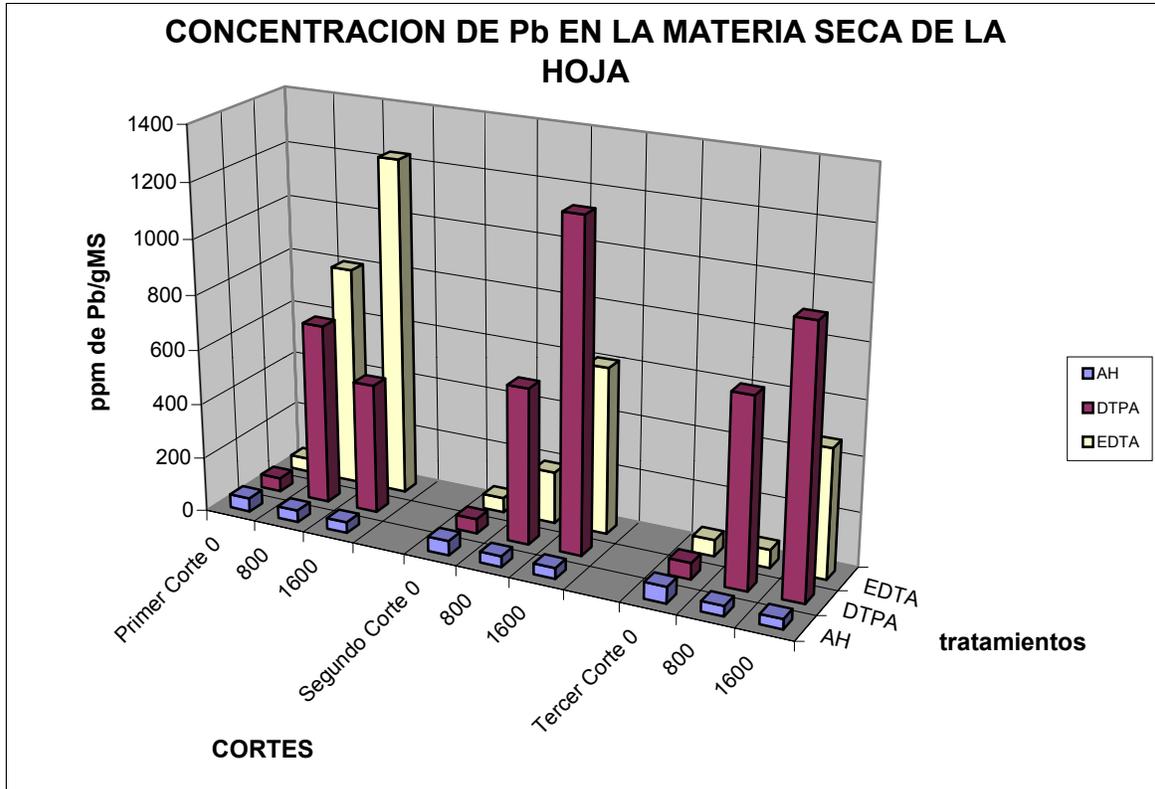


Figura No.5. Valores medios de la concentración de Pb en la materia seca $\mu\text{gPb/g}$ biomasa de tres cortes de hoja de acelga, cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes. EDTA.-Acido Etilen diamino tetracetico; DTPA.-Ácido Dietilentriamino-pentaacetico; AH.-Ácido Húmico.

Estos resultados están relacionados con lo que dice Bautista, (1999), que la habilidad de diferentes plantas para absorber los metales pesados varia considerablemente, depende de la especie, época, estado de desarrollo, así como de la forma y solubilidad del metal pesado en el suelo, destacando el estado de desarrollo de la planta. En el presente trabajo se puede apreciar que el estado fisiológico y estado de desarrollo de la planta, la forma y la solubilidad del Pb influyó en la concentración de Pb en la hoja. En el cuadro No. 17. Se puede observar los valores medios de la concentración de Pb en la MS de los tres cortes de hoja, para cada tratamiento.

µgPb/g biomasa del pecíolo (primer, segundo y tercer corte)

Para la concentración de Pb en la materia seca del pecíolo, en el primer corte existió diferencia significativa ($p \leq 0.05$), entre los tratamientos, y entre las concentraciones en que se aplicaron, de acuerdo a la comparación de medias por el método del DMS ($p \leq 0.05$), se determinó que el mejor quelato fue el DTPA, que logró el valor más alto de la concentración de Pb en la materia seca del pecíolo, siguiéndole así el ETPA, en cuanto al AH, este presentó valores relativamente bajos (valores en el cuadro No. 18). En cuanto al factor de concentración de los tratamientos, los resultados promedios, fueron relativamente iguales el de 800 y 1600 ppm, siendo el valor promedio de 132.22 µgPb/g MS. Para el segundo corte hubo diferencias altamente significativas entre los tratamientos, y las concentraciones de estos ($p \leq 0.01$), de acuerdo a la comparación de medias para los tratamientos se determinó que el DTPA a 1600 ppm es el que incrementó más la concentración de Pb alcanzando un valor de 130.00 µgPb/g MS, siguiéndole así el EDTA a 800ppm con un valor promedio de 80.00 µgPb/g MS, el AH. Presentó valores relativamente bajos. Y para el tercer corte, hubo diferencias significativas ($p \leq 0.05$) entre los tratamientos y de acuerdo a la comparación de medias por el método del DMS se determinó que el DTPA a 800 ppm fue el que incrementó más la concentración de Pb en la biomasa del pecíolo, en segundo lugar se presentó el EDTA y por último el AH que presentó valores relativamente bajos, ver valores medios de la concentración de Pb en la materia seca de tres cortes de pecíolo de acelga, cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes, en el cuadro No. 18, y en la Figura No. 6, se presenta la gráfica de dichos valores.

Cuadro No. 18. Valores medios de la concentración de Pb en la materia seca

del peciolo de la acelga cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes.

| TRATAMIENTO | mg /kg suelo | CORTES DE PECIÓLO | | |
|-------------|--------------|------------------------|-------------------------|------------------------|
| | | 1 ^{er} CORTE* | 2 ^{do} CORTE** | 3 ^{er} CORTE* |
| EDTA | 0 | 53.33 | 40.00 | 23.33 |
| | 800 | 113.33 | 80.00 | 43.33 |
| | 1600 | 133.33 | 63.33 | 86.66 |
| DTPA | 0 | 53.33 | 40.00 | 23.33 |
| | 800 | 223.33 | 76.66 | 141.66 |
| | 1600 | 200.00 | 130.00 | 135.00 |
| AH | 0 | 53.33 | 40.00 | 23.33 |
| | 800 | 60.00 | 30.00 | 46.66 |
| | 1600 | 63.33 | 63.33 | 26.66 |
| C.V. | | 63.67% | 26.63% | 90.73% |

EDTA.-Acido Etilen diamino tetracetico; DTPA.-Ácido Dietilentriamino-pentaacetico; AH.-Ácido Húmico; **.- Diferencia altamente significativa; *.- Diferencia significativa; C.V..- Coeficiente de variación.

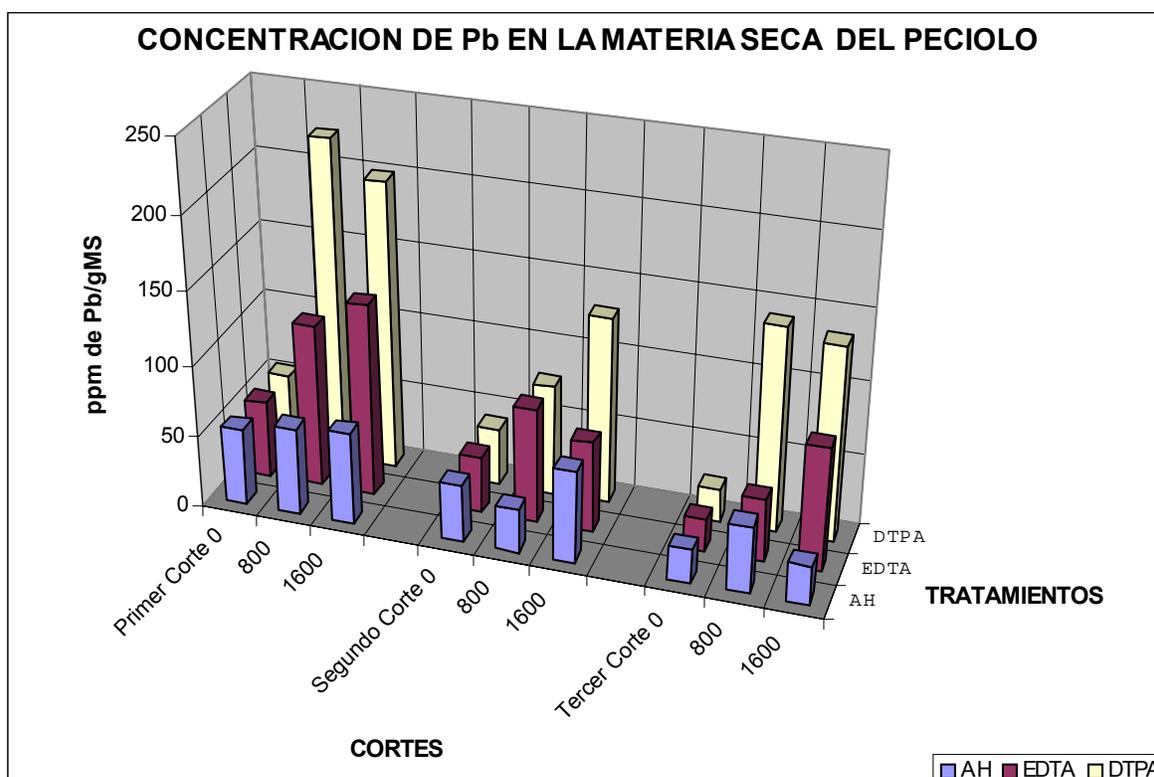


Figura No.6. Valores medios de la concentración de Pb en la materia seca de tres cortes de peciolo de acelga, cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes. EDTA.-Acido Etilen diamino tetracetico; DTPA.-Ácido Dietilentriamino-pentaacetico; AH.-Ácido Húmico.

µgPb/g biomasa del tallo

De acuerdo al análisis de varianza para la concentración de Pb en la materia seca del tallo, existieron diferencias altamente significativas ($p \leq 0.01$)

entre los tratamientos, lo que determinó que al menos uno de los tratamientos esta provocando un mayor incremento en la concentración de Pb en la biomasa del tallo, de acuerdo a la comparación de medias por el método del DMS ($p \leq 0.01$), se determinó que el DTPA es el que provocó la mayor concentración de Pb en el tallo de la planta, alcanzando un valor promedio de 217.77 $\mu\text{gPb/g MS}$, mientras que el EDTA y el AH alcanzaron valores relativamente iguales, 117.77 $\mu\text{gPb/g MS}$ y 116.66 $\mu\text{gPb/g MS}$, respectivamente. El DTPA a 1600 ppm y 800 ppm, fueron los mejores tratamientos obteniendo valores de 280 $\mu\text{gPb/g MS}$ y 240 $\mu\text{gPb/g MS}$, respectivamente. En el cuadro No. 19. Se puede observar los valores medios de la concentración de Pb en la materia seca del tallo de la acelga cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes, en la figura No.7. Se presenta la grafica de dichos valores.

Cuadro No. 19. Valores medios de la concentración de Pb en la materia seca del tallo de la acelga cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes.

| TRATAMIENTOS** | mg /kg suelo | | |
|----------------|--------------|--------|--------|
| | 0 | 800 | 1600 |
| EDTA | 133.33 | 103.33 | 116.66 |
| DTPA | 133.33 | 240.00 | 280.00 |
| AH | 133.33 | 106.66 | 110.00 |

C.V. = 39.12%

EDTA.-Acido Etilen diamino tetracetico; DTPA.-Ácido Dietilentriamino-pentaacetico; AH.-Ácido Húmico; **.- Diferencias altamente significativas; C.V..-Coeficiente de variación.

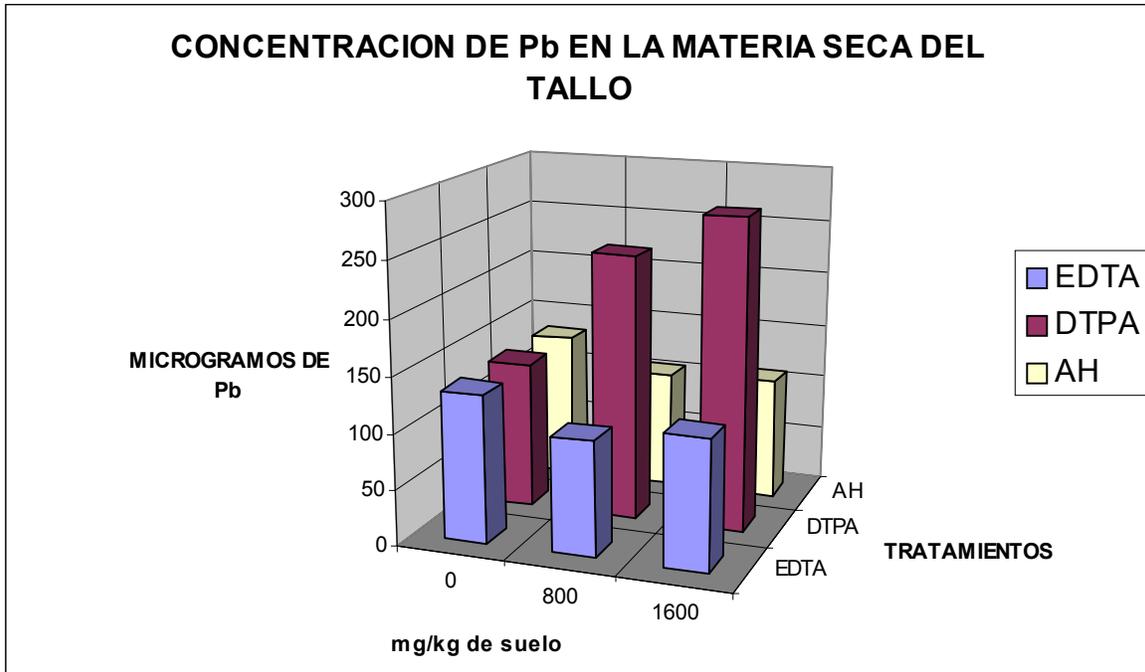


Figura No.7. Valores medios de la concentración de Pb en la materia seca del tallo de acelga, cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes. EDTA.-Acido Etilen diamino tetracetico; DTPA.-Ácido Dietilentriamino-pentaacetico; AH.-Ácido Húmico.

µgPb/g biomasa de la raíz

Para la concentración de Pb en la MS de la raíz, no existieron diferencias significativas ($p \leq 0.01$) entre los tratamientos, pero existió diferencia altamente significativa ($p \leq 0.01$) en las concentraciones aplicadas de los tratamientos (0, 800 y 1600 ppm), lo que quiere decir que si existió un efecto en la concentración de Pb en la MS de la raíz por la adición de quelatos. De acuerdo a la comparación de medias por el método DMS ($p \leq 0.01$), se determinó que para la aplicación de quelatos para esta parte de la planta la mejor concentración es de 800 ppm ya que alcanzó un valor promedio 334.44 µgPb/g MS de la raíz, siguiéndole la concentración de 1600 con un valor promedio de 246.11µgPb/g MS de la raíz, sin la aplicación de quelatos se alcanzó un valor promedio de 136.66 µgPb/g MS de la raíz. Se puede apreciar en la Figura No.8, se presenta la grafica de los valores medios de la concentración de Pb en la materia seca de la raíz de la acelga cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes, y en el cuadro No.

20, se presentan dichos valores, aquí se observa que el AH a 800ppm tiene una intervención en la acumulación de Pb en la MS de la raíz, ya que destaca con una concentración de Pb en la MS de la raíz con un valor promedio de 380.00 $\mu\text{gPb/g}$ MS, siendo éste el valor mas alto.

Cuadro No. 20. Valores medios de la concentración de Pb en la materia seca de la raíz de la acelga cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes.

| TRATAMIENTOS ^{NS} | mg /kg suelo | | |
|----------------------------|--------------|--------|--------|
| | 0 | 800 | 1600 |
| EDTA | 136.66 | 333.33 | 256.66 |
| DTPA | 136.66 | 290.00 | 375.00 |
| AH | 136.66 | 380.00 | 106.66 |

C.V. = 41.60%

EDTA.-Acido Etilen diamino tetracetico; DTPA.-Ácido Dietilentriamino-pentaacetico; AH.-Ácido Húmico. NS .- Diferencia no significativa; C.V..-Coeficiente de variación

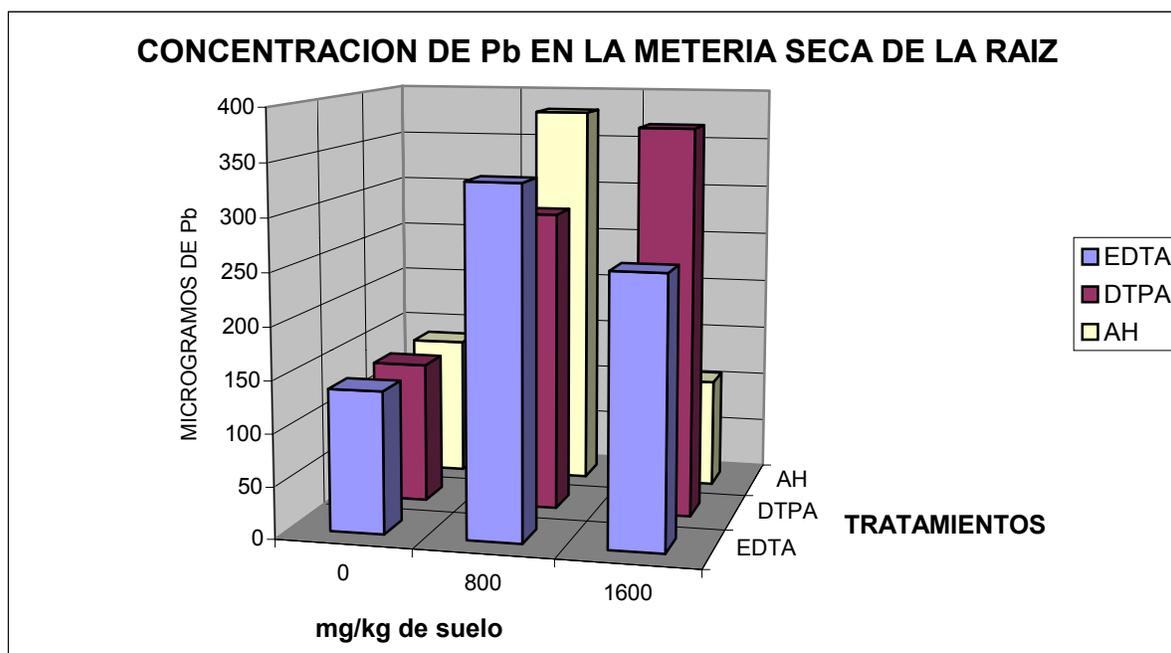


Figura No. 8. Valores medios de la concentración de Pb en la materia seca de la raíz de acelga cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes. EDTA.- Acido Etilen diamino tetracetico; DTPA.-Ácido Dietilentriamino-pentaacetico; AH.- Ácido Húmico.

$\mu\text{gPb/g}$ biomasa de las diferentes partes de la planta (en los tres cortes de hoja y pecíolo, tallo y raíz).

De acuerdo a los valores obtenidos para la concentración de Pb en la planta, se observa que la mayor concentración de Pb se logró obtener en la hoja, incrementados por el EDTA y DTPA, para el caso de la concentración de Pb en pecíolo, tallo y raíz los valores son relativamente bajos. Y para el caso del AH como quelato, éste no logró incrementar significativamente la concentración de Pb en las diferentes partes aéreas de la planta, sin embargo a una concentración de 800 ppm en el suelo, logró el valor más alto de la concentración de Pb en la raíz, en comparación con los otros quelatos utilizados . En la Figura No. 9. Se presenta la grafica de los valores promedios de la concentración de Pb en la materia seca de las diferentes partes de la planta, Ver valores en los cuadros No. 17,18,19 y 20.

Los resultados obtenidos en el presente trabajo concuerdan con lo que encontraron en una serie de investigaciones realizadas por Sarret *et al.*, (2001) en *Phaseolus vulgaris*; Lombi *et al.*, (2001) en *Zea mays* L. Zhi-ting y Ping, (2002) en *Brassica pekinensis* y *B. Juncea*. Así como Madrid *et al.*, (2003), en *Pinus radiata*, determinan que la acumulación de metales pesados en la parte aérea de la planta puede ser favorecida a través de la aplicación de quelatantes sintéticos al suelo.

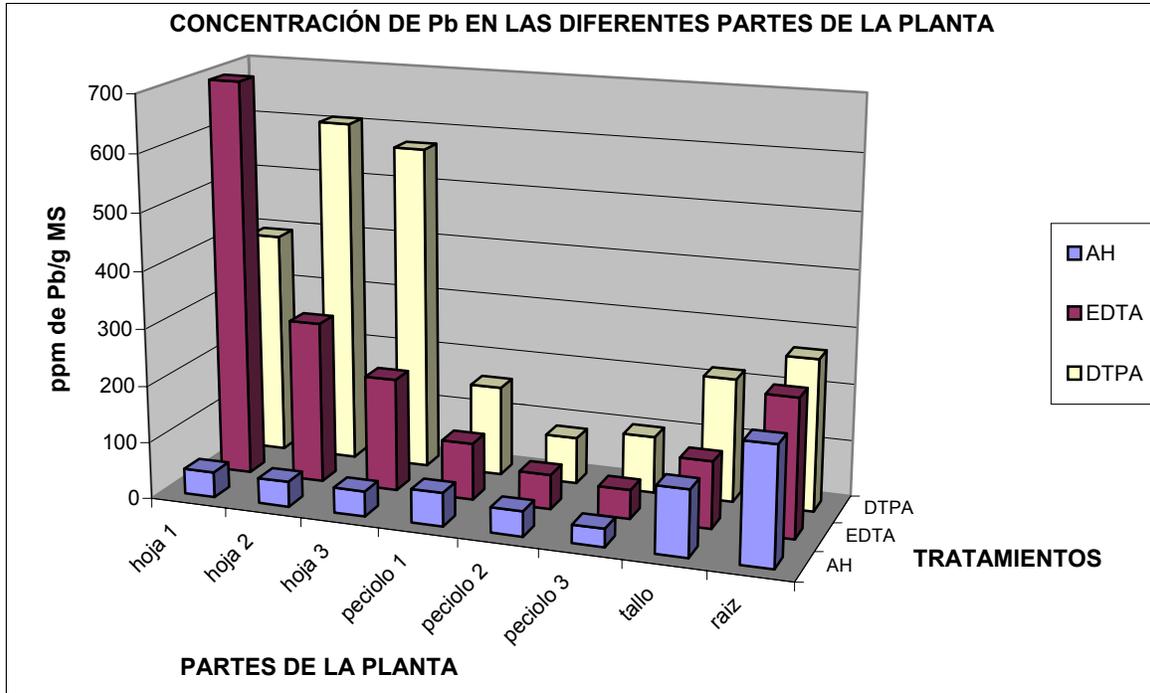


Figura No.9. Valores medios de la concentración de Pb en las diferentes partes de la planta. EDTA.-Acido Etilen diamino tetracetico; DTPA.-Ácido Dietilentriamino-pentaacetico; AH.-Ácido Húmico.

µg de Pb fitoextraído por las diferentes partes de la planta de acelga cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes.

De acuerdo al Pb fitoextraído por las diferentes partes de la planta, claramente se puede apreciar que la hoja fue la parte de la planta que más Pb extrajo. La adición de los agentes quelatantes al suelo incrementó significativamente la capacidad fitoextractora de la planta, en el cuadro No. 21 se presentan los valores promedios del Pb fitoextraído por las diferentes partes de la planta de la acelga cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes, y en la Figura No.10, Se presenta la grafica de dichos valores.

Cuadro No. 21. Valores medios del Pb fitoextraído (μg) en las diferentes partes de la planta de la acelga cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes.

| TRATAMIENTO | mg /kg suelo | HOJA | PECIOLO | TALLO | RAÍZ |
|-------------|--------------|----------|---------|--------|--------|
| | 0 | 1134.00 | 179.66 | 240.00 | 350.33 |
| EDTA | 800 | 11788.00 | 388.33 | 148.33 | 817.66 |
| | 1600 | 19799.66 | 379.66 | 114.33 | 373.00 |
| | 0 | 1134.00 | 179.66 | 240.00 | 350.33 |
| DTPA | 800 | 13289.66 | 636.83 | 229.66 | 552.00 |
| | 1600 | 15575.00 | 623.00 | 331.00 | 457.50 |
| | 0 | 1134.00 | 179.66 | 240.00 | 350.33 |
| AH | 800 | 902.66 | 192.66 | 181.66 | 629.00 |
| | 1600 | 842.33 | 248.00 | 146.33 | 207.00 |

EDTA.-Acido Etilen diamino tetracetico; DTPA.-Ácido Dietilentriamino-pentaacetico; AH.-Ácido Húmico.

Estos resultados obtenidos concuerdan con lo que encontró Sarret *et al.*, (2001) en *Phaseolus vulgaris*; Lombi *et al.*, (2001) en *Zea mays* L. Zhi-ting y Ping, (2002) en *Brassica pekinensis* y *B. Juncea*. Así como Madrid *et al.*, (2003), en *Pinus radiata*, en diferentes trabajos realizados concluyen que la adición de agentes quelatantes al suelo favorece la solubilización de metales pesados y por lo tanto el incremento en la concentración de estos en las partes aéreas de las plantas y por ende el incremento de la capacidad fitoextractora de la planta.

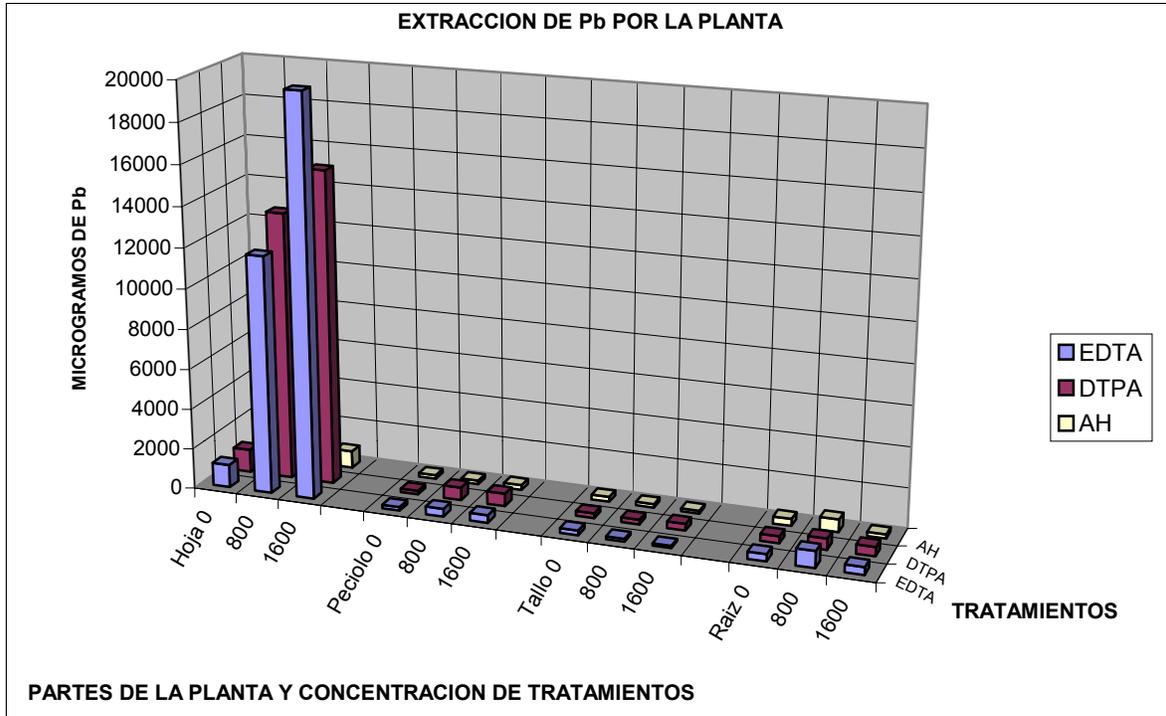


Figura No.10. Valores medios del Pb (μg) fitoextraído en las diferentes partes de la planta de la acelga cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes. EDTA.-Acido Etilen diamino tetracetico; DTPA.-Ácido Dietilentriamino-pentaacetico; AH.-Ácido Húmico.

μg totales de Pb extraídos por la acelga cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes.

Para la extracción total de Pb por la planta, existieron diferencias altamente significativas entre los tratamientos ($p \leq 0.01$) y entre las concentraciones de estos, lo que determinó que al menos uno de los tratamientos provocó un incremento mayor en el proceso de extracción de Pb por la planta, de acuerdo a la comparación de medias por el método DMS al ($p \leq 0.01$), el EDTA a una concentración de 1600 ppm, es el tratamiento que incrementó significativamente la eficiencia en el proceso de extracción de Pb por la planta, alcanzando un valor promedio de 20666.66667 μg de Pb extraído, siguiéndole así el DTPA a la misma concentración, alcanzando un valor promedio de 16986.5000 μg de Pb extraído, de acuerdo a la interacción de factores, tratamientos y concentraciones, se puede

apreciar que a 0 ppm de los tratamientos no existen diferencias entre los tratamientos, en la concentración de 800 ppm de los tratamientos, se sigue el orden descendente DTPA>EDTA>AH, y a 1600ppm de los tratamientos el orden es EDTA>DTPA>AH, para la media general el orden es el mismo, (cuadro No.22). En el que se presentan los valores medios de la extracción total de Pb por la acelga, cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes, en la figura No.11 Se presenta la grafica de dichos valores, y en la figura No.12. Se presentan los valores expresados en porcentaje.

Cuadro No. 22. Valores Medios de la extracción total de Pb (μg) por la acelga cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes.

| TRATAMIENTOS** | mg /kg suelo | | |
|----------------|--------------|----------|----------|
| | 0 | 800 | 1600 |
| EDTA | 1904.00 | 13142.33 | 20666.66 |
| DTPA | 1904.00 | 14708.16 | 16986.50 |
| AH | 1904.00 | 1906.00 | 1443.66 |

C.V. = 51.23%

EDTA.-Acido Etilen diamino tetracetico; DTPA.-Ácido Dietilentriamino-pentaacetico; AH.-Ácido Húmico. **.- Diferencia altamente significativa; C.V.-Coeficiente de variación

Los resultados obtenidos en el presente trabajo son similares con los realizados por Vassil *et al*, (1998); Shen ZG, *et al.*, (2002b); Grcman H. *et al.*, 2003 y Sahi SV, *et al.*, 2002 en los que determinan que el EDTA incrementa mejor la solubilidad y disponibilidad del Pb para las plantas, permitiendo que las plantas acumulen altas concentraciones del Pb en su biomasa.

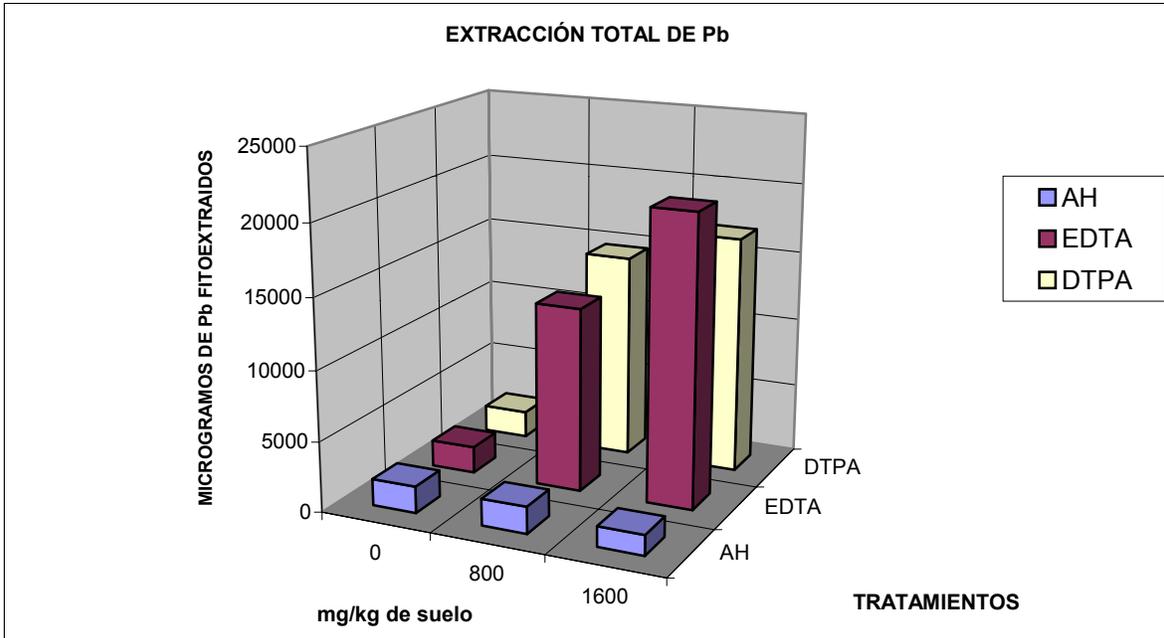


Figura No. 11. Valores medios de la Extracción total de Pb (μg) por la acelga, cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes. EDTA.-Acido Etilen diamino tetracetico; DTPA.-Ácido Dietilentriamino-pentaacetico; AH.-Ácido Húmico.

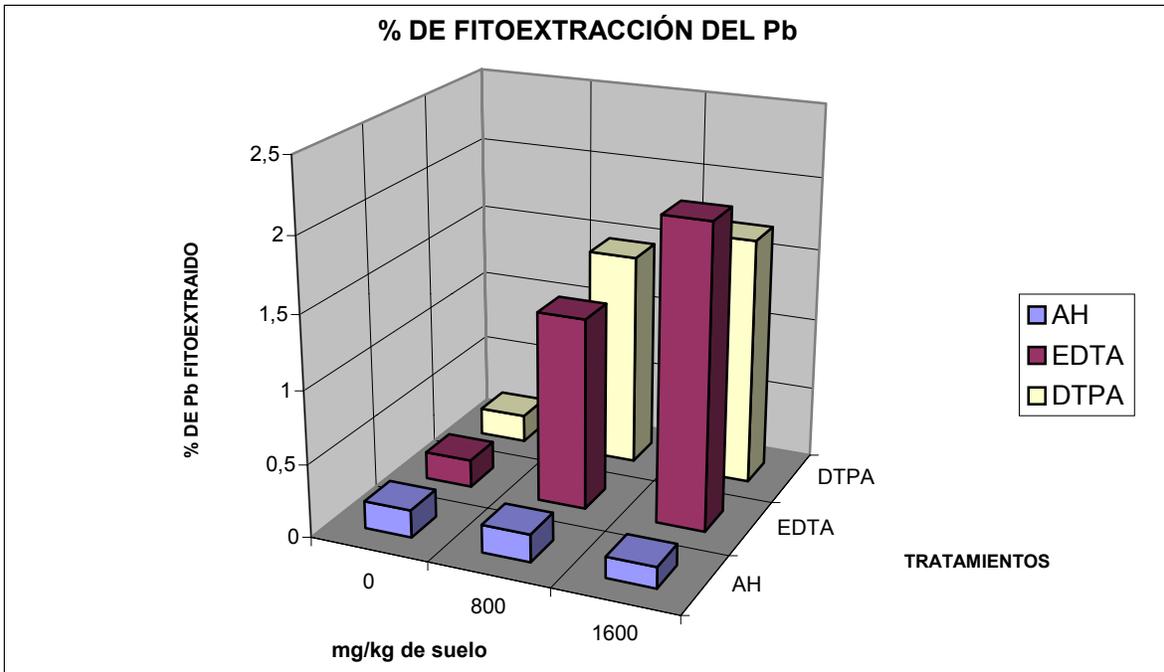


Figura No. 12. Valores medios del % de Extracción de Pb por la acelga, cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes. EDTA.-Acido Etilen diamino tetracetico; DTPA.-Ácido Dietilentriamino-pentaacetico; AH.-Ácido Húmico.

Capacidad fitoextractora de la acelga cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes.

Todas las plantas poseen una capacidad 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 (Chen *et al.*, 2001). Sin embargo la adición de agentes quelatantes, incrementan la disponibilidad de metales y favorece la fitoextracción. *Beta vulgaris*, posee un potencial natural de absorción de Pb relativamente bajo, cuyo valor fue de 62.36 µgPb/1g de biomasa, sin embargo la adición de quelatos provocó incrementos altamente significativos en su capacidad de absorción de Pb, entre los quelatos aplicados el EDTA se observó como el mejor, ya que a medida que se incrementó la concentración aplicada, incrementó también significativamente la capacidad de absorción de Pb de la planta de *Beta vulgaris*, la aplicación de EDTA a 1600 ppm incrementó su capacidad a 737.30 µgPb/1g de biomasa, el DTPA a la misma concentración incrementó el potencial de la planta a 647.10 µgPb/1g de biomasa, la planta con el AH no incremento capacidad. Considerando al valor obtenido de la capacidad natural de absorción de Pb de la planta de *Beta vulgaris* como un 100%, el EDTA a 1600 ppm incrementó esa capacidad a 1085%, el DTPA a la misma concentración lo incrementó a 892% y el AH no tubo efecto alguno. Khan *et al.*, (2000), han observado que cuando el EDTA se adiciona a suelos contaminados con plomo se presenta un incremento superior a 100 veces en la toma y transporte del complejo EDTA-plomo. De hecho la eficiencia de la acumulación del metal parece estar directamente relacionada a la afinidad del quelante aplicado por el metal. Jarvis y Leung (2002) sugieren el uso de EDTA para suelos contaminados con plomo. En el cuadro No. 23. se presentan los valores medios de la capacidad fitoextractora de Pb por la acelga, cultivada bajo diferentes tratamientos quelatantes, expresados en % y en la figura No.13. Se presenta la grafica de dichos valores.

Cuadro No.23. Valores medios de la capacidad fitoextractora de Pb de la

acelga cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes, expresados en %.

| TRATAMIENTOS | mg /kg suelo | | |
|--------------|--------------|--------|---------|
| | 0 | 800 | 1600 |
| EDTA | 100.00 | 690.24 | 1085.43 |
| DTPA | 100.00 | 772.48 | 892.14 |
| AH | 100.00 | 100.10 | 75.82 |

EDTA.-Acido Etilen diamino tetracetico; DTPA.-Ácido Dietilentriamino-pentaacetico; AH.-Ácido Húmico.

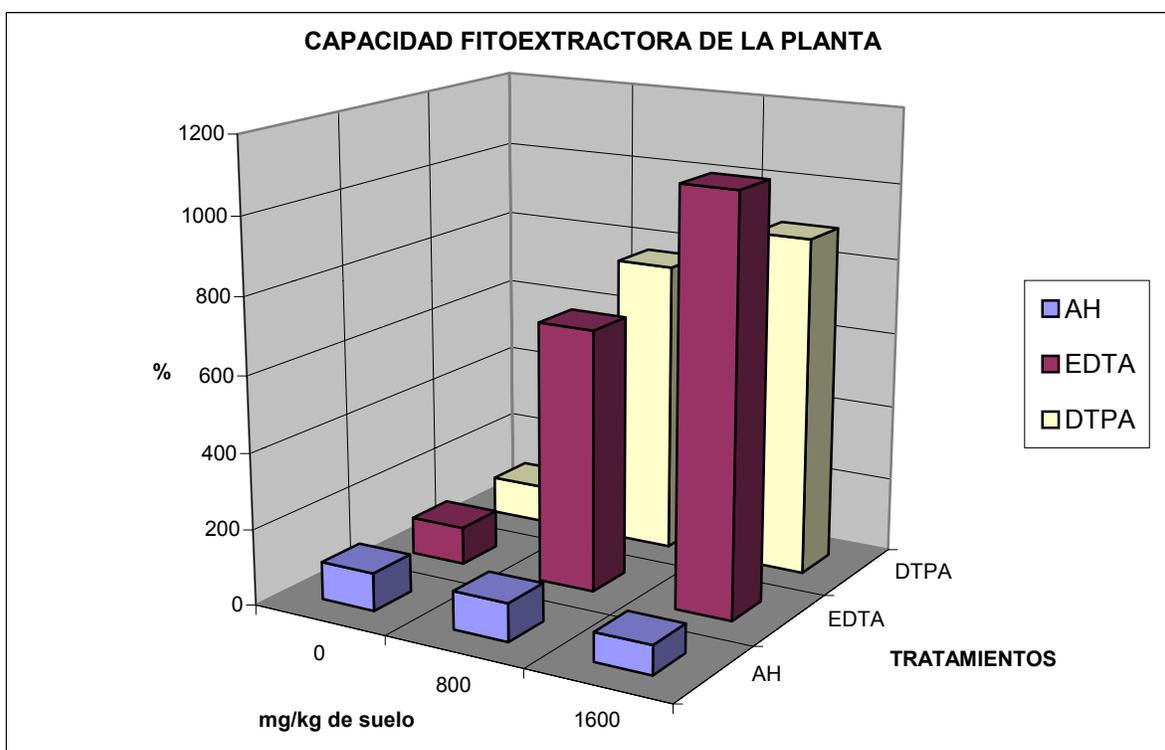


Figura No. 13. Valores de la capacidad fitoextractora de la acelga, cultivada bajo diferentes tratamientos de agentes quelatantes, expresados en %. EDTA.-Acido Etilen diamino tetracetico; DTPA.-Ácido Dietilentriamino-pentaacetico; AH.-Ácido Húmico.

De acuerdo a los resultados obtenidos en el trabajo realizado, se puede comprobar que el EDTA tiene mayor capacidad para incrementar la solubilidad y

disponibilidad del Pb en el suelo, que el DTPA y el AH, los resultados son similares a los de Wu et al. en 1999 y Zhen-Guo Shen et al 2002.

Investigadores como Khan y col. 2000; Karenlampi y col. 2000; Lombi y col 2001; Zhi-ting y Ping, 2002 al igual que Romkens y col. 2002, indican que se debe tener cuidado con la adición de quelantes al suelo ya que se puede incrementar el riesgo de diseminar la contaminación a sitios como el agua subterránea debido a la alta solubilidad del complejo formado.

El Pb (mgPb/kg de suelo) total presente en el suelo después de haber realizado la fitoextracción.

De acuerdo a los valores obtenidos en el presente trabajo (cuadro No. 24.), se aprecia que no existe una correlación directa entre la cantidad de Pb presente en el suelo y el Pb fitoextraído por la planta, además es necesario mencionar que al determinar el Pb contenido en el suelo utilizado, sin antes contaminar, fue de 100mgPb/kg de suelo.

Cuadro No.24. Valores medios del Pb total (mgPb/kg de suelo) presente en el suelo después de haber realizado la fitoextracción con la acelga cultivada bajo diferentes tratamientos quelatantes.

| TRATAMIENTOS | CONCENTRACIONES (ppm) | | |
|--------------|-----------------------|---------|---------|
| | 0 | 800 | 1600 |
| EDTA | 933.33 | 966.66 | 933.33 |
| DTPA | 933.33 | 833.33 | 766.66 |
| AH | 933.33 | 1000.00 | 1066.66 |

EDTA.-Acido Etilen diamino tetracetico; DTPA.-Ácido Dietilentriamino-pentaacetico; AH.-Ácido Húmico.

El pH del suelo contaminado utilizado como sustrato en este trabajo fue de 8.1, lo que corresponde a un suelo medianamente alcalino, por lo que pudo existir una baja disponibilidad de Pb para las plantas de acelga.

De acuerdo a los resultados obtenidos en la planta de acelga fue capaz de fitoextraer plomo del suelo contaminado. Si bien es cierto que debido a la concentración remanente de los contaminantes en dicho suelo, a la normatividad mexicana clasificaría a este como peligroso. Sin embargo, si en este tipo de suelo el propósito fuese remediarlo a niveles de plomo de acuerdo a la normatividad mexicana; podrían aplicarse ciclos seriados de cultivo de las plantas, como lo hizo Pitchel *et al.*, (2000) con las plantas *Taraxacum officinale* y *ambrosia artemissifolia* en suelo contaminado con plomo.

VII. CONCLUSIONES

Beta vulgaris es catalogada como una especie tolerante al plomo y por sus características morfológicas puede ser considerada como una planta candidata para la fitorremediación de suelos

contaminados con plomo, ya que le favorece la alta acumulación de este metal en la parte aérea de la planta.

Bajo condiciones naturales *Beta vulgaris* no es considerada como una planta hyperacumuladora de Pb, sin embargo la adición de agentes quelatantes al suelo incrementa significativamente su capacidad fitoextractora.

Dado que en la materia seca de la hoja se presentó la mayor concentración de Pb, *Beta vulgaris* puede ser considerada útil para la fitoextracción, pero será necesario aplicar ciclos seriados de cultivos para lograr la remediación de los suelos contaminados.

La adición de EDTA y DTPA al suelo contaminado con Pb, incrementó significativamente la capacidad fitoextractora de la acelga, siendo mejor el primero. El AH solo incrementó la concentración de Pb en la raíz.

A medida que se incrementó la concentración de EDTA aplicado al suelo, se incrementó la capacidad fitoextractora de la planta, en el caso del DTPA, el incremento fue relativamente menor al del EDTA, el AH no provocó efecto alguno.

VIII. LITERATURA CITADA

Aldrich, M. V, Ellzey, J. T, Peralta-Videa, J. R, González, J. H, Gardea-Torresdey, J. L. 2004. Lead uptake and the effects of EDTA on lead-tissue concentrations in the desert species mesquite (*Prosopis spp.*). Int J Phytoremediation.

Alloway, B. J. 1995. Heavy Metals in Soils. Blackie Academic Profesional. London. 2a. Edición. 368p.

ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 1992. *Toxicological Profile for Lead*. Atlanta, GA: US Department of Health and Human Services.

Baker, A. J. M., and R. R. Brooks. 1989. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements- A review of their distribution, ecology and phytochemistry. *Biorecovery* 1:8-126.

Barceló J. y Ch. Poschenrieder. (1992). Respuesta de las plantas a la contaminación por metales pesados. *Suelo y Planta* 2: 345-361.

Barkay, T. y J. Schaefer. 2001. Metal and radionuclide bioremediation: issues, considerations and potentials. *Current Opinion in Microbiology* 4: 318-323.

Baumann, A. 1985. Das Verhalten von Zinksätzen gegen Pflanzen und im Boden. *Landwirtsch. Vers-Statn* 73, 97-106.

Bautista Z. F. 1999. Introducción al estudio de la contaminación del suelo por metales pesados. 2ª. Edición. Ediciones de la Universidad Autónoma de Yucatán Mérida, Yucatán, México.

Bautista Z. F. 1993. Los suelos salinos y su recuperación. *Rescate Ecológico*. (37): 36-39.

Becerril, J. y M.E. Navarrete. 1993. Recopilación, aplicación y evaluación de las tecnologías de estabilización/solidificación para el tratamiento de residuos peligrosos. Cenapred, México. 96 pp.

Bosecker, K. 2001. Microbial leaching in environmental clean-up programs. *Hydrometallurgy* 59: 245-248.

Boonyapookana, B. Parkpian, P, Techapinyawat, S. De Laune, R. D, Jugsujinda, A. 2005. Phytoaccumulation of lead by sunflower (*Helianthus annuus*),

tobacco (*Nicotiana tabacum*), and vetiver (*Vetiveria zizanioides*).
J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng. 40(1):117-37.

Brooks, R.R., M.F. Chambers, L.J. Nicks y B.H. Robinson. 1998. Phytomining.
Perspectives 3 (9): 359-362.

Cabrera, F., Clemente L., Díaz Barrientos, E. López R. y Murillo, J.M. 1999.
Heavy metal pollution of soils affected by the Guadiamar toxic flood. *Sci
Total Environ* 242 (1-3): 117-29.

Calmet, R. 1995. Intoxicación por plomo: de la detección a la prevención. *Salud
Publica de México*. Volumen 37, No.3.

Cantafio, A., K.D. Hagen, G.E. Lewis, T.L. Bledsoe, K.M. Nunan y J.M. Macy.
1996. Pilot-scale selenium bioremediation of San Joaquin Drainage water
with *Thauera selenatis*. *Applied and Environmental Biotechnology* 62:
3298-3303.

Carabia L. J., Provencio, E. y Cortinas, Nava, C., 1999. Promoción de la
Prevención Y Reducción de Riesgos Químicos Ambientales. SEMARNAP
(Instituto Nacional de Ecología). México

Chaney, R.L.; Malik, M.; Li, Y.M.; Marrón, S.L.; Cervecero, el P.E.; Ángulo, J.S.;
Panadero, A.J.M. 1997. Phytoremediation de los metales del suelo. *Opin
Actual. Biotechnol* . 8, 279-284.

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.

Chumbley, G.G. 1991. Permissible levels of toxic metals in sewage sludge used
in agriculture land, Agriculture Development and Advisor service. Report No.
10.

- Colombo, L., D. Mangione, S. Bellicioni and A. Figlioglia. 1998. Sol profile distribution of heavy metals in a soil amended with sewage sludge for eight years. *Agr. Med. Intern. J. Of Agric. Sci.* 128(4): 273-283.
- COREMI. 1992a. Serie monográfica geológico-minera del estado de Coahuila. COREMI, México. Pp. 55-108.
- COREMI. 1992b. Serie monográfica geológico-minera del estado de Guanajuato. COREMI, México. Pp. 52-100.
- COREMI. 1992c. Serie monográfica geológico-minera del estado de Guerrero. COREMI, México pp. 127-213.
- COREMI 1992d. Serie monográfica geológico-minera del estado de Hidalgo. COREMI, México. Pp. 51-90.
- COREMI. 1992e. Serie monográfica geológico-minera del estado de Jalisco. COREMI, México. Pp. 49-101.
- COREMI. 1992f. Serie monográfica geológico-minera del estado de México. COREMI, México. Pp. 82-125.
- COREMI. 1992g. Serie monográfica geológico-minera del estado de Querétaro. COREMI, México. Pp. 49-92.
- COREMI. 1992h. Serie monográfica geológico-minera del estado de San Luis Potosí. COREMI, México. Pp. 63-187.
- COREMI. 1992i. Serie monográfica geológico-minera del estado de Sinaloa. COREMI, México. Pp. 70-133.
- COREMI. 1992j. Serie monográfica geológico-minera del estado de Sonora. COREMI, México. Pp. 72-174.

- COREMI. 1992k. Serie monográfica geológico-minera del estado de Zacatecas. COREMI, México. Pp. 55-129.
- COREMI. 1992l. Serie monográfica geológico-minera del estado Michoacán. COREMI, México. Pp. 65-150.
- COREMI. 1993. Serie monográfica geológico-minera del estado de Durango. COREMI, México. Pp. 60-183.
- COREMI. 1994. Serie monográfica geológico-minera del estado de Chihuahua. COREMI, México. Pp. 104-268.
- COREMI. 1999. Serie monográfica geológico-minera del estado de Baja California. COREMI, México. Pp. 107-143.
- Davis, B. E. 1980. Applied soil trace elements. John Wiley & Sons Ltd. 287-351. EUA.
- Dewis J. y Freitas A. 1984. Metodos Fisicos y Químicos de análisis de suelos y aguas. Vol. 1. FAO. Roma-Italia.
- Díaz, B. F., 1999. Evaluación del riesgo por la exposición a Plomo. Unidad de Toxicología Ambiental, Facultad de Medicina, Universidad Autónoma de San Luis de Potosí, México (CEPIS/OPS), Perú – 1999.
- Eccles, H. 1999. Treatment of metal-contaminated wastes: why select a biological process? *Trends in Biotechnology* 17: 462-465.
- Ehrlich, H.L. 1997. Microbes and metals. Mini-review. *Applied and Environmental Biotechnology* 48: 687-692.
- EPA. 2000. La Interacción Planta/Suelo/Metal. Journal of Hazardous Substance Research 5-1 Volume Two. <http://www.engg.ksu.edu/hsrc/JHSR/vol2no5.pdf>

- Freeman, H.M. 1998. Standard handbook of hazardous waste treatment and disposal. Mc Graw-Hill, Inc. New York. 1,437 pp.
- Gadd, G.M. 2000. Bioremedial potential of microbial mechanisms of metal mobilization and immobilization. *Current Opinion in Biotechnology* 11: 271-279.
- Garbisu, C. and Alkorta, I. 2001. Phytoextraction: a Cost-effective plant-based technology for the removal of metals from the environment. Review paper. *Bioresource Technol.* 77:229-236.
- Grcman, H, Vodnik D, Velikonja-Bolta S, Lestan D. 2003. Ethylenediaminedissuccinate as a new chelate for environmentally safe enhanced lead phytoextraction. *J Environ Qual.* 2003 Mar-Apr;32(2):500-6. PMID: 12708673 [PubMed - indexed for MEDLINE]
- Gutiérrez, M. 2003. Minería Unión de Grupos Ambientalistas (UGAM). Disponible en Internet en: <http://www.union.org.mx/guia/actividadesyagravios/mineria.htm>.
- Halim, M., P. Conte. and Piccolo, A. 2003. Potential availability of heavy metals to phytoextraction from contaminated soils induced by exogenous humic substances. 52(1):265-75
- Hernández, P. J. L. 2001. Respuestas biológicas de plantas superiores a la exposición de altas concentraciones de metales pesados. Tesis Doctorado. Facultad de Ciencias Biológicas, División de Estudios de Posgrado. Universidad Autónoma de Nuevo León, México.
- Jarvis, M. D. and Leung, D. W. M. 2002. Chelated lead transport in *Pinus radiata*: an ultrastructural study. *Environ Experim Botany.* 48:21-32.
- Jauert, P.; Shumacher, T. E.; Boe, A. Reese, R. N. 2002. Rhizosphere Acidification and Cadmium Uptake by Strawberry Clover. *J Environ Qual.* 31: 627-633.

Kabata-Pendias, A. and H. Pendias. 1992. Trace Elements in soils and Plants. CRC. Press, Inc. Boca Ratón, Florida. 315 p.

Kabata Pendias, A. (1995). Agricultural problems related to extensive trace metal contents of soil. In: Salomons, W. V. Forstener C.P. Mader (eds) Heavy metals, problems and solutions. 3-18 Springer-Verlag, Berlin, Germany: 412.

Karenlampi, S.; Scat, H.; Vangronsveld, J. a. C.; Verkleij, D, Van Der L.; Mergeay, M.; Tervahuatta, A. I. 2000. Environ Pullution. 107: 225-231.

Khan, A. G.; Kuek, C.; Chaudrhy, T. M.; Khoo, C. S.; Hayes, W. J. 2000. Role of plants, mycorrhizae and phytochelators in heavy metal contaminated land remediation. Chemosfere. 41: 197-207.

Kloke, A. 1980. Richtwerte'80, Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturböden, Mitt VDLUFA, H. 2, 9-11.

Leyval, C., Weissenhorn, I., Glashoff A., y Berthelin, J., (1994) Influence des métaux lourds sur la germination des spores de champignons endomycorrhiziens à arbuscules dans les sols. Acta Botanica Gallica (in press)

Lombi, E.: Zhao, F. J. Dunham, S. J.; McGrath S. P. 2001. Phytoremediation of Heavy Metal-contaminated soils: Natural Hyperaccumulation versus Chemically Enhanced Phytoextraction. J Environ qual. 30: 1919-1926

López, S, D. 2002. Evaluación de algunos minerales y metales pesados en 17 cultivos agrícolas y selección de especies con potencial en fitorremediación. Tesis de Licenciatura. Departamento de Química y Biología. Universidad de Las Américas, Puebla, México.

Lovley, D.R. and J.D. Coates. 1997. Bioremediation of metal contamination. *Current Opinion in Biotechnology* 8: 285-289.

- Luo, C., Shen Z, Li X, and Baker AJ. 2005. Enhanced phytoextraction of Pb and other metals from artificially contaminated soils through the combined application of EDTA and EDDS. *Chemosphere*. 2005 Nov 16; [Epub ahead of print]. PMID: 16297960 [Pub-Med - as supplied by publisher]
- Madrid, F.; Liphadzi, M. S.; Kirkham, M. B. 2003. Heavy metal displacement in chelat-irrigated soil during phytoremediation. *J Hydrol*. 272: 107-119.
- Major, R. H. 1954. *A History of Medicine*. Springfield, IL: Charles C. Thomas, Publisher. U.S.A.
- Maqueda, G. A. P. 2003. Fitorremediación de suelos contaminados con metales pesados. Tesis Maestría. Biotecnología. Departamento de Química y Biología, Escuela de Ciencias, Universidad de las Américas, Puebla. México.
- Mills, H. A. and J. Benton. 1996. *Plant analysis Handbook II*. 2^a. Edition. Micromacro Publishing. Athens, Georgia. USA.
- Narro, F. E. A. 1994. *Física de Suelos con enfoque agrícola*. Editorial Trillas, S. A. de C. V. México, D. F. Primera Edición.
- Pichtel, J, Kuroiwa K, Sawyerr, H. T. 2000. Distribution of Pb, Cd and Ba in soils and plants of two contaminated sites. *Environ. Pollut*. 110(1):171-8.
- Pineda, H. R. 2004. Tesis para obtener el grado de Doctor en Ciencias: 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. 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.
- Probstein, R. F. 1994. Physicochemical hydrodynamics -an introduction. Segunda edición, Wiley, New York, pp. 203–207.
- PROY-NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004; Criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plomo, selenio, talio y vanadio. Publicado el 11 de noviembre de 2005 en el DIARIO OFICIAL (Primera Sección) 17. México.
- Ramos B. R., Cajuste L. J., Flores R. D. y García C. N. E. 2001. Metales Pesados, Sales y Sodio en suelos de Chinampa en México. *Agrociencia* 35: 385-395 p.
- Raskin, I.; and Ensley, B. D. 2000. *Phytoremediation of Toxic Metals. Using Plants to Clean Up the Environment*. USA. John Wiley & Sons, Inc. 304 p.
- Romkens, P.; Bouwman, L.; Japenga, J.; Draaisma, C. 2002. Potentials and drawbacks of chelate-enhanced phytoremediation of soils. *Environ Pullition*. 116: 109-121.
- Sahi, S. V, Bryant, N. L, Sharma, N. C, Singh, S. R. 2002. Characterization of a lead hyperaccumulator shrub, *Sesbania drummondii*. *Environ Sci Technol*. ;36(21):4676-80.
- Salt, D.E.; Blaylock, M.; Kumar, P.B.A.N.; Dushenkov, V.; Ensley, B.D.; Chet, L.; Raskin, I. 1995. Phytoremediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. *Biotechnology* 13, 468-474.

- Sarret, G. [Vangronsveld, J.](#) [Manceau, A.](#) [Musso, M.](#) [D'Haen, J.](#) [Menthonnex, J. J.](#) [Hazemann, J. L.](#) 2001. Accumulation forms of Zn and Pb in *Phaseolus Vulgaris* in the presence and absence of EDTA. Environ Sci Technol. 35:2854-2859.
- Schmitt, H. W., and Sticher, H. (1991). Heavy metals compounds in the soil. In: Marina, E. (ed): Metals and their Compounds in the Environment, VCH Verlagsgesellschaft Weinheim, Germany, pp. 312-331.
- SEMARNAT. 2004. Información proporcionada por la Dirección General de Gestión Integral de Materiales y Actividades Riesgosas. INE, MÉXICO.
- Shen, Z. G.; Li, X. D.; Wang, C. C.; Chen, H. M.; Chua, H.; 2002a. Lead phytoextraction from contaminated soil with high-biomass plant species. J Environ Qual;31(6):1893-900.
- Shen, Z. G.; Li, X. D.; Wang, C. C.; Chen, H. M.; Chua, H.; 2002b. Lead phytoextraction from contaminated soil with high-biomass plant species. J Environ Qual. 31(6):1893-900.
- 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.
- Sposito, G. 1983. The chemical forms of trace in soils. En: Dvis, B. Ed. Applied environmental geochemistry. Academic press. Londres, Inglaterra.
- Turner, A. J. 1897. Lead poisoning among Queensland children. Aust Med Gazette; 16:475-479.
- Valdés, P. F. 1999. *La contaminación por metales pesados en Torreón, Coahuila, México*. En Defensa del Ambiente, A.C.

- Valdés, F, y Cabrera, V. M. 1999. La contaminación por metales pesados en Torreón, Coahuila, México. 1ª Ed. Texas Center for Policy Studies, CILADHAC, Torreón, Coah..
- Van Deuren, J., T. Lloyd, S. Chetry, R. Liou y J. Peck. 2002. Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, 4th Edition. Technology Innovation O.ce, EPA Platinum International, Inc. Disponible en Internet en: http://www.frtr.gov/matrix2/top_page.html.
- Vassil A., Kapulnik Y., Raskin. I. I, y Salt DE. 1998. The Role of EDTA in Lead Transport and Accumulation by Indian Mustard. *Plant Physiol.* 1998 Jun;117(2):447-453.
- 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. SyG Editores, S.A. de C.V., México, D.F. ISBN: 968-817-492-0
- Wu, J., F.C. Hsu, and S.D. Cunningham. 1999. Chelate-assisted Pb phytoextraction: Pb availability, uptake, and translocation constraints. *Environ. Sci. Technol.* 33:1898–1904.
- Zhen-Guo S. Xiang-Dong, L., Chun-Chun, W. Huai-Man, C. and Hong, C. 2002. Lead Phytoextraction from Contaminated Soil with High-Biomass Plant Species. *Journal of Environmental Quality* 31:1893-1900.
- Zhi-thing, X. and Ping, L. 2002. Joint enhancement of Lead accumulation in Brassica plants by EDTA and Ammonium sulfate in sand culture. *J. Environ Sci.* 14(2): 216-220.