



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE INGENIERÍA
DIVISIÓN DE INGENIERÍA EN CIENCIAS DE LA TIERRA

“ESTUDIO SOBRE LA DISPONIBILIDAD DE METALES EN SUELOS QUE RECUBREN DEPÓSITOS DE JALES”

TESIS

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE
INGENIERA DE MINAS Y METALURGISTA

PRESENTA
BEATRIZ SAYURI KATAGIRI BUENTELLO

DIRECTOR DE TESIS
M.I. JOSÉ ENRIQUE SANTOS JALLATH

MEXICO D.F., OCTUBRE 2012





Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

ÍNDICE

I. RESUMEN	V
II. INTRODUCCIÓN	VI
<i>1. GENERALIDADES DEL SITIO DE ESTUDIO</i>	<i>1</i>
1.1 LOCALIZACIÓN	1
1.2 HISTORIA Y SITUACIÓN ACTUAL	1
1.3 CARACTERÍSTICAS DEL MEDIO FÍSICO	2
1.3.1 Geología	2
1.3.2 Fisiografía	2
1.3.3 Hidrología	3
1.3.4 Clima	3
1.4 ACTIVIDAD MINERA	4
1.5 CARACTERÍSTICAS DE LA VEGETACIÓN EN LA ZONA	5
<i>2. ANTECEDENTES</i>	<i>7</i>
2.1 CARACTERIZACIÓN DEL RESIDUO GENERADO EN LA MINA	7
2.1.1 Granulometría	7
2.1.2 Composición mineralógica	7
2.1.3 Concentración total de EPT	7
2.1.4 Fracción soluble (geodisponible)	8
2.1.5 Potencial de generación de acidez	8
2.2 BIOACUMULACIÓN DE EPT EN PLANTAS	9
<i>3. MARCO TEÓRICO</i>	<i>11</i>
3.1 SOLUBILIDAD DE EPT EN SUELOS	11
3.1.1 El suelo	12
3.1.2 Factores relacionados con la solubilidad de los EPT	13
3.2 PRINCIPIOS BÁSICOS DE LA BIOACUMULACIÓN	15
3.3 PROCESOS BIOQUÍMICOS DE LA RIZÓSFERA	18
3.3.1 Actividad bacteriana de la rizósfera	19

3.3.2 Transformación e interacción de bacterias y metales	20
3.3.3 Asimilación de metales por parte de la planta	21
4.- TRABAJO EXPERIMENTAL	23
4.1 CRITERIOS DE MUESTREO	23
4.2 PROCEDIMIENTO Y TOMA DE MUESTRAS	24
4.3 PREPARACIÓN DE MUESTRAS PARA TRABAJO DE LABORATORIO	28
4.3.1 Digestión de suelo y jal	28
4.3.2 Digestión de plantas	28
4.4 DETERMINACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN TOTAL DE EPT EN SUELO	29
4.5 DETERMINACIÓN DE LA FRACCIÓN SOLUBLE EN LAS MUESTRAS DE SUELO	30
5.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN	32
5.1 CONCENTRACIÓN TOTAL DE EPT EN PLANTAS FUERA DE LAS PRESAS DE JALES	32
5.2 CONCENTRACIÓN TOTAL DE EPT EN SUELO Y JALES	34
5.3 RELACIÓN DE TRANSFERENCIA DE EPT ENTRE EL JAL Y EL SUELO	35
5.4 DETERMINACIÓN DEL FACTOR DE BIOACUMULACIÓN (FB)	36
5.5 FRACCIÓN SOLUBLE DE EPT EN SUELOS	41
5.6 CORRELACIÓN ENTRE LA FRACCIÓN SOLUBLE DE EPT EN SUELOS Y LA CONCENTRACIÓN TOTAL DE EPT EN PLANTAS	44
5.7 CORRELACIÓN ENTRE CONCENTRACIÓN TOTAL DE EPT EN SUELOS Y LA CONCENTRACIÓN TOTAL DE EPT EN PLANTAS	44
6.- CONCLUSIONES	46
<i>REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS</i>	47
<i>MESOGRAFÍA</i>	53

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Mapa de ubicación de mina y presas de La Negra.	1
Figura 2. Vista de los rasgos fisiográficos de la zona.	3
Figura 3. Ubicación de las presas de jales en La Negra.	5
Figura 4. Estructura del suelo.	12
Figura 5. Diagrama de solubilidad-precipitación para un complejo hidróxido metálico.	13
Figura 6. Procesos de metabolismo vegetal.	17
Figura 7. Estructura de la raíz.	20
Figura 8. Identificación de muestras.	24
Figura 9. Separación y almacenamiento.	25
Figura 10. Recolección de planta y suelo.	25
Figura 11. Ubicación de las muestras de suelo y jal de la presa 1.	26
Figura 12. Ubicación de las muestras de suelo y jal de la presa 2.	26
Figura 13. Ubicación de las muestras de suelo y jal de la presa 3.	27
Figura 14. Ubicación de las muestras de suelo fuera del área de influencia de los jales.	27
Figura 15. Secado y preparación de muestras.	28
Figura 16. Molienda y clasificación.	29
Figura 17. Aforo y digestión en microondas.	29
Figura 18. Peso de muestras y acondicionamiento de pH con CO ₂	30
Figura 19. Agitador orbital.	31
Figura 20. Filtrado y centrifugado.	31
Figura 21. Factor de bioacumulación para As.	38
Figura 22. Factor de bioacumulación para Cd.	39
Figura 23. Factor de bioacumulación para Pb.	39
Figura 24. Factor de bioacumulación para Cu.	40
Figura 25. Factor de bioacumulación para Zn.	40
Figura 26. Coeficiente de correlación "r" (suelo/planta)	45

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Concentración total de EPT en los jales.	8
Tabla 2. Fracción soluble en muestras de jales.	8
Tabla 3. Potencial de generación de acidez (PN/PA) en muestras de jales.	9
Tabla 4. Concentración total de EPT en la planta.	10
Tabla 5. Concentración total de EPT en plantas fuera del área de influencia de los jales.	33
Tabla 6. Concentración total de EPT en suelo y jal.	34
Tabla 7. Relación porcentual suelo/jal ($R_{s/j}$)	36
Tabla 8. Factor de bioacumulación (FB).	37
Tabla 9. Concentración de la fracción soluble en el suelo.	42
Tabla 10. Fracción soluble respecto a la concentración total en suelo para As.	43

I. RESUMEN

El estudio realizado en las presas de jales 1, 2 y 3 de la mina La Negra, ubicada en el estado de Querétaro, México, tuvo como objetivo determinar la disponibilidad de arsénico y metales pesados en los suelos que recubren los jales y su relación con la acumulación de estos elementos en las plantas que crecen en los depósitos. Se determinó la concentración total de As, Cd, Pb, Cu y Zn en los suelos donde crecen las plantas, así como su geodisponibilidad. Los resultados se analizaron respecto a la concentración acumulada en diversas especies vegetales que crecen en las presas. Se encontró que existe una transferencia de arsénico y metales pesados de los jales al suelo que está en el orden de 23 a 37%. Los Factores de bioacumulación en las plantas son bajos ($FB < 1$) para As, Pb, Cu y Zn; para el cadmio el FB es mayor a 1 en las especies *N. glauca*, la *F. pubescens*, *Casuarina Sp.*, *T. stans*, *Prosopis Sp.*, y *M. antirrhiniflora*, lo que les da una característica de hiper-acumuladoras.

Las concentraciones totales de EPT que previamente se encontraron en las plantas que crecen en las presas de jales, junto con la concentración de la fracción soluble que se determinó en los suelos, permiten concluir que la actividad microbiana en la raíz de la planta, así como sus funciones metabólicas, permiten la liberación de los EPT a partir de los suelos.

II. INTRODUCCIÓN

Durante la operación de las minas se adoptan medidas encaminadas a minimizar los impactos que se generan para el ambiente y en la etapa de postoperación se llevan a cabo acciones para que las obras realizadas y los depósitos de residuos no representen en el futuro un riesgo para la población y su entorno (Lottermoser, 2007; Pulino, et al., 2010; Mendoza, 2010; Spitz and Trudinger, 2009). La legislación ambiental mexicana en materia de residuos mineros, especifica diversas acciones que se deben procurar para el cierre de depósitos de residuos (jales) y terreros de lixiviación (SEMARNAT, 2003; SEMARNAT, 2007).

En México se ha procurado recubrir los depósitos de residuos con suelo orgánico obtenido del desmonte de las zonas de explotación, o bien, con material estéril, también producto de la misma explotación del mineral (Santos, 2009). En algunos casos, cuando se usa suelo orgánico, con el tiempo y el agua de lluvia germina vegetación de manera espontánea por el contenido de semillas en el suelo, dando paso a una reforestación natural. En otros, la vegetación es inducida utilizando especies que son traídas de lugares alejados de la mina y que por lo general requieren un cuidado especial para lograr su pleno desarrollo. En ambos casos, se produce un fenómeno a lo largo del tiempo y que es la acumulación en las plantas de los EPT contenidos en los residuos.

En diversos estudios realizados en plantas que crecen en depósitos de residuos, se ha podido observar que diversas especies desarrollan la capacidad de acumular y asimilar los elementos metálicos contenidos en los residuos (Chang, *et al.* 2005; Carrillo y González, 2006; Li, *et al.*, 2007; Visoottiviseth, *et al.*, 2002; Margui, *et al.*, 2007). Sin embargo, estas plantas crecen en la capa superficial que tiene los contenidos mínimos de nutrientes, minerales, humedad y microorganismos, que requieren para desarrollarse. Algunas especies trasladan estos elementos hacia su estructura aérea (tallo y hojas); otras, fijan los elementos en la raíz e incluso, los microorganismos presentes en la rizósfera ayudan a su degradación (Baker, *et al.*, 2000; US EPA, 2000).

En los estudios hechos en plantas que crecen en depósitos de residuos, permiten plantear como hipótesis que las plantas juegan un papel importante en la liberación de los EPT, ya que se ha podido observar que las plantas desarrollan mecanismos para adaptarse a la presencia de estos elementos y acumularlos en su estructura.

El objetivo del presente trabajo fue determinar la disponibilidad de arsénico y metales pesados en los suelos que recubren los depósitos de jales en la mina La Negra y evaluar de manera preliminar la influencia que tienen las plantas en este proceso de liberación.

1. GENERALIDADES DEL SITIO DE ESTUDIO

1.1 LOCALIZACIÓN

La unidad minera La Negra ubicada a 250km de la ciudad de México se encuentra en la región de San Joaquín al noroeste del estado de Querétaro enclavada en la Sierra Gorda y a 90km en línea recta de la capital del estado, en el distrito minero Maconí. Sus coordenadas son:

Latitud 20°56'52.4129"

Longitud 99°33'7.4762"

Altitud 2004msnm

Su acceso es por la carretera federal 120, tramo San Juan del Río – Jalpan y en el kilómetro 80 se desvía a San Joaquín, 27 km adelante se encuentra un camino de 17 km de desarrollo que lleva al poblado de Maconí (Ver Figura 1).

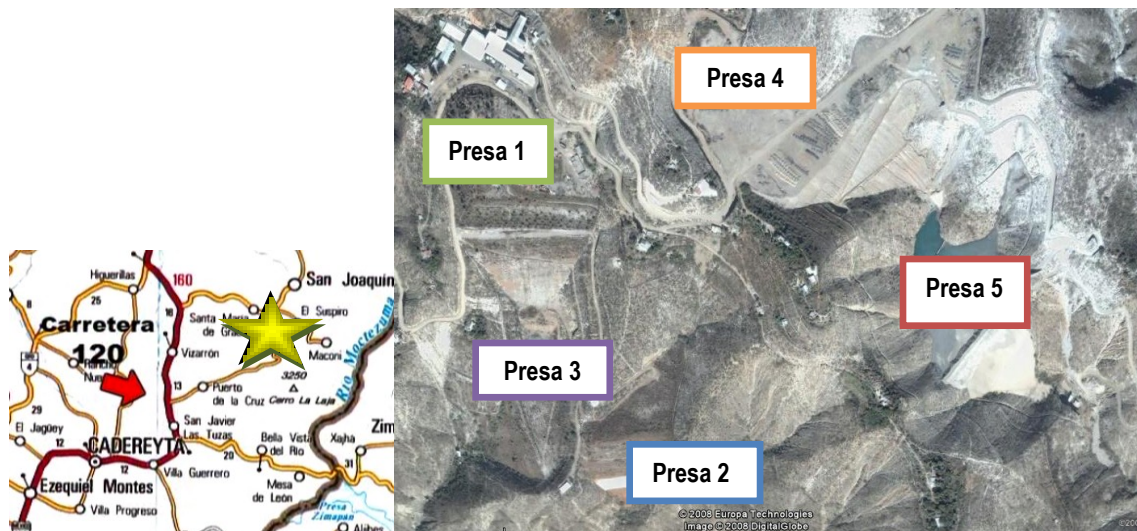


Figura 1. Mapa de ubicación de mina y presas de La Negra.

1.2 HISTORIA Y SITUACIÓN ACTUAL

El yacimiento de La Negra fue descubierto durante la Colonia, a fines de la década de 1870, era propiedad del cónsul general de Bélgica, Víctor Beaurang, A su muerte en 1900 se vendieron las propiedades a Oscar y Tomas Braniff. Posteriormente en 1950 la compañía minera Acoma, adquirió las acciones y realizó trabajos de explotación, luego la propiedad fue adquirida por Eloy Vallina y Antonio Guerrero de quienes Peñoles las adquirió efectuando un intenso programa de geología y barrenación estableciendo así

la unidad minera y la planta de beneficio, iniciando operaciones en 1971 (COREMI, 1992).

De 1991 a 2000 Peñoles concesionó la unidad minera a compañías como Capela y a la compañía Necaxa en trabajos de exploración y explotación y a partir del mes de mayo de 2000 la compañía minera Alme se hizo cargo de la operación de la misma; actualmente es operada por la compañía canadiense Aurcana que posee el 92% de las acciones que comenzó a operar en el 2006 a través de compañía minera La Negra (Aurcana, 2010).

1.3 CARACTERÍSTICAS DEL MEDIO FÍSICO

1.3.1 Geología

En el área aflora la formación el Doctor del Cretácico inferior medio representada por dos de sus facies que son La Negra y San Joaquín, le sobreyace concordantemente la formación Soyatal - Mezcala del cretácico superior que consiste en una alternancia de lutitas, calizas y margas. Cubriendo discordantemente a esta secuencia cretácica, se encuentra la formación Tarango del plioceno, constituida por conglomerados y epiclástos. La secuencia sedimentaria marina está intrusionada por un stock diorítico, al que se le atribuye el origen de la mineralización (COREMI, 1992).

Los depósitos minerales son de metasomatismo de contacto, encajonados en la aureola ocasionada por un stock diorítico de reemplazamiento y diques en la caliza El Doctor del cretácico inferior medio, forman chimeneas que se encuentran al bajo de diques aplíticos; presenta un buzamiento que va de 90 a 60° SW, sus formas son irregulares de las que se desprenden algunos mantos cuya potencia va de 3 a 25 m (COREMI, 1992).

1.3.2 Fisiografía

El paisaje de la entidad está conformado en parte por sierras y lomeríos, tanto de origen volcánico como sedimentario. Las formas del paisaje permiten distinguir tres regiones: en el centro y sur el Eje Neovolcánico, al norte la Sierra Madre Oriental y al centro oeste la Mesa del Centro; que impiden el paso de los vientos húmedos del Golfo de México y de la Mesa Central, la cual retiene la humedad de los vientos que viajan de Norte a Sur. La altura promedio es de aproximadamente 1850 msnm. En la Figura 2 se muestran los rasgos fisiográficos de la zona de estudio.



Figura 2. Vista de los rasgos fisiográficos de la zona

1.3.3 Hidrología

El estado está conformado por dos regiones hidrológicas: el Lerma - Santiago y el Pánuco, con una superficie de 8816.60 km², a su vez se compone por las cuencas: Tamuín y Moctezuma que es donde se encuentra ubicada la unidad. La red hidrológica pertenece a la vertiente del Golfo de México y se distribuye en tres subcuencas: la zona Noroeste drena hacia el Extoraz; las zonas Centro y Sur hacia San Juan; y la zona Norte vierte directamente al Río Moctezuma cuya aportación promedio es de 444 millones de metros cúbicos al año y uno de sus arroyos tributarios es el río Maconí que nace del noroeste de la zona de estudio.

Por la cercanía del río Maconí con las presas de jales y los caudales tributarios de antes mencionados crean las condiciones propicias para formar posibles patrones de dispersión natural de los contaminantes contenidos en los jales.

1.3.4 Clima

La mina se encuentra entre los municipios de Cadereyta y San Joaquín dominados por el clima seco y el estepario que de acuerdo al grado de humedad y temperatura, son de dos tipos: el semicálido y semiseco y una temperatura media anual de 16°C y una máxima de 38°C. El patrón de vientos dominante durante febrero y marzo tiene una trayectoria NE y durante el invierno que comprende los meses de noviembre a enero la dirección cambia, lo que propicia la llegada del frío del norte (El clima, 2010) y temperaturas bajo cero. La precipitación pluvial media anual es de 140 mm durante la época de lluvia que comprende de junio a septiembre.

1.4 ACTIVIDAD MINERA

La Negra es una mina productora de plata (160g/t) – zinc (2.83%) – cobre (0.9%) y plomo (0.91%). Cuenta con una producción diaria de 1500 toneladas y reservas aproximadas de 1.2 millones de toneladas (Aurcana, 2010). Las estructuras mineralizadas se presentan en forma de mantos y chimeneas con buzamiento mayor a 60° y potencia que varía de 3 a 25m, cuyos valores aumentan con la profundidad. Se han definido 13 cuerpos de los cuales 7 están en explotación: La Negra, El Alacrán, Negra II, Silvia, Escondida, Patriota y Esperanza; mientras que el resto están en etapa de exploración (SGM, 2010).

Por las características de los cuerpos, el método de minado que se utiliza es tumba por subniveles con barrenación larga paralela descendente, los subniveles se cuelan a 15m y cuentan con una sección de 4x4.5m; para dar cara libre a la voladura se cuele un contrapozo ranura a un costado del rebaje. El mineral tumbado es captado en los cruceros de extracción que lo canalizan hasta el nivel 2000 donde se somete a una trituración primaria para que el material alcance -4". Una vez que se logra esta granulometría, el acarreo hacia superficie se realiza con camiones de volteo de 18 toneladas recorriendo 1.5km.

Debido a la irregularidad del yacimiento el mineral se almacena en patios para hacer compósitos para la planta de beneficio con capacidad de 1500 ton/día, que se encuentra a 1.5km del patio. El proceso de concentración es por flotación del que se obtiene un concentrado Pb-Cu y otro de Zn ambos con contenidos comerciales de plata (Aurcana, 2007). Este proceso ha generado jales con contenidos de minerales como cuarzo, calcita, pirita, pirrotita, calcopirita; así como minerales secundarios producto del proceso de oxidación como yeso, hematita y goetita y minerales arcillosos (Santos, 2010).

Los jales que se generan se almacenan de forma hidráulica en la presa 5 ubicada a 5km y finalmente son separados con un hidrociclón por lo que es posible recuperar un porcentaje de agua para recircularlo al proceso (Aurcana, 2007). Además de la presa 5 existen otras cuatro que se encuentran fuera de operación en las que de forma natural se ha desarrollado vegetación endémica (presa 1, 2 y 3) y actualmente la presa 4 se utiliza como patio de almacenamiento, es por esto que se decidió estudiar el comportamiento del jal y de las plantas; ya que no todas las especies acumulan metales pesados como lo indican los resultados del estudio previo, realizado por Santos et al, 2009.



Figura3. Ubicación de las presas de jales en La Negra

El compromiso de una operación responsable e integral considera la etapa de cierre en la que se buscará reestablecer las condiciones originales del sitio; para lograrlo se debe trabajar desde antes que llegue el momento, que en este caso se trata de la reforestación de las presas de jales. Por esta razón, el presente trabajo se centró en las presas 1, 2 y 3 que ya están fuera de operación.

1.5 CARACTERÍSTICAS DE LA VEGETACIÓN EN LA ZONA

La flora característica de la región incluye capulín o tullidora y granjeno. Dentro de los árboles se encuentran huizaches, pirul y mezquite, las especies vegetales típicas de la región encontramos el sangregado, palo shishote, palo dulce, jara y helechos silvestres. También se cuenta con la presencia de algunas especies de cactáceas y pequeñas partes boscosas de pinos y encinos; la clasificación de la vegetación del municipio de San Joaquín corresponde a la zona de estudio es la siguiente vegetación (SEMARNAT, 2011):

- Selva baja caducifolia (Monte caliente).
- Bosque aciculifolio (Pinares)
- Bosque esclerófilo caducifolio (Encinar) (1 600 a 2 800 msnm.)
- Bosque escuamifolio (Bosque de enebro y cedro) 1390 a 2500 msnm.
- Bosque caducifolio espinoso (Mezquital)
- Pastizal mediano abierto (Zacatal)
- Matorral inerme parvifolio (Matorral de gobernadora)

- Matorral crasicaule (nopaleras)

Además también se tiene que dentro de los árboles acondicionados al medio físico de la región hay pinos silbadores, eucaliptos, jacarandas y arbustos como la bugambilia.

2. ANTECEDENTES

2.1 CARACTERIZACIÓN DEL RESIDUO GENERADO EN LA MINA

Este trabajo comenzó con la caracterización de los jales en un estudio previo que se llevó a cabo por Santos et al, 2009 cuyos resultados se presentan a continuación.

2.1.1 Granulometría

Del análisis granulométrico se observó que en la presa uno más del 50% del material se encuentra a +100# mientras que en las presas 2 y 3 más del 50% de los jales se encuentra a -200#, este es un dato muy importante ya que la liberación de elementos metálicos, además de la reactividad entre partículas y sustancias (agua, exudados, químicos, etc.) depende de la superficie de contacto entre ambos, considerando que los elementos potencialmente tóxicos están asociados a las partículas más finas (Rooussel et al., 2000).

2.1.2 Composición mineralógica

También se analizaron las muestras para determinar la composición mineralógica de los jales, de manera general se identificó la presencia de los siguientes minerales: Ortoclasa (KAlSi_3O_8), Yeso ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), Calcita (CaCO_3), Cuarzo (SiO_2), Marcasita (FeS_2), Pirita (FeS_2), Calcopirita (CuFeS_2), Goetita ($\text{FeO}(\text{OH})$), Pirrotita (Fe_{1-x}S), Calcosita (Cu_2S), Jarosita ($\text{Fe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_5 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) y Montmorillonita ($\text{CaO}_2(\text{Al,Mg})_2\text{Si}_4\text{O}_{10}(\text{OH})_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$); de esto se concluye que las especies presentes son propensas a oxidarse y por lo tanto a generar acidez y liberar elementos contaminantes si no cuentan con la cantidad suficiente de minerales básicos consumidores de acidez.

2.1.3 Concentración total de EPT

La determinación de la concentración total de EPT en las presas se presenta en la Tabla 1 en donde se reportan los resultados del análisis de muestras compuestas.

Tabla 1. Concentración total de EPT en los jales

Elemento	J1*	J2*	J3*
As	14660	1183	3133
Pb	1754	327	337
Cd	308	45	82
Cu	459	267	149
Zn	**	507	448

* Los análisis se hicieron por duplicado, el resultado que se presenta es el valor promedio de las lecturas [mg/kg], muestras compuestas.

** No se reportó el resultado debido a un problema en el análisis.

2.1.4 Fracción soluble (geodisponible)

La determinación de la fracción soluble de metales y metaloides se realizó con los lineamientos de la NOM-141-SEMARNAT-2003 y se compararon los resultados con los límites máximos permisibles establecidos en la NOM 052-SEMARNAT-2005 de la que se observó que ningún elemento rebasa la concentración permitida (ver Tabla 2). A continuación se presenta la comparación de los valores promedio de concentración presente con los límites máximos permisibles:

Tabla2. Fracción soluble en muestras de jales

Elemento	J1	J2	J3	L.P.*
	mg / L			
Arsénico	0.82	0.36	0.45	5.0
Plomo	0.86	0.26	0.16	5.0
Cadmio	0.49	N.D.	0.001	1.0

* Límite Permissible señaladas en la NOM-052

N.D. No Detectado

2.1.5 Potencial de generación de acidez

Inicialmente se midió el pH en los residuos de las tres presas. En la presa 1 resultó de 2.10, en la presa 2 el valor de pH es de 8.15 y en la presa 3 es de 8.35. Por el valor obtenido en la presa 1, se puede observar que los jales ya han generado acidez. Para los jales de las presas 2 y 3 se aplicó la metodología de la prueba modificada de balance ácido-base, señalada en la NOM-141-SEMARNAT-2003 (Tabla 3).

Tabla 3. Potencial de generación de acidez (PN/PA) en muestras de jales

muestra	PN/PA	Generación de acidez
Jales presa 1	*	*
Jales presa 2	1.73	No
Jales presa 3	15.2	No
Jales frescos	1.4	No

*esta muestra se encontraba oxidada, su ph=2

2.2 BIOACUMULACIÓN DE METALES EN PLANTAS

Con los estudios previos se determinó el estado físico y químico de los jales, así como las poblaciones predominantes de flora dentro del área de estudio, presas de jales 1, 2 y 3.

Se seleccionaron aquellas especies que predominan dentro de las presas y se buscaron los mismos ejemplares fuera del área de influencia de los jales; se tomaron varias muestras de la misma planta para su identificación taxonómica (ver lista de especies en el capítulo 4). El análisis de la concentración de metales en la planta se realizó por cada una de las partes: raíz, tallo, hoja y flor; con el fin de determinar si existe acumulación de metales en las especies. La concentración total en mg/kg de metal encontrada en las plantas, que corresponde a la sumatoria de la concentración en cada una de las partes recolectadas (raíz, tallo, flor, hoja) se presenta en la Tabla 4.

Tabla 4. Concentraciones totales de EPT en planta

Clave	Especie	Presa	As	Pb	Cd	Cu	Zn
Concentración en mg/kg							
JS 001	<i>Nicotina</i>	3	60.3	153.8	77.1	72.9	1626.4
JS 009		2	123.6	223.9	135.0	117.5	2342.5
JS 002	<i>Falveria</i>	3	22.8	177.4	33.0	22.8	779.6
JS 012		2	8.4	214.7	17.6	66.7	335.2
JS 019		1	26.5	303.7	25.2	160.5	1229.6
JS 021		1	26.7	195.8	26.7	80.2	678.8
JS 003	<i>Schinus</i>	3	16.9	63.3	21.8	39.2	391.5
JS 013		2	0.6	82.1	5.4	9.7	68.0
JS 017		1	3.6	90.5	8.1	32.6	154.7
JS 004	<i>Causarina</i>	3	2.8	57.7	17.2	4.0	163.8
JS 015		1	4.4	194.0	12.7	36.3	326.6
JS 005	<i>Tecoma</i>	3	7.0	87.0	42.7	65.0	1276.0
JS 016		1	59.3	219.7	68.5	78.1	1814.1
JS 018		1	2.4	92.4	8.4	21.3	139.7
JS 022		1	13.7	213.7	7.1	70.1	541.3
JS 006	<i>Prosopis</i>	3	9.9	164.0	22.5	112.1	446.6
JS 011		2	2.6	94.4	8.6	32.9	287.7
JS 025		1	8.4	169.7	4.5	45.9	476.4
JS 007	<i>Cenchrus</i>	3	6.2	80.5	9.3	4.7	395.2
JS 010		2	11.2	81.3	12.9	27.0	573.2
JS 023		1	4.2	89.8	3.1	12.1	337.2
JS 008	<i>Maurandia</i>	3	11.9	189.2	17.1	52.5	499.0
JS 014		2	5.6	217.3	15.9	27.5	373.5
JS 020	<i>Ricinos</i>	1	1.8	101.1	4.6	33.0	321.2
JS 024	<i>Opuntia</i>	1	12.9	60.1	12.0	13.8	481.2
JS033	<i>Opuntia</i>	F	321.6	82.0	ND	ND	ND
JS034	<i>Opuntia</i>	F	385.3	85.0	ND	ND	ND
JS035	<i>Opuntia</i>	F	147.9	95.7	ND	ND	ND
JS037	<i>Opuntia</i>	F	184.5	436.3	ND	ND	421.7
JS038	<i>Opuntia</i>	F	107.8	67.4	ND	ND	110.7
JS039	<i>Opuntia</i>	F	110.3	83.6	ND	ND	250.3
JS040	<i>Opuntia</i>	F	134.1	115.4	ND	ND	316.9

F= fuera de presa; ND= No Detectado

3. MARCO TEÓRICO

3.1 SOLUBILIDAD DE METALES EN SUELOS

Los minerales de interés económico, contienen elementos potencialmente tóxicos (EPT) como As, Pb, Cd, Cu, y Zn. La presencia de EPT en altas concentraciones en suelos y sedimentos, se relaciona con la industria minera por la disposición no controlada de los residuos. En los yacimientos minerales se tienen minerales de mena (minerales de interés económico) y ganga (minerales que no tienen interés), y con el fin de separarlos son sometidos a procesos físicos y químicos y como producto final tenemos la generación de jales. Los jales, que son la fuente de elementos potencialmente tóxicos contienen minerales de plomo, plata, zinc y cobre que contienen sulfuros como:

Pirita (FeS_2)	Esfalerita (ZnS)
Pirrotita (Fe_{1-x}S)	Calcopirita (CuFeS_2)
Galena (PbS)	Arsenopirita (FeAsS)

El problema ambiental asociado a los jales es la generación de drenaje ácido y su dispersión a través de los escurrimientos superficiales. El drenaje ácido se genera por la oxidación de los sulfuros metálicos y se caracteriza por tener valores bajos de pH y altas concentraciones de EPT disueltos (Lin 1997; Johnson *et al.*, 2000; Moncur *et al.*, 2005) que al transportarse, pueden convertirse en un problema ambiental severo al contaminar suelos, sedimentos, aguas superficiales y subterráneas (Bain *et al.*, 2000; Armienta *et al.*, 2001; Jung, 2001). Este fenómeno es intrínseco a la naturaleza mineralógica del yacimiento por lo que se deben tomar las medidas necesarias para su manejo. Los criterios para prevenir las afectaciones ambientales a partir de los jales se establecen en la NOM-141-SEMARNAT-2003.

Por otro lado, la metodología para determinar el nivel de riesgo que los metales y metaloides contenidos en los jales pueden ocasionar cuando se dispersan hacia los suelos aledaños a los depósitos, se pueden considerar los criterios establecidos en la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, que establece los niveles para remediar suelos con altas concentraciones de EPT:

1. Concentración de referencia total.
2. Concentración de fondo en el sitio.
3. Concentración específica total establecida por una evaluación de riesgo a la salud humana y al ambiente (si hay población humana expuesta).
4. Concentración de referencia de la fracción soluble (cuando no existe población humana expuesta)

Los residuos del proceso de beneficio de mineral contienen una alta concentración de metales pesados que pueden ser transportados por intemperismo o lixiviación. La liberación de estos depende de las características mineralógicas, físicas y químicas (pH, contenido de carbono, granulometría, contenido de metales pesados). El conocimiento de la concentración de estos elementos en los jales ayuda a establecer el impacto al ambiente producto de estos residuos.

3.1.1 El suelo

El suelo es el producto final de intemperismo físico, químico y procesos biológicos que ocurren en rocas fragmentos mezclados de minerales, agua, aire, partículas inorgánicas, arenas, arcillas, limo y actividad bacteriana, en la Figura 4 se representa la estructura del suelo.

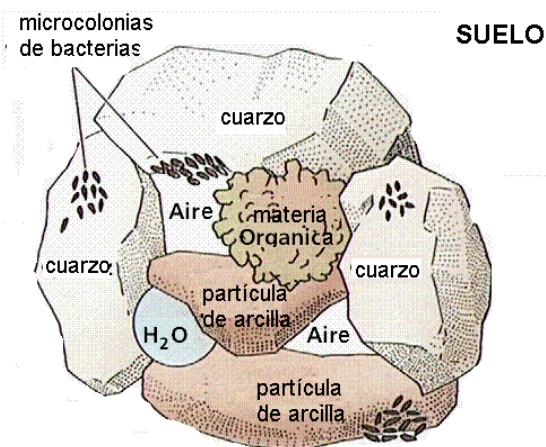


Figura 4. Estructura del suelo

Los suelos únicamente se pueden formar donde las plantas ayudan a estabilizar el sustrato ya que las arcillas y el humus presente permite la retención de agua. La asimilación de metales depende de las propiedades del suelo, factores ambientales. El equilibrio dinámico entre los metales en solución y la fase sólida del suelo está determinada por las propiedades del suelo y los elementos presentes en solución

Los metales en el suelo se encuentran presentes de la siguiente manera:

1. Disueltos en solución en el agua de poro.
2. Dentro de componentes inorgánicos.
3. Asociado con materia orgánica insoluble.
4. En forma de precipitado.
5. Dentro de la estructura del mineral.

Se sabe que el suelo está compuesto por minerales que constantemente están

reaccionando con los agentes ácidos ($\text{CO}_2 - \text{H}_2\text{CO}_3$ y $\text{SO}_2 - \text{H}_2\text{SO}_4$) a esta reacción se le conoce como hidrólisis ácida. La concentración y procesos de sorción de los metales en solución en el suelo está influenciada por los iones orgánicos (citratos, oxalato, carbono orgánico disuelto) y los inorgánicos (H_2PO_4 , NO_3 , SO_4^- , Cl^-) (Prasad 2001).

Como parte de los procesos geoquímicos de la permanencia de los metales en el ambiente se debe saber que los ligandos son aniones que pueden formar compuestos coordinados con iones metálicos y los complejos formados por un ion metálico M^+ y un ligando múltiple se le conoce como complejo quelatante los que se forman de manera natural en el suelo son los aminoácidos, ácidos fúlvicos y húmicos (Yong, 2001).

3.1.2 Factores relacionados con la solubilidad de los EPT

En el caso de los suelos los EPT representan un riesgo al ambiente o a la salud cuando se encuentran en formas disponibles (solubles) de tal manera que puedan liberarse y transportarse (geodisponibilidad). La transferencia de los iones metálicos en el suelo está dada por mecanismos de sorción y precipitación (Figura 5):

- A. **Sorción** (física, química): se define como la acumulación de iones entre la fase acuosa y la fase sólida. Respecto a los procesos geoquímicos del suelo se refiere a los procesos de adsorción responsables de la transferencia entre los solutos (EPT) en el agua de poro y las partículas del suelo (Yong, 2001). Algunos solutos son removidos de la solución e inmovilizados sobre la matriz sólida del medio por fuerzas químicas o electrostáticas (Briceño, 2008).
- B. **Precipitación:** En condiciones alcalinas los metales pesados precipitan en forma de hidróxidos y carbonatos, consiste en la formación de una nueva fase sólida, que puede tener o no su misma composición (UCLM, 2012).

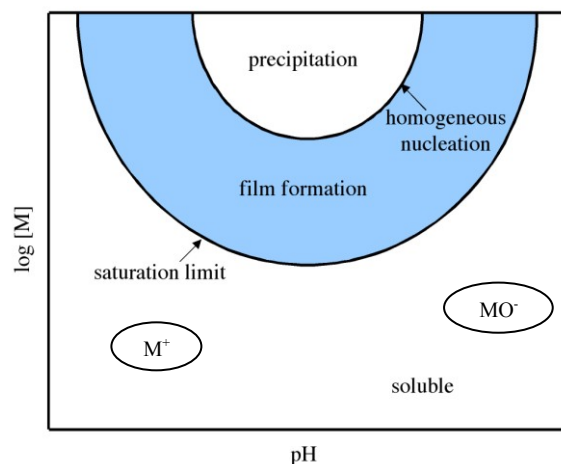


Figura 5. Diagrama de solubilidad-precipitación para un complejo hidróxido metálico

Los factores primarios que intervienen en los procesos de sorción y precipitación son:

- a) Tipo de suelo y fracciones que interactúan con los metales pesados.

Dado que dos suelos nunca se comportan de la misma manera por su composición (mineralogía, contenido de materia orgánica, tamaño de partícula, arcillas, etc.), varían la distribución, disponibilidad y reactividad de las superficies. La distribución de contaminante en el suelo está condicionada por: persistencia al proceso de degradación, acumulación que es el proceso de remoción y solubilización de contaminantes, transporte, movilización y distribución, especiación, eliminación del contaminante y estabilización por su toxicidad.

- b) Tipo y concentración del metal pesado.

La formación natural de quelatantes en la rizósfera forman complejos solubles en agua que ponen los elementos en solución, la disolución de los elementos precipitados continúa hasta alcanzar el equilibrio entre los complejos metálicos, elementos libres y la fracción insoluble del metal (Prasad and Frietas 2003). Químicamente se puede decir que los metales en suelos están presentes en 3 formas: disponibles (para cualquier organismo en cualquier momento), potencialmente disponibles (cuando la fracción disponible ya fue agotada) y no disponibles (presentan baja solubilidad y están asociados a una matriz silicificada) (Robinson et al 1999).

- c) Condiciones de pH y redox.

El pH afecta la solubilidad de los elementos, el pH de la rizósfera tiende a valores bajos y muy probablemente depende de la edad de la planta, producción de exudados radiculares, la adición de agentes fertilizantes como nitrógeno, fósforo y potasio disminuyen el pH del suelo por lo tanto aumenta la biodisponibilidad y contribuye al crecimiento de las plantas (Robinson, et al 1997) al propiciar la asimilación acelerada de los elementos del suelo.

- Hidrólisis (reacciones ácido base): Se refiere a la reacción de iones H^+ y OH^- con solutos y elementos presentes en el agua, los minerales que conforman el suelo están compuestos por aniones y cationes que se encuentran ionizados. Una reacción ácido-base incluye la transferencia entre donadores de protones (ácidos) y receptores (bases). En cuanto a los contaminantes del sistema agua-suelo serán removidos por fenómenos asociados a reacciones de precipitación, complejación y sorción. La reacción de hidrólisis de un ion metálico es la siguiente (Yong, 2001):



Y está condicionada por: pH del sistema; tipo, concentración y estado de oxidación

de los cationes metálicos, ambiente redox y temperatura.

- Reacciones redox: en el agua de poro se llevan a cabo las reacciones redox que pueden ser bióticas o abióticas, en este medio los microorganismos juegan un papel importante como catalizadores. Las reacciones de óxido-reducción influyen directamente la estabilidad de los electrones en los reactantes.

El potencial redox (Eh) se considera como una medida de la actividad del electrón en el agua de poro, es la cantidad máxima de electrones que pueden ser removidos o adicionados sin afectar el pH de la solución. Los factores modificadores del Eh son pH, contenido de oxígeno, contenido de agua en el suelo (Yong, 2001).

Teóricamente el Eh determina el equilibrio de estas reacciones, se ha observado que el Eh es más alto en ambientes oxidados. Su medición se realiza con un electrodo inerte de platino contra un electrodo de potencial conocido, lo que se busca conocer es el potencial relativo respecto al electrodo estándar de H⁺.

$$Eh = E_{medido} + E_{ref}$$

3.2 PRINCIPIOS BÁSICOS DE LA BIOACUMULACIÓN

La bioacumulación es un indicador del comportamiento de la propagación de una sustancia tóxica en la cadena alimenticia; para su medición tenemos el factor de bioacumulación que se define como la relación de la concentración de los elementos presentes en un organismo en el equilibrio (peso seco) respecto a la concentración total de los elementos en solución (Teh Fu Yen, 2005).

La absorción de los metales por las plantas depende de su biodisponibilidad en el suelo y de su reposición a partir de las fracciones menos biodisponibles (McGrath et al, 1997). Los metales se distribuyen en el suelo entre fracciones con distinto grado de estabilidad, ligados a materia orgánica, a óxidos de hierro y manganeso y a otras estructuras minerales.

Para determinar la biodisponibilidad se debe considerar la solubilidad del metal en el suelo. La relación entre la solución total y las especies presentes, es resultado de las condiciones del ambiente que se mencionaron anteriormente (pH, fuerza iónica, etc.); además se deben considerar las formas geoquímicas de los metales pesados en los suelos que puedan afectar la solubilidad y por lo tanto su biodisponibilidad.

La toxicidad de un elemento se basa en los siguientes factores: dosis, forma del contaminante (en este caso metal), ruta de exposición, individuo expuesto. Los metales en

el suelo pueden estar en forma soluble o como elementos intercambiables además de los factores físicos y químicos, los biológicos dictaminan el comportamiento de los metales pesados en el suelo. La asimilación de metales por la planta depende de las siguientes condiciones:

1. Concentración y especiación del metal en solución en el suelo.
2. Absorción y transferencia del metal a partir del suelo hacia la raíz.
3. Traslocación del metal desde la raíz a las partes aéreas.

La distribución de la flora en suelos ricos en metales depende de la capacidad de las plantas para desarrollar mecanismos de tolerancia (Ernst, 1990). Muchas especies toleran elevadas concentraciones de metales en el suelo porque restringen su absorción y/o translocación hacia las hojas; sin embargo, otras los absorben y acumulan activamente en su biomasa aérea (acumuladora) (Baker and Walter, 1990).

Las plantas son receptores químicos pasivos por lo que se estudian aquellas que crecen en sitios contaminados para identificar la vía de acceso de los contaminantes. Para determinar la biodisponibilidad se estableció la relación entre la concentración de las especies vegetales y la fracción soluble. Las plantas adecuadas para la fitoextracción deben ser de crecimiento rápido, producir una alta cantidad de biomasa, ser tolerantes y acumular altas concentraciones de metales pesados en la parte aérea y de fácil cultivo y cosecha (Karenlampi et al, 2000).

Los patrones de acumulación y distribución de metales en las plantas varían en función del tipo de metal y de la especie vegetal (Alkorta *et al* 2003). Las plantas acumuladoras de metales representan un riesgo potencial de propagación de metales a los ecosistemas por medio de las cadenas alimenticias, de aquí la importancia del estudio y monitoreo de las condiciones naturales de las áreas de disposición de residuos (presas de jales).

Debido a la capacidad que muestran algunas plantas para asimilar contaminantes, se han desarrollado las técnicas llamadas de fitorremediación que son un conjunto de tecnologías que usan plantas y procesos naturales para remediar o estabilizar en suelos, sedimentos, agua superficial o subterránea a través de la remoción, degradación o contención de los contaminantes.

La fitorremediación puede incrementar los rangos de bioacumulación de los contaminantes. Dado que el suelo es el medio de desarrollo de la planta se deben estudiar sus propiedades ya que de ellas dependerá todo el proceso así como la biomasa presente y por lo tanto la capacidad de remover contaminantes: textura, pH, contenido de humedad, contenido de materia orgánica, contenido de carbonatos, capacidad de intercambio catiónico y contenido de minerales.

Durante el proceso se presenta el fenómeno de degradación que consiste en que la planta

absorbe y metaboliza los elementos en forma de enzimas, luego se tiene el fenómeno de fitoextracción en el que los elementos se conducen a través de la planta hasta la parte aérea de la misma (Figura 6).

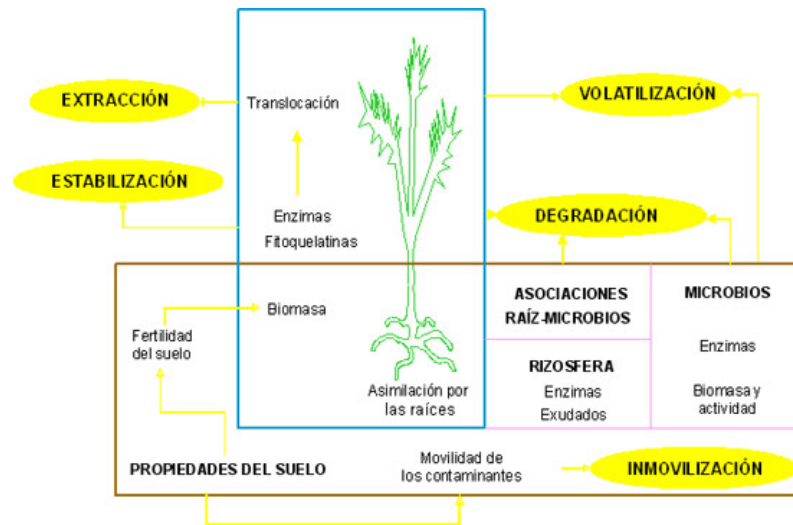


Figura 6. Procesos de metabolismo vegetal

Los procesos químicos y biológicos primarios de la nutrición vegetal ocurren en la raíz entonces se tiene la rizodegradación que es el proceso donde la actividad microbiana en la raíz comienza la transformación de los elementos del suelo; también se presenta la rizofiltración que es la absorción y precipitación por parte de la raíz de los contaminantes que se encuentran en solución producto de la degradación previa (Biosci, 2010).

La fitoextracción depende de la concentración del metal de interés en su parte cosechable y de la cantidad de biomasa producida, por lo que el uso efectivo de la mayor parte de las plantas hiperacumuladoras es limitado (Biosci, 2010).

En la selección de las especies vegetales aptas para un proceso de fitoextracción se deben tomar en cuenta el potencial de riesgo y el tiempo de exposición del sitio contaminado, así como la profundidad y la estructura de la raíz, las características del suelo, adaptabilidad de la planta, rango de crecimiento y capacidad de asimilar los elementos tóxicos.

Es de suma importancia tener claro el concepto de biomasa que es la cantidad de materia orgánica viva que produce la planta y rige todos los procesos y conveniencia del método. El incremento de biomasa significa que la planta cuenta con un alto nivel de asimilación de contaminantes, debido a que presenta un metabolismo más acelerado que le permite captar con mayor facilidad los nutrientes y contaminantes; entonces el transporte de metales depende de la concentración, especiación, características del suelo y especies de plantas (Welch, 1995; Ernst 1996).

La evaluación del riesgo potencial y toxicidad de los metales en el suelo se determina con el estudio de la fracción biodisponible asumiendo que de esta manera la planta puede absorberlos por medio de la raíz (Sauve, *et al* 2000), el término *biodisponible* se refiere a la fracción soluble del metal en el suelo y este concepto es importante debido a que la solubilidad puede influir en el transporte de los metales dentro de la cadena alimenticia de un ecosistema.

Otro aspecto importante que se debe considerar en la solubilidad del metal es el efecto de la materia orgánica disuelta ya que los metales presentan una tendencia a formar complejos metálico – orgánicos; una de las causas es que el pH interfiere directamente con la solubilidad y debido al constante intercambio de materia y energía en los ecosistemas, la materia orgánica fresca se comporta distinto al humus residual y por lo tanto interactúa de manera diferente con los metales presentes en el suelo. No se puede dejar de considerar los procesos inherentes a la naturaleza de los elementos y de los procesos que se desarrollan durante la transformación de los contaminantes y que reducen la concentración de los mismos, estos son:

- a) físicos: dispersión, difusión
- b) químicos: precipitación, intercambio iónico, adsorción superficial
- c) biológicos: bacterias que transforman contaminantes en compuestos oxidados o descomponen los metales tóxicos a una forma menos tóxica y disponible.

3.3 PROCESOS BIOQUÍMICOS DE LA RIZÓSFERA

La rizósfera es la zona del suelo alrededor de la raíz (aprox. 1mm) en la que se llevan a cabo fenómenos biológicos y químicos por los elementos y microorganismos presentes. Al crecer la raíz se libera agua y compuestos solubles como aminoácidos, azúcares y ácidos orgánicos en forma de exudados que modifican las propiedades físicas y bioquímicas de la rizósfera. Las funciones de los exudados son (Lines-Kelly, 2005):

1. Proteger a la raíz de microorganismos patógenos a través de la producción de químicos anti microbianos.
2. Atraer o repeler especies microbianas por medio de la humedad y contenido de nutrientes. Los exudados ayudan a la raíz a adsorber y acumular iones necesarios para el metabolismo de las plantas.
3. Cambio de las propiedades del suelo circundante de la raíz: pH, oxígeno, CO₂, esto dependerá de los nutrientes que el tipo de planta demande.
4. Estabilizar los componentes del suelo y establecer los límites de crecimiento de las raíces de un espécimen con otro.

La actividad química y biológica afecta la disponibilidad de metales en la rizósfera. El pH es un factor clave que puede cambiar la producción de exudados de la raíz y los aniones

orgánicos, la liberación de H^+ , la respiración neutral y alcalina del suelo en la que se forma CO_2 y se produce ácido carbónico. En la raíz se lleva a cabo el intercambio de aniones y cationes (proceso *redox*). En suelos contaminados se ha observado que el pH es mayor o permanecen estables dependiendo de su capacidad amortiguadora.

En los suelos la fase sólida consiste en materia orgánica, minerales, óxidos e hidróxidos de Fe y Mn, carbonatos y aluminosilicatos amorfos; los componentes orgánicos del suelo se derivan de la biomasa, esto incluye compuestos no humificados que son producto de la actividad microbiana y animal en la que se producen carbohidratos, amino ácidos, proteínas, lípidos, ácidos nucleicos, etc. y también compuestos humificados producto de la síntesis de las sustancias no humificadas que son los ácidos húmicos y ácidos fúlvicos.

3.3.1 Actividad bacteriana en la rizósfera

Los microorganismos pueden ser usados para eliminar los metales de los medios contaminados de metales de los suelos y sedimentos o a través de la solubilización para facilitar su extracción. Los microorganismos que se desarrollan en un medio contaminado generalmente están adaptados a las condiciones de temperatura, pH y Eh del sitio. Estos microorganismos tienden a utilizar nutrientes y a aceptar electrones que están disponibles *in situ*, producto de la humedad presente. La humedad actúa como un vehículo para las bacterias y las sustancias disueltas.

En los procesos de biorremediación los microorganismos interactúan con los metales transformándolos de una forma química a otra por medio del cambio de estado de oxidación; en algunos procesos de biorremediación la solubilidad de los metales se incrementa lo que permite que sean asimilados y eliminados del ambiente.

Los organismos presentes en la rizósfera como bacterias, gusanos, hongos, etc. interactúan modificando la química y pH del suelo; estableciendo relaciones patógenas, simbióticas, etc. y como consecuencia de esta interacción tenemos que favorecen el crecimiento de la planta, estabilizan el suelo además de propiciar el metabolismo de minerales.

Algunos de los parámetros biológicos con potencial indicador de la salud del suelo y por lo tanto de la planta son: biomasa microbiana, respiración basal, nitrógeno mineralizable, actividades enzimáticas, grupos funcionales de la microflora, composición y diversidad de las comunidades microbianas, abundancia y diversidad de macro-, meso- y microfauna, patógenos de raíces, crecimiento y diversidad de plantas, etc. (Pankhurst *et al.*, 1997). El efecto rizosférico se presenta cuando existe gran cantidad de bacterias de la rizósfera, disminuye a medida que incrementa la distancia de la raíz. Las raíces poseen en sus células epidérmicas pelos radicales que aumentan la superficie de absorción, y la adición de hongos simbióticos (micorrizas) incrementa el área de absorción de minerales del suelo (Figura 7).

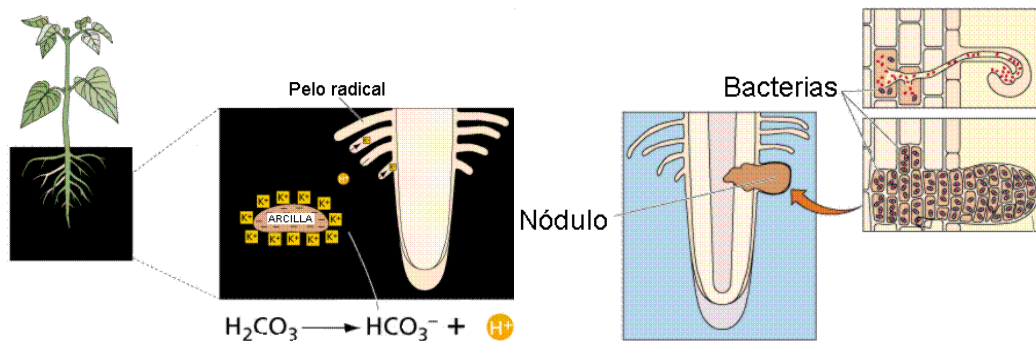


Figura 7. Estructura de la raíz

Las comunidades biológicas establecen relaciones entre los organismos de la comunidad estas son: competencia, predación, parasitismo, mutualismo y comensalismo. En las raíces de las plantas se establece el mutualismo que es una relación simbiótica en la que hay beneficio para ambas partes, la relación de mutualismo entre hongos y la raíz se conoce como micorriza. Las micorrizas auxilian a las plantas a establecerse y crecer en suelos salinos, contaminados con metales pesados, plaguicidas e hidrocarburos y además las protegen contra enfermedades de la raíz (Leyval y Binet, 1998; Cabello, 1999; Binet et al., 2000; González-Chávez, 2000a, b; 2004; González-Chávez et al., 2002a)

La tolerancia de metales en la micorriza quizá sea el factor clave de supervivencia de las plantas en suelos contaminados no solo por su potencial para incrementar su resistencia ante la presencia de metales, sino que también por su habilidad para absorber agua. Los pastos con micorriza son más favorables para la colonización de suelos mineros (Shetty et al, 1994), la razón de este fenómeno es que la tolerancia de la planta al metal está condicionada por las relaciones simbióticas que se establecen en la raíz, por lo que se concluye que la micorriza permite el ajuste de las condiciones del suelo local y la aclimatación de las plantas.

3.3.2 Transformación e interacción de bacterias y metales

La transformación bacteriana de la materia orgánica tiene varias implicaciones:

1. Los cambios en la solubilidad y reactividad de los grupos funcionales de la materia orgánica pueden alterar las reacciones de sorción del metal y cambiar la especiación de éste en solución debido a la formación de complejos orgánicos-metálicos (Senesi, 1992).
2. El metal ligado a la materia orgánica sólida puede ser liberado durante la descomposición.
3. Las reacciones redox y ácido-base asociadas a la transformación microbiana de la materia orgánica pueden afectar la solubilidad a través del cambio de las

condiciones de los óxidos de Fe y Mn.

Los mecanismos de interacción de los microbios en la raíz son los siguientes:

1. Las raíces y los microbios adsorben metales (Beveridge, 1995)
2. La primera etapa de asimilación y metabolismo de los metales en las plantas es en la raíz por la presencia de microbios.
3. Las asociaciones planta-microbio involucran la transformación enzimática de los compuestos orgánicos-metálicos incluyendo los volátiles Hg, Se, As (Azaizeh, 1997).
4. Los exudados de la raíz y microbianos incrementan la solubilidad del metal a través de la transformación de compuestos orgánicos-metálicos (Gerke, 1992; Mench&Martin, 1991) asociado con el incremento de sorción y diferenciación de especies del suelo en solución (Knight, 1997; McBride, 1989).
5. Se puede modificar la solubilidad y la sorción por la excreción de protones, ácido carboxílico o compuestos activos redox (Ahwaki & Sugahara, 1997).
6. Los exudados promueven el intemperismo y transformación de los minerales del suelo (Hisinger, 1993) y por lo tanto liberan los elementos en traza modificando sus características (estructura, superficie, grupos funcionales) (Prasad, 2001).

Las poblaciones de microorganismos (bacterias, hongos, algas, actinomicetos) actúan en los suelos contaminados al modificar su densidad (cantidad) y la biomasa.

3.3.3 Asimilación de metales por parte de la planta

La oxidación de la materia orgánica a CO₂ en los suelos es catalizada por microorganismos, este proceso es de suma importancia ya que genera la acidez necesaria para la solubilización. Biológicamente se espera que los suelos contengan 10-100 veces CO₂ en comparación con la atmósfera. Por lo tanto los metales libres y los iones H⁺ compiten en la absorción de nutrientes del suelo, esto se ha observado al trabajar con Cd, Cu, Pb y Zn (Tipping et al., 2003; Weng et al., 2002; Sauvé et al., 1997).

La estructura fisiológica de los metales es un factor determinante para el crecimiento de bacterias, algunos metales son tolerantes a altas concentraciones porque bioquímicamente no son reactivos, la toxicidad de un metal es producto de:

- 1) Las altas concentraciones de algunos cationes pueden inhibir la competencia de las funciones normales de los elementos necesarios para el metabolismo.
- 2) Algunos metales no son tolerados ni siquiera a bajas concentraciones ya que interactúan a nivel celular y dañan su estructura.
- 3) Pueden formar fuertes enlaces con las proteínas principales de los componentes celulares y por lo tanto pueden atrofiar o hiperestimular la actividad celular.
- 4) Los complejos que puedan formarse pueden afectar la estructura del DNA y

causar mutaciones.

Por lo anterior las bacterias han desarrollado mecanismos de asimilación de metales: rechazando el metal antes de que se acumule en el citoplasma, asimilando el metal con proteínas específicas que inmediatamente canalizan el metal para llevar a cabo la detoxificación, excluir el metal con una membrana, conversión enzimática del metal a especies menos tóxicas y de desecho más rápido, secuestro o inmovilización del metal.

Mientras que los contaminantes metálicos cambian la estructura y diversidad de las comunidades de bacterias, las funciones de éstas no se ven afectadas. La abundancia y composición de los grupos microbianos reflejan los efectos ecotoxicológicos así como la biodisponibilidad de los metales en el suelo. Los metales pesados producto de actividades antropogénicas presentan una mayor biodisponibilidad (Naidu, 1996) por lo tanto la migración de los metales depende tanto de propiedades del suelo como de los factores del ambiente.

4. TRABAJO EXPERIMENTAL

En el presente trabajo, se analiza la concentración total y la fracción soluble de metales y metaloides en las muestras de suelo tomadas con anterioridad en los mismos puntos donde fueron colectadas las muestras de plantas reportadas por Santos et al 2009. Estas plantas se encuentran distribuidas por la zona y a ellas tienen acceso tanto la fauna como la población, aunque no se tiene registros del consumo o de algún uso cotidiano de estas plantas.

4.1 CRITERIOS DE MUESTREO

Las especies de plantas colectadas corresponden a las presas de jales 1, 2 y 3 (en el vaso y talud) (ver Figura 3 en el apartado 1.4 del presente trabajo) con el fin de poder comparar la concentración de EPT en las distintas zonas y determinar la influencia de estos elementos sobre la planta y su movilidad en condiciones naturales.

En el estudio previo realizado por Santos et al, 2009 se colectaron especies endémicas observadas dentro de las presas y que se consideró podrían ser acumuladoras de los elementos como As, Cu, Cd, Pb y Zn, para su identificación taxonómica y determinación de las concentraciones de los EPT. Los resultados de esta parte del estudio ya se presentaron anteriormente en Santos et al, 2009.

Para el presente trabajo se planeó que en el mismo punto donde se tomaron las muestras de plantas, se tomara una muestra del sustrato (suelo) en donde crece la planta y una muestra del residuo (jal). Se consideró que en algunos casos sería posible que se presentara una mezcla entre el jal y el suelo. Este tipo de muestreo se realizó con el fin de establecer la concentración y relación de transferencia en el sistema jal - sustrato - planta.

También se tomaron muestras de algunas de las especies fuera de la zona de influencia de las presas de jales con el propósito de tener valores de referencia. Se hizo un recorrido por los caminos de acceso a la mina y se buscaron las mismas especies que se muestrearon en las presas.

Cabe aclarar que las plantas que se mencionan en los siguientes incisos (en la preparación y análisis) son las que se tomaron fuera de las presas de jales y que servirán como referencia. Las muestras de suelo y jal corresponden a las plantas tomadas en la etapa previa al presente estudio y que fueron reportadas anteriormente por Santos et al, 2009.

4.2 PROCEDIMIENTO DE MUESTREO

La responsabilidad y calidad del estudio comienza con un procedimiento y manejo adecuado de las muestras, de otra forma no se puede garantizar la confiabilidad de los resultados de los análisis; a continuación se presenta la etapa inicial de muestreo:

1. Identificación visual de las especies dentro y fuera de la zona de influencia.
2. Ubicación de las especies con GPS (Geoposicionador Satelital).
3. Inspección de la planta para determinar el estado de salud de la muestra (plagas, quemaduras, etc.), (ver Figura 8)
4. Recolección de muestras en bolsa de papel, para absorber la humedad y evitar la generación de hongos. (Figura 9)
5. Identificar la muestra con una clave posteriormente se introdujo en la bolsa plástica para asegurar el aislamiento y evitar la contaminación.(Figura 8)
6. Se almacenaron en un lugar fresco y a la sombra durante el traslado del campo al laboratorio.
7. El sustrato en el que crece la planta se tomó escarbando con una pica y pala de mano aproximadamente de 10 a 30 cm (procurando abarcar la zona de la rizósfera) (ver Figura 10)
8. La muestra de jal se obtuvo removiendo a continuación la totalidad de la capa de sustrato en el que crece la planta, hasta llegar al jal. En algunos casos la muestra de jal se obtuvo mezclada con suelo.



Figura 8. Identificación de muestra



Figura 9. Separación y almacenamiento



Figura 10. Recolección de planta y suelo

Las especies que se recolectaron tanto fuera del área de influencia como dentro de las presas fueron las siguientes:

- *Nicotiana glauca*
- *Flaveria pubescens*
- *Schinus molle*
- *Causaríana sp.*
- *Tecoma stans*
- *Prosopis sp.*
- *Cenchrus ciliaris*
- *Maurandia antirrhiniflora*
- *Ricinus communis*
- *Opuntia lasiacantha*
- *Opuntia tomentosa.*

La ubicación de las muestras (planta, suelo, jal) tomadas tanto dentro de las presas 1, 2 y 3 se presentan en las Figuras 11, 12 y 13, respectivamente. Mientras que las muestras tomadas fuera de la zona de los jales se presentan en la Figura 14.



Figura 11. Ubicación de muestras de suelo y jal de la presa 1



Figura 12. Ubicación de muestras de suelo y jal de la presa 2



Figura 13. Ubicación de muestras de suelo y jal de la presa 3



Figura 14. Ubicación de las muestras de suelo fuera del área de influencia de los jales

4.3 PREPARACIÓN DE MUESTRAS PARA TRABAJO DE LABORATORIO

Ya que se contaba con todas las muestras de suelo y jal se prepararon en el laboratorio para su análisis y determinación de las concentraciones totales de los elementos potencialmente tóxicos indicados en la NOM-147-SEMARNAT: arsénico, cadmio y plomo. También se analizaron Cu y Zn aunque estos elementos no están contenidos en dicha norma. A continuación se describe la preparación de las muestras para análisis.

4.3.1 Digestión de suelo y jal

Para comenzar las muestras de suelo y jal se secaron al sol hasta que se eliminó por completo la humedad propia de las muestras. Luego se utilizó la técnica de cono cuarteo para homogenizar la muestra hasta obtener aproximadamente 20 g (Figura 15), este peso se molió manualmente con mortero y pistilo de cerámica a -200 mallas, que es la granulometría necesaria para someterlas al proceso de digestión.

Se pesaron 0.5 g de la muestra anterior y se colocó en vasos de fluorocarbono con 5 mL de ácido nítrico, 4mL ácido fluorhídrico y 1mL de ácido clorhídrico para la digestión que se hizo en un horno de microondas marca CEM MDS-2000 en dos pasos al primero se le aplicaron 90 psi de presión y 80% de potencia durante 5 minutos, el segundo paso requirió 100psi, 100% de potencia y una estadía de 10 minutos. Las muestras se manejaron en lotes de 12 y en cada lote se incluyó un duplicado y un blanco.



Figura 15. Secado y preparación de muestras

4.3.2 Digestión de plantas

Una vez hecha la recolección de muestras de plantas en campo, éstas se lavaron primero con agua corriente y después con agua destilada con el fin de quitar todos los elementos ajenos a la naturaleza de las mismas y eliminar el polvo de la superficie luego se colocaron en prensas de cartón para finalmente ponerlas a secar en un horno de convección a 50°C durante 4 días.

Ya una vez secas se realizó una molienda manual con mortero y pistilo a -30 mallas por separado de cada parte de la planta. Para la raíz y los tallos se hizo una molienda previa con molino de granos (Figura 16) por sus características de dureza y fibrosidad particularmente en el caso de los nopales (*Opuntia lasiacantha*, *Opuntia tomentosa*).

Para la digestión se trabajó con 0.5 g y adicionando 4mL de ácido nítrico y 1mL de ácido clorhídrico. Igual que en el caso de los suelos y jales, se trabajó en lotes de 12 vasos en los que se incluyó un duplicado y un blanco.



Figura 16. Molienda y clasificación

4.4 DETERMINACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN TOTAL DE EPT EN SUELOS

Concluida la etapa de digestión se procedió a filtrar y a aforar las soluciones en matraces de 50 mL con agua deionizada, para comenzar el análisis utilizando espectrometría de emisión de plasma acoplado por inducción (ICP-AES) para arsénico y por espectrometría de absorción atómica (AA-F) para Cu, Pb, Zn y Cd. En la Figura 17 se representa el procedimiento.



Figura 17. Aforo y digestión en microondas

4.5 DETERMINACIÓN DE LA FRACCIÓN SOLUBLE EN LAS MUESTRAS DE SUELOS

Se determinaron las concentraciones de la fracción soluble en agua (geodisponibles) de los EPT de interés de acuerdo al procedimiento establecido en la Norma Oficial Mexicana NOM-141-SEMARNAT-2004 el cual se modificó ya que las muestras se molieron para tener una muestra homogénea. El procedimiento modificado consistió en lo siguiente.

1. Se molieron aproximadamente 15g de muestras a -200 mallas
2. Se pesaron 10g y se colocaron en un matraz Erlenmeyer de 250 mL de capacidad.
3. Se preparó la solución extractante con agua deionizada a la cual se le inyectó aire hasta alcanzar un pH de 5.5 ± 0.2 (Figura 18)
4. A cada matraz se agregaron 200 mL de solución para tener una relación sólido/extractante de 1/20.
5. Los matraces se colocaron en un agitador orbital y se mantuvieron en agitación durante 18 horas a 220 rpm (Figura 19).
6. Al término de la agitación, las muestras se dejaron sedimentar, se centrifugaron y finalmente se filtraron (filtros tipo Whatman del No. 40) (Figura 20)
7. La solución final se acidificó con ácido nítrico hasta un $\text{pH}=2 \pm 0.2$ y se conservó en refrigeración hasta su análisis.
8. Se identificó y etiquetó cada extracción para su posterior análisis por AA-F (Pb, Cd, Cu, Zn) y por ICP-AES (As).



Figura 18. Peso de muestra y acondicionamiento de pH con CO₂



Figura 19. Agitador orbital



Figura 20. Filtrado y centrifugado

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1 CONCENTRACIÓN TOTAL DE EPT EN PLANTAS FUERA DE LAS PRESAS DE JALES

En las plantas que se muestrearon fuera de la presas de jales para tenerlas como referencia, se identificaron valores anómalos en algunos de los elementos analizados. En la Tabla 5 se muestran las concentraciones obtenidas en cada parte de la estructura de las plantas analizadas.

De los resultados se observa que prácticamente todas las muestras analizadas presentan concentraciones variables de cobre, y en algunas de ellas también de plomo y zinc. En el caso del arsénico hay valores anómalos en las muestras JS028 (48.4 mg/kg), JS030 (30.7 mg/kg), y JS035 (84.5 mg/kg). La muestra JS033 prácticamente contiene todos los elementos menos cadmio.

La hipótesis planteada para este muestreo fue que al estar fuera de la influencia de las presas de jales, las plantas no deberían presentar concentraciones significativas de los elementos analizados; sin embargo, los datos obtenidos indican que las plantas han estado expuestas de alguna manera a la presencia de estos elementos en el suelo natural o a polvos provenientes de alguna de las operaciones de la mina.

Como parte de la interpretación de estos resultados se puede señalar que las muestras se tomaron en puntos accesibles en el camino que va de la población de Maconí a la mina (ver Figura 14) y otras en las cañadas que se forman por la topografía del lugar y que reciben los escurrimientos de las laderas. Bajo estas condiciones se puede suponer que los metales que han sido acumulados por estas plantas pueden provenir de los polvos que se levantan en el camino con el tránsito de los vehículos de la mina; o bien, del aporte natural que de estos elementos hay en la zona.

Cabe señalar que Santos, et al. 2010, como parte de este mismo proyecto, llevó a cabo un muestreo de sedimentos en el río Maconí y en las cuencas donde se encuentran los depósitos de jales. En este estudio se encontró que hay un aporte natural de los elementos analizados ya que en muestras de fondo, tomadas en sitios fuera de la influencia de los jales, se encontraron concentraciones de 314 a 533 mg/kg de As, 80 a 159 mg/kg de Pb, 50 a 159 mg/kg de Cu, 120 a 469 mg/kg de Zn pero no se detectó Cd.

Tabla 5. Concentración total de EPT en plantas fuera del área de influencia de los jales

Clave	Especie	As	Cd	Cu	Pb	Zn
mg/kg						
JS028 R	<i>T. stans</i>	<LD	<LD	71.0	48.4	<LD
JS028 T		48.4	<LD	34.6	<LD	<LD
JS028 Rd		<LD	<LD	62.4	31.6	<LD
JS028 H		<LD	<LD	59.2	42.4	<LD
JS029 R	<i>N. glauca</i>	<LD	<LD	62.9	229.5	<LD
JS029 T		<LD	<LD	28.8	<LD	<LD
JS029 H		<LD	<LD	146.9	35.9	350.99
JS029 F		<LD	<LD	45.2	43.9	173.38
JS030 R	<i>C. ciliaris</i>	<LD	<LD	61.3	30.0	<LD
JS030-H		30.7	<LD	47.3	50.9	210.1
JS031 T	<i>N. glauca</i>	<LD	<LD	31.3	<LD	<LD
JS031 H		<LD	<LD	65.3	<LD	<LD
JS032 R	<i>T. stans</i>	<LD	<LD	41.2	<LD	<LD
JS032 T		<LD	<LD	40	<LD	<LD
JS032 Hd		<LD	<LD	41.9	<LD	<LD
JS032 F		<LD	<LD	44.4	<LD	<LD
JS033 R	<i>C. ciliaris</i>	98.8	<LD	107.9	129.2	332.6
JS033 H		54.9	<LD	75.7	112.9	220.1
JS034 R	<i>F. pubescens</i>	<LD	<LD	37.5	30.1	<LD
JS034 T		<LD	<LD	30.7	<LD	<LD
JS035 R	<i>F. pubescens</i>	<LD	<LD	46.6	38.5	<LD
JS035 T		<LD	<LD	36.9	29.6	<LD
JS035 H		84.5	<LD	111.7	96.8	203.9
JS035 F		51.0	<LD	94.9	76.9	188.3
JS037-R	<i>O. tomentosa</i>	<LD	<LD	28.6	28.6	<LD
JS037-H		<LD	<LD	23.8	28.4	<LD
JS038A-R	<i>Maguey</i>	212.2	<LD	52.7	74.1	418
JS038B-H		<LD	<LD	33.7	<LD	<LD
JS039-R	<i>O. tomentosa</i>	48.9	<LD	40.45	59.2	<LD
JS039-H		<LD	<LD	24.2	<LD	<LD
JS040-R	<i>O. lasiakantha</i>	40.8	<LD	33.9	38.6	<LD
JS040-H		<LD	<LD	24.4	<LD	<LD

R=raíz, T=tallo, H=hoja, F=flor, Xd=Xparte de la planta por duplicado

Finalmente las muestras JS029, JS031, JS032 y JS034, pueden ser consideradas como niveles de referencia de las concentraciones naturales de la zona (Tabla 4).

5.2 CONCENTRACIÓN TOTAL DE EPT EN SUELO Y JALES

Los resultados de la concentración total de EPT en las muestras de suelo y jal se presentan en la Tabla 6.

Tabla 6. Concentración total de EPT en suelo y jal

Clave	Especie	Matriz	pH	As	Cd	mg/kg		
						Pb	Cu	Zn
JS 001	<i>Nicotina</i>	Suelo	7.8	488.6	9.8	345.1	305.6	2001.5
		Jal	7.9	6172.0	69.1	1442.9	1502.2	9468.2
JS 002	<i>Flaveria</i>	Suelo	7.5	923.7	19.9	449.3	449.3	3145.5
		Jal	7.7	2283.0	69.9	1209.7	1059.7	9058.1
JS 021	<i>Flaveria</i>	Suelo	7.7	4608.0	49.4	1445.2	673.1	6949.1
		Jal	6.9	5071.0	9.9	359.2	409.0	2384.7
JS 003	<i>Schinus</i>	Suelo	7.6	2751.0	29.8	457.1	477.0	3269.7
		Jal	7.9	1547.0	59.6	2098.2	666.2	75.7
JS 013	<i>Schinus</i>	Suelo	7.6	713.7	9.9	209.3	189.4	1934.1
		Jal	8	3250.0	79.6	567.5	607.3	9269.2
JS 015	<i>Causarina</i>	Suelo	7.5	865.0	19.9	319.4	199.6	2715.6
		Jal	7.9	2300.5	108.8	980.0	722.6	12047.1
JS 005	<i>Tecoma</i>	Suelo	7.5	755.4	19.6	392.9	235.7	2956.7
		Jal	8.1	2414.0	89.5	4001.5	796.3	9366.9
JS 022	<i>Tecoma</i>	Suelo	8.1	2158.0	59.7	1883.5	867.0	7554.3
		Jal	7.3	4980.0	49.4	9398.4	682.6	5114.7
JS 006	<i>Prosopis</i>	Suelo	7.9	674.6	10.0	240.0	240.0	1760.0
		Jal	8.2	2608.0	79.7	3560.0	787.7	7778.2
JS 011	<i>Prosopis</i>	Suelo	7.6	1134.0	9.9	219.7	319.6	2047.5
		Jal	8.1	1922.0	98.3	3568.6	973.2	8936.2
JS 025	<i>Prosopis</i>	Suelo	7.2	842.0	29.9	358.8	249.2	3867.6
		Jal	7.3	3158.0	129.6	1077.4	947.7	13507.5

Tabla 6. Concentración total de EPT en suelo y jal (*continuación*)

Clave	Especie	Matriz	pH	As	Cd	Pb	Cu	Zn
JS 007	<i>Cenchrus</i>	Suelo	7.8	585.9	19.9	659.3	329.6	2427.5
		Jal	8.3	1949.0	79.6	4108.6	945.1	8028.3
JS 023	<i>Cenchrus</i>	Suelo	7.7	3200.0	69.8	1635.4	718.0	8935.0
		Jal	6.1	8717.0	59.8	1386.1	1236.5	7369.4
JS 008	<i>Maurandia</i>	Suelo	7.3	686.3	9.9	632.9	207.7	2581.1
		Jal	8	619.8	78.9	3480.6	640.9	9643.1
JS 020	<i>Ricinos</i>	Suelo	7.9	801.5	19.9	675.5	188.8	2493.5
		Jal	8.3	2309.0	60.0	2179.6	699.9	6668.7

5.3 RELACIÓN DE TRANSFERENCIA DE EPT ENTRE EL JAL Y EL SUELO

Para analizar la transferencia de los metales del jal al suelo se obtuvo la relación de transporte de los elementos en el sistema, para ello se trabajó con los resultados de la Tabla 6 y con la siguiente fórmula:

$$R_{s/j} = \frac{\text{conc tot suelo} \times 100}{\text{conc tot jal}}$$

Los resultados de la relación porcentual *Suelo/Jal* ($R_{s/j}$) se presenta a continuación en la Tabla 7. De manera general se observa que la mediana del valor de transferencia de los elementos a partir del jal hacia el estrato de suelo varía de 23 % (para Cd) a 37 % (para As). La existencia de algunos casos en los que el porcentaje de transferencia es superior a estos valores, incluidos los casos en los que las concentraciones en los suelos son superiores a la de los jales, se debe a que pudo haber ocurrido la mezcla entre ambos materiales por el procedimiento empleado para recubrir el depósito o bien por la erosión ocasionada por el agua y el viento a lo largo del tiempo. Además las concentraciones de los elementos analizados no son homogéneas en la superficie de las presas ya que dependen de la eficiencia de los procesos de concentración y de las variaciones mineralógicas en el yacimiento. Sin embargo, en todos los casos se observa que sí se presenta una transferencia del arsénico y los metales pesados de los jales al suelo y este fenómeno, en cierta medida, debe ser por la influencia de las plantas en la liberación de dichos elementos.

Tabla 7. Relación porcentual Suelo / Jal ($R_{s/j}$)

Método de análisis		ICP	AA	AA	AA	AA	
Clave	Especie	Presa	As	Cd	Pb	Cu	Zn
%							
JS 001	<i>Nicotina</i>	3	7.9	14.3	23.9	20.3	21.1
JS 002	<i>Flaveria</i>	3	40.5	28.5	37.1	42.4	34.7
JS 021		1	90.9	496.0	402.3	164.5	291.4
JS 003	<i>Schinus</i>	3	179.6	50.0	21.8	71.6	43.2
JS 013		2	22.0	12.5	36.9	31.2	20.9
JS 015	<i>Causarina</i>	1	37.6	18.3	32.6	27.6	22.5
JS 005	<i>Tecoma</i>	3	45.6	21.9	9.8	29.6	31.6
JS 022	<i>Tecoma stans</i>	1	43.3	120.9	20.0	127.0	147.7
JS 006	<i>Prosopis</i>	3	25.9	12.5	6.7	30.5	22.6
JS 011	<i>Prosopis sp</i>	2	59.0	10.2	6.2	32.8	22.9
JS 025	<i>Prosopis sp</i>	1	26.7	23.1	33.0	26.3	28.6
JS 007	<i>Cenchrus</i>	3	30.1	25.1	16.0	34.9	30.2
JS 023	<i>cenchrus</i>	1	36.2	116.7	118.0	58.1	121.2
JS 008	<i>Maurandia</i>	3	110.7	12.5	18.2	32.4	26.8
JS 020	<i>Ricinus</i>	1	34.7	33.1	31.0	27.0	37.4

Haciendo el análisis para cada uno de los depósitos, en la presa 1 se tiene la mayor transferencia con un coeficiente de 42.8 %, mientras que en la presa 2 el valor es de 21.9 % y en la presa 3 de 30.2 %. En el caso de la presa 1, la generación de drenaje ácido puede influir en el aumento del factor de transferencia. Por otro lado, el análisis por elemento indica que el arsénico es el que más se transfiere ya que representa un 38 %, mientras que para el cadmio la transferencia es de 23 %, para el plomo 24 %, 32 % para el cobre y 30 % para el zinc.

5.4 DETERMINACIÓN DEL FACTOR DE BIOACUMULACIÓN (FB)

Para conocer la biodisponibilidad de los elementos se trabajó con el factor de bioacumulación propuesto por Chang, et al. 2005 que establece lo siguiente:

$$F_{\text{Bioacumulación}} = \frac{\text{concentración en planta}}{\text{concentración en suelo}}$$

La biodisponibilidad se entiende como la concentración de EPT que la planta es capaz de liberar y acumular a partir del suelo. El factor de Bioacumulación (FB) es un indicador de dicha capacidad, mientras más cercano a 1 la planta tiene mayor capacidad de liberar los elementos del suelo y acumularlos en su estructura.

Tabla 8. Factor de Bioacumulación

Muestra	Presa	Especie	Concentración en suelos y plantas (mg/kg). FB (adimensional)														
			As			Cd			Pb			Cu			Zn		
			Suelo	Planta	FB	Suelo	Planta	FB	Suelo	Planta	FB	Suelo	Planta	FB	Suelo	Planta	FB
JS 001	3	<i>N. glauca</i>	488.60	60.29	0.1234	9.86	77.10	7.82	345.10	153.77	0.446	305.66	72.87	0.238	2,001.58	1626.41	0.813
JS 009	2	<i>N. glauca</i>	3,303.00	123.59	0.0374	79.76	135.03	1.69	2,153.54	223.93	0.104	837.49	117.48	0.140	8,753.74	2342.55	0.268
JS 002	3	<i>F. pubescens</i>	923.70	22.76	0.0246	19.97	32.97	1.65	449.37	177.36	0.395	449.37			3,145.60	779.65	0.248
JS 012	2	<i>F. pubescens</i>	818.20	8.38	0.0102	49.95	17.64	0.35	1,288.71	214.73	0.167	789.21	66.70	0.085	5,454.55	335.25	0.061
JS 019	1	<i>F. pubescens</i>	1,807.00	26.53	0.0147	99.64	25.19	0.25	1,325.23	303.66	0.229	936.63	160.51	0.171	9,226.78	1229.59	0.133
JS 021	1	<i>F. pubescens</i>	4,608.00	26.70	0.0058	49.53	26.74	0.54	1,426.44	195.82	0.137	693.43	80.17	0.116	6,904.38	678.78	0.098
JS 003	3	<i>S. molle</i>	2,751.00	16.87	0.0061	24.81	21.77	0.88	451.31	63.25	0.140	545.39	38.16	0.070	3,614.67	391.53	0.108
JS 013	2	<i>S. molle</i>	713.70	0.64	0.0009	9.97	5.39	0.54	209.37	82.07	0.392	189.43	9.69	0.051	1,934.20	68.01	0.035
JS 017	1	<i>S. molle</i>	5,875.00	3.56	0.0006	129.40	8.10	0.06	1,274.14	90.47	0.071	1,254.23	32.59	0.026	13,487.96	154.65	0.011
JS 004	3	<i>Casuarina Sp.</i>	532.90	2.80	0.0053	4.97	17.18	3.46	168.92	57.74	0.342	158.98	4.03	0.025	1,430.84	163.78	0.114
JS 015	1	<i>Casuarina Sp.</i>	865.00	4.37	0.0051	19.97	12.67	0.63	319.49	193.97	0.607	199.68	36.31	0.182	2,715.65	326.60	0.120
JS 005	3	<i>T. stans</i>	755.40	7.22	0.0096	19.65	42.73	2.18	392.93	87.02	0.221	235.76	65.04	0.276	2,956.78	1276.08	0.432
JS 016	1	<i>T. stans</i>	3,562.00	59.27	0.0166	89.75	68.51	0.76	1,236.54	219.67	0.178	907.46	78.11	0.086	8,755.48	1814.14	0.207
JS 018	1	<i>T. stans</i>	5,900.00	2.42	0.0004	109.96	8.39	0.08	939.62	92.39	0.098	679.73	21.29	0.031	10,525.79	139.71	0.013
JS 022	1	<i>T. stans</i>	2,158.00	19.67	0.0091	59.80	7.10	0.12	1,883.60	213.71	0.113	867.05	70.07	0.081	7,554.32	541.26	0.072
JS 006	3	<i>Prosopis Sp.</i>	674.60	9.88	0.0146	10.00	22.51	2.25	240.00	163.97	0.683	240.00	112.12	0.467	1,760.00	446.55	0.254
JS 011	2	<i>Prosopis Sp.</i>	1,134.00	2.59	0.0023	9.99	8.59	0.86	219.74	94.37	0.429	319.62	32.87	0.103	2,047.54	287.67	0.140
JS 025	1	<i>Prosopis Sp.</i>	842.00	8.36	0.0099	29.90	4.50	0.15	358.85	169.73	0.473	249.20	45.92	0.184	3,867.62	476.40	0.123
JS 007	3	<i>C. ciliaris</i>	585.90	6.15	0.0105	19.98	9.28	0.46	659.34	80.48	0.122	329.67	4.69	0.014	2,427.57	395.15	0.163
JS 010	2	<i>C. ciliaris</i>	3,041.00	11.19	0.0037	89.95	12.91	0.14	3,637.82	81.26	0.022	809.51	27.01	0.033	9,574.26	573.17	0.060
JS 023	1	<i>C. ciliaris</i>	3,200.00	4.21	0.0013	69.80	3.10	0.04	1,635.42	89.59	0.055	717.99	12.07	0.017	8,934.98	337.24	0.038
JS 008	3	<i>M. antirrhiniflora</i>	686.30	11.87	0.0173	9.89	17.09	1.73	632.91	189.20	0.299	207.67	52.51	0.253	2,581.09	498.97	0.193
JS 014	2	<i>M. antirrhiniflora</i>	926.30	5.57	0.0060	19.94	15.87	0.80	249.30	217.34	0.872	249.30	27.50	0.110	2,602.71	373.50	0.144
JS 020	1	<i>R. communis</i>	801.50	1.75	0.0022	19.87	4.59	0.23	675.54	101.05	0.150	188.75	33.04	0.175	2,493.54	321.16	0.129
JS 024	1	<i>O. lasiacantha</i>	1,830.00	12.87	0.0070	29.98	11.98	0.40	359.78	60.08	0.167	279.83	13.77	0.049	4,137.52	481.15	0.116

El FB se obtuvo con los datos de concentración de EPT en la planta (indicados en la Tabla 4) y las concentraciones determinadas en el sustrato de cada planta (Tabla 6) los resultados se presentan en la Tabla 8:

De los resultados obtenidos se observa que los valores más altos se ubican en la presa 3, que a pesar de contar con un pH de 8.35 de acuerdo a los resultados del estudio previo (Santos et al, 2009) y considerarse básico los elementos tienden a acumularse en la planta, mientras que los valores más bajos se encuentran ubicados dentro de la presa 1 que presenta un pH ácido de 2.1, puede deberse a las especies mineralógicas de la presa o a la intensa actividad bacteriana.

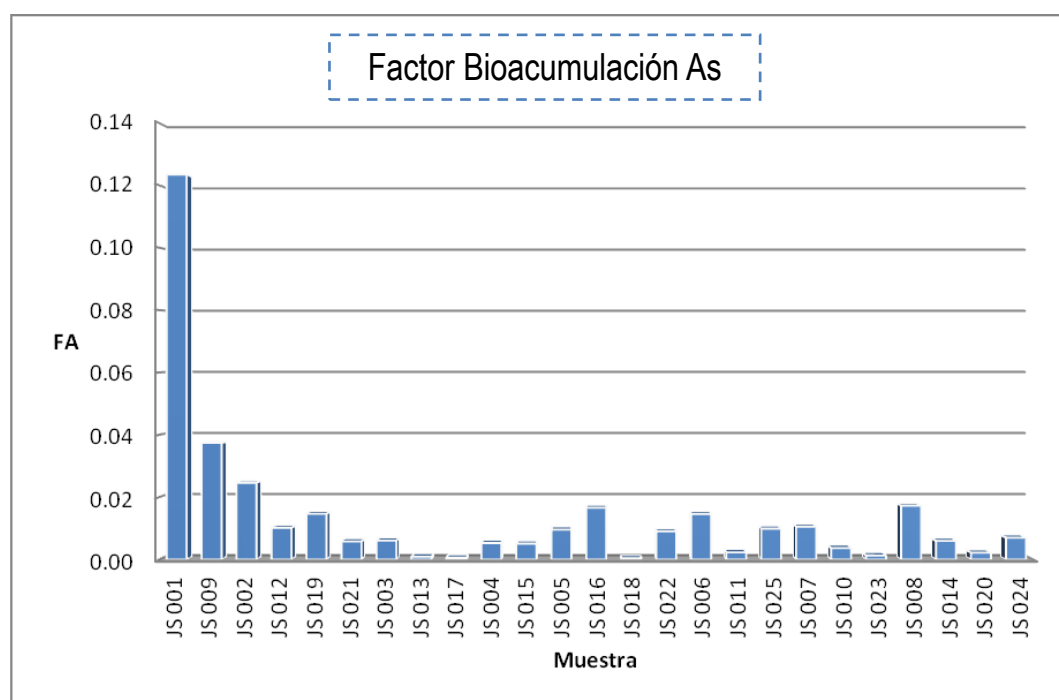


Figura 21. F_{Bioacumulación} para As

En general son bajos los FB encontrados, excepto para el caso del cadmio. El promedio del FB fue de 0.0138 para el As (0.0004 a 0.1234) (Figura 21), de 1.1233 para el Cd (0.0444 a 7.8193) (Figura 22), de 0.2765 para el Pb (0.0223 a 0.8718) (Figura 23), de 0.1244 para el Cu (0.0142 a 0.4672) (Figura 24) y de 0.1638 para el Zn (0.0115 a 0.8126) (Figura 25). Ninguna de las plantas presentó características de hiper-acumuladora para el As, Pb, Cu y Zn, si se considera el criterio de que se debe tener un $FB > 1$.

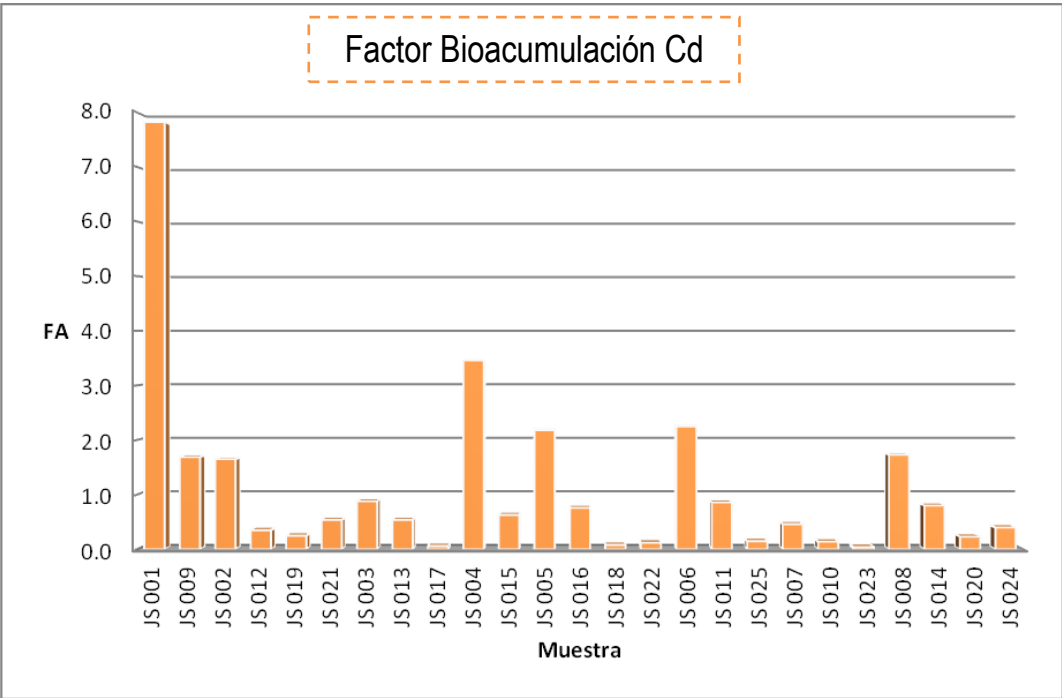


Figura 22. F_{Bioacumulación} para Cd

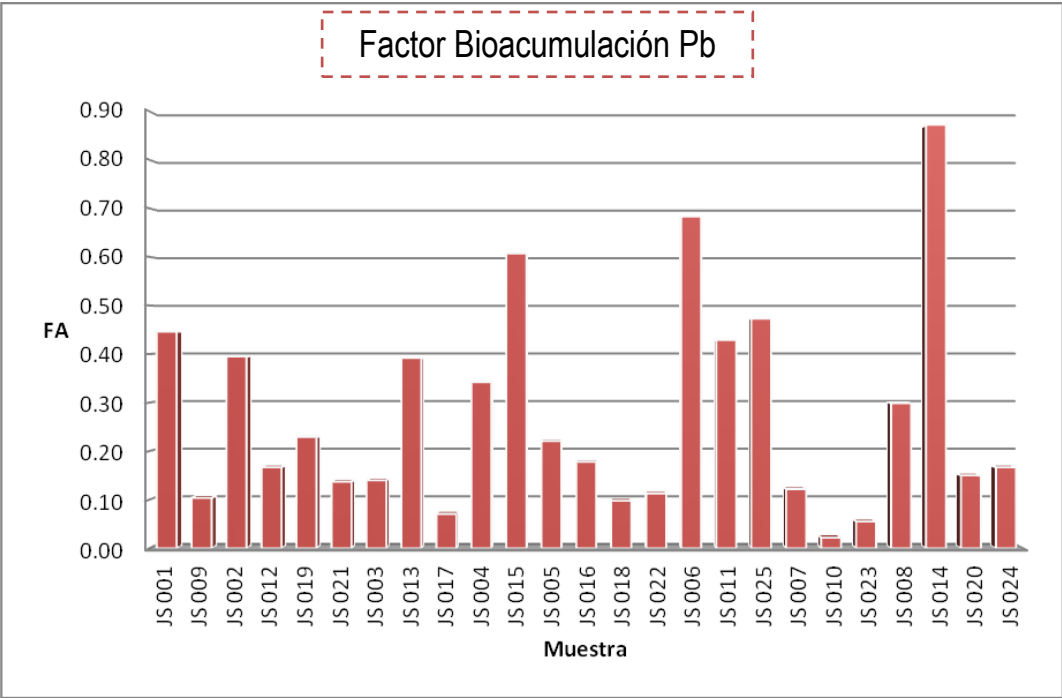


Figura 23. F_{Bioacumulación} para Pb

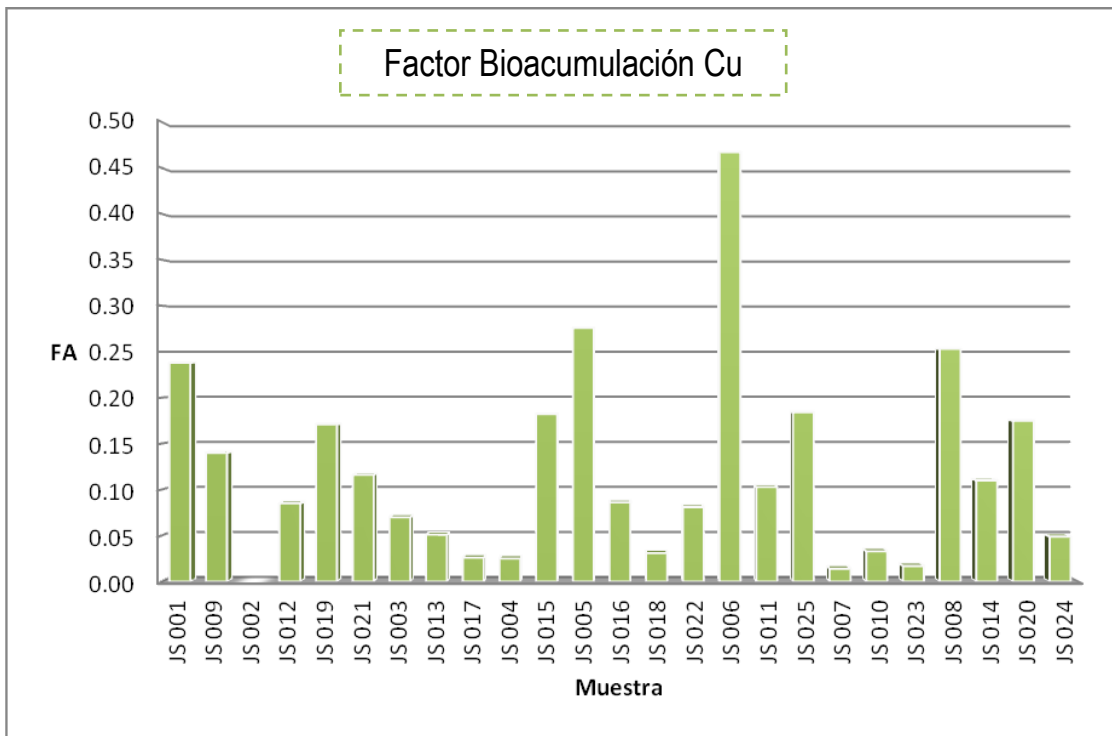


Figura 24. F_{Bioacumulación} para Cu

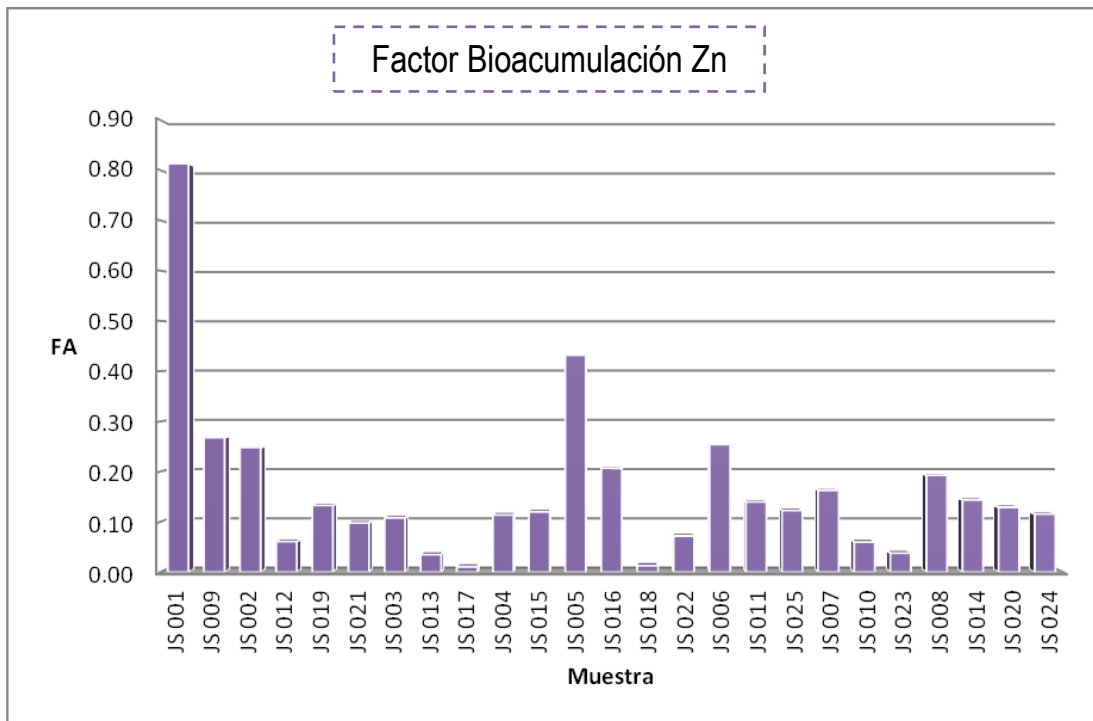


Figura 25. F_{Bioacumulación} para Zn

En el caso del cadmio la *N. glauca*, *F. pubescens*, *Casuarina Sp.*, *T. stans*, *Prosopis Sp.*, y *M. antirrhiniflora*, presentaron un FB > 1 en por lo menos una de sus muestras, por lo que podrían considerarse hiper-acumuladoras para este elemento. La especie *N. glauca* tuvo el FB más alto para As, Cd y Zn; la *M. antirrhiniflora* lo tuvo para el Pb y la *Prosopis Sp.* para el Cu.

5.5 FRACCIÓN SOLUBLE DE EPT EN SUELOS

Los resultados del análisis de la fracción soluble de EPT en los suelos muestran que el elemento más soluble en agua es el arsénico (Tabla 9). La fracción soluble del arsénico para este estudio tiene un valor medio de 0.429 mg/L (0.148–1.079 mg/L); comparando estas concentraciones con los valores de referencia señalados en la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 para suelos contaminados con metales, se puede ver que las diez muestras (JS003, JS006, JS007, JS013, JS014, JS017, JS018, JS019, JS022 y JS023) están por arriba de dicho valor para el arsénico (0.50 mg/L). En el caso del cadmio y plomo, que también están indicados en la NOM 147, ninguno de los valores rebasa el valor de referencia (0.1 y 0.5 mg/L, respectivamente).

En cuanto a la solubilidad del cadmio y el cobre las concentraciones son inferiores al límite de detección del equipo utilizado para el análisis (0.025 y 0.1 mg/L); y para el plomo y zinc, los valores que llegan a estar por arriba de los límites de detección respectivos (0.025 y 0.1 mg/L) son relativamente bajos.

Aunque la NOM-147 no incluye al cobre ni al zinc como contaminantes del suelo, a manera de comparación se pueden considerar las concentraciones de referencia de la Región 9 de la US EPA (Environmental Protection Agency) para suelos contaminados. Estos criterios señalan como valores límites permisibles 41,000 mg/kg de Cu y 100,000 mg/kg de Zn. Tomando en cuenta que las extracciones para determinar la fracción soluble se hicieron con 10 g de suelo y 200 mL de solución extractante, estos valores de referencia serían 2,050 mg/L para Cu y 5,000 mg/L para Zn. Por lo que comparando los resultados de la fracción soluble para estos elementos, ninguno sobrepasa el límite recomendado.

Tabla 9. Concentración de la fracción soluble en el suelo

Clave	Especie	As	Cd	Pb	Cu	Zn
Concentración en mg/L						
JS001	<i>Nicotina</i>	0.307	<0.025	0.065	<0.1	0.107
JS002	<i>Flaveria</i>	0.249	<0.025	0.065	<0.1	0.122
JS003	<i>Schinus</i>	1.079	<0.025	0.051	<0.1	0.103
JS004	<i>Causarina</i>	0.410	<0.025	0.044	<0.1	0.319
JS005	<i>Tecoma</i>	0.148	<0.025	0.054	<0.1	0.191
JS006	<i>Prosopis</i>	0.712	<0.025	0.060	<0.1	<0.1
JS007	<i>Cenchrus</i>	0.665	<0.025	0.145	<0.1	0.231
JS008	<i>Maurandia</i>	0.269	<0.025	<0.025	<0.1	0.158
JS009	<i>Nicotina</i>	0.300	<0.025	0.068	<0.1	0.1
JS010	<i>Cenchrus</i>	0.421	<0.025	0.135	<0.1	0.108
JS011	<i>Prosopis</i>	0.196	<0.025	0.064	<0.1	<0.1
JS012	<i>Falveria</i>	0.460	<0.025	0.047	<0.1	<0.1
JS013	<i>Schinus</i>	0.697	<0.025	0.052	<0.1	<0.1
JS014	<i>Maurandia</i>	0.581	<0.025	0.063	<0.1	<0.1
JS015	<i>Causarina</i>	0.284	<0.025	0.065	<0.1	<0.1
JS016	<i>Tecoma</i>	0.489	<0.025	0.053	<0.1	<0.1
JS017	<i>Schinus</i>	0.653	<0.025	0.056	<0.1	<0.1
JS018	<i>Tecoma</i>	0.607	<0.025	0.050	<0.1	<0.1
JS019	<i>Flaveria</i>	0.651	<0.025	0.061	<0.1	<0.1
JS020	<i>Ricinus</i>	0.245	<0.025	0.078	<0.1	0.104
JS021	<i>Flaveria</i>	0.243	<0.025	0.095	<0.1	<0.1
JS022	<i>Tecoma</i>	0.853	<0.025	0.036	<0.1	<0.1
JS023	<i>Cenchrus</i>	0.954	<0.025	0.035	<0.1	<0.1
JS024	<i>Opuntia</i>	0.429	<0.025	0.035	<0.1	<0.1
JS025	<i>Prosopis sp</i>	0.390	<0.025	0.030	<0.1	<0.1

Interpretando resultados se observa que para el arsénico, que es el elemento que presentó la mayor solubilidad (Tabla 10), se pudo determinar que el porcentaje de solubilidad con respecto a la concentración total en suelos va de 0.11% a 2.27% con un valor medio de 0.66%, lo cual indica que en las tres presas la solubilidad es baja. En la presa 3 hay un mayor porcentaje de soluble respecto a la concentración total, siendo ésta de 1.21 %, mientras que para la presa 2 es de 0.86 % y 0.51 % para la presa 1. Haciendo el análisis por especie vegetal, destaca que las plantas que presentaron un mayor porcentaje de solubilidad promedio respecto a la concentración total en los suelos, no corresponden a las especies que acumularon mayor concentración de metales en su estructura *Casuarina sp.* (1.10%), *Prosopis sp.* (1.13%), *C. ciliaris* (1.05%), y *M.*

antirrhiniflora (1.02%). Esto permite considerar que en las especies que acumulan una mayor concentración de metales en su estructura (*N. glauca*, *F. pubescens* y *T. stans*) la actividad microbiológica influye más en dicha acumulación que la propia solubilidad de los elementos en el suelo.

La influencia de la actividad microbiana en la liberación de los metales es clara en el caso del cadmio ya que este elemento se encuentra insoluble y las plantas acumulan una alta concentración del elemento; solo mediante la actividad microbiana que se desarrolla en la rizósfera se puede explicar este fenómeno de liberación.

Tabla 10. Fracción soluble respecto a la concentración total en suelo para As

Muestra	Presa	Especie	total	soluble	%
JS 001	3	<i>N. glauca</i>	488.6	6.13	1.26
JS 009	2	<i>N. glauca</i>	3,303.00	5.99	0.18
JS 002	3	<i>F. pubescens</i>	923.7	4.97	0.54
JS 012	2	<i>F. pubescens</i>	818.2	9.2	1.12
JS 019	1	<i>F. pubescens</i>	1,807.00	13.01	0.72
JS 021	1	<i>F. pubescens</i>	4,608.00	4.86	0.11
JS 003	3	<i>S. molle</i>	2,751.00	21.58	0.78
JS 013	2	<i>S. molle</i>	713.7	13.94	1.95
JS 017	1	<i>S. molle</i>	5,875.00	13.05	0.22
JS 004	3	<i>Casuarina Sp.</i>	532.9	8.2	1.54
JS 015	1	<i>Casuarina Sp.</i>	865	5.67	0.66
JS 005	3	<i>T. stans</i>	755.4	2.95	0.39
JS 016	1	<i>T. stans</i>	3,562.00	9.78	0.27
JS 018	1	<i>T. stans</i>	5,900.00	12.14	0.21
JS 022	1	<i>T. stans</i>	2,158.00	17.05	0.79
JS 006	3	<i>Prosopis Sp.</i>	674.6	14.24	2.11
JS 011	2	<i>Prosopis Sp.</i>	1,134.00	3.92	0.35
JS 025	1	<i>Prosopis Sp.</i>	842	7.81	0.93
JS 007	3	<i>C. ciliaris</i>	585.9	13.3	2.27
JS 010	2	<i>C. ciliaris</i>	3,041.00	8.43	0.28
JS 023	1	<i>C. ciliaris</i>	3,200.00	19.07	0.6
JS 008	3	<i>M. antirrhiniflora</i>	686.3	5.37	0.78
JS 014	2	<i>M. antirrhiniflora</i>	926.3	11.63	1.26
JS 020	1	<i>R. communis</i>	801.5	4.9	0.61
JS 024	1	<i>O. lasiakantha</i>	1,830.00	8.57	0.47

5.6 CORRELACIÓN ENTRE LA FRACCIÓN SOLUBLE DE EPT EN SUELOS Y LA CONCENTRACIÓN TOTAL DE EPT EN PLANTAS

Se determinó una correlación estadística entre la concentración de la fracción soluble de EPT en suelos (expresada en mg/kg) y la concentración en plantas (también en mg/kg). Para ello se tomaron 17 muestras que fueron las que presentaron una clara capacidad de acumular los elementos metálicos (con base en el FB). Se obtuvo la media aritmética, la varianza y la desviación estándar, para los valores de la concentración en el suelo y en la planta; después se obtuvo la covarianza y finalmente la correlación (r). El coeficiente de correlación lineal (r) indica que existe una correlación débil inversa (Figura 26). Por ejemplo, para el As $r = -0.185$; es decir, que a mayor solubilidad de As en los suelos menor es la concentración acumulada por la planta. El bajo valor absoluto de este coeficiente, permite considerar que hay otros factores que determinan la capacidad de la planta para acumular los metales, entre los que podemos mencionar el pH, el potencial de óxido reducción de los suelos, así como la actividad de microorganismos en la rizósfera o las enzimas generadas por la planta. La baja solubilidad encontrada para el resto de los elementos, permite suponer que los mecanismos microbiológicos, complejación con materia orgánica y pH de la rizósfera son los que determinan en mayor medida la acumulación de los metales en las plantas.

5.7 CORRELACIÓN ENTRE LA CONCENTRACIÓN TOTAL DE EPT EN SUELOS Y LA CONCENTRACIÓN TOTAL DE EPT EN PLANTAS

En la Figura 26 se presentan los valores del coeficiente de correlación para la concentración total de EPT en suelo y en la planta, la línea azul corresponde a todas las especies analizadas. El coeficiente "r" para el As fue de 0.29, para el Cd 0.24, para el Pb 0.60, 0.56 para el Cu y 0.36 para el Zn, los valores positivos para el coeficiente "r" indican una relación directa entre ambas variables, sin embargo la dependencia es débil ya que seguramente intervienen otros factores para la acumulación de metales por las plantas como son los microbiológicos. De los cinco elementos analizados las plantas son más tolerantes al plomo y al cobre en menor medida para el arsénico, cadmio y zinc.

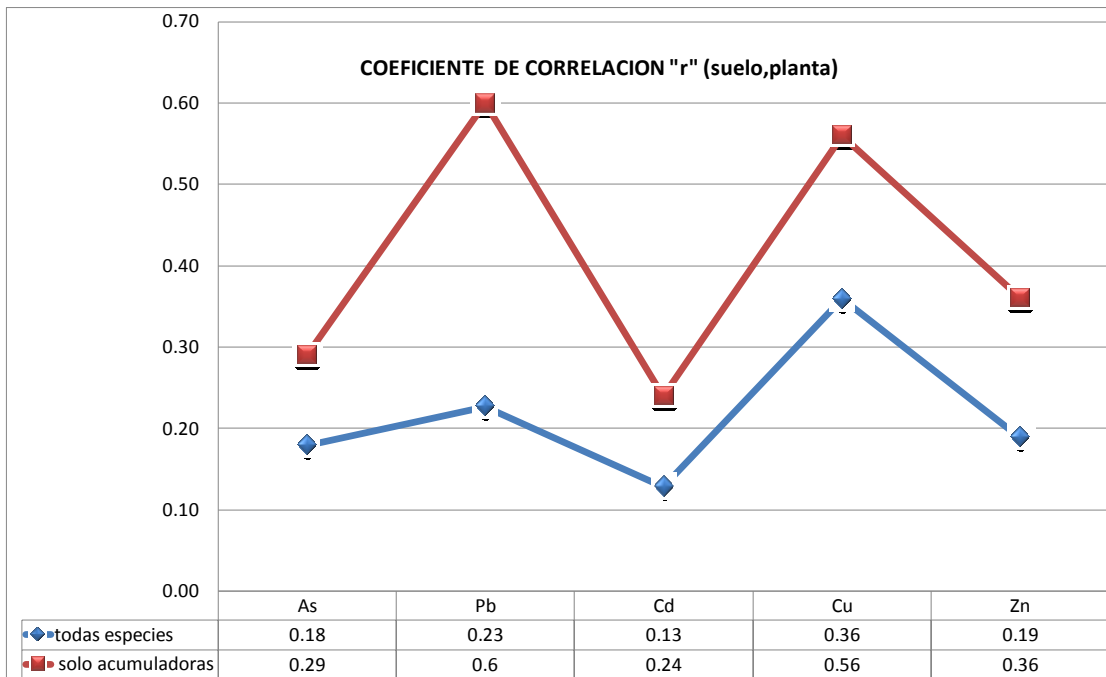


Figura 26. Coeficiente de correlación "r" (suelo/planta)

La línea roja corresponde únicamente a las especies acumuladoras, del total de las muestras se eliminaron las correspondientes a las especies *S.molle*, *C.ciliaris*, *R. cummunis* y *O. lasiacantha* las cuales no son propiamente especies acumuladoras. El coeficiente de correlación "r" aumentó para todos los elementos de manera significativa en relación al análisis que se hizo con todas las muestras siendo para el arsénico un aumento de 38%, el plomo presenta un incremento del 62%, cadmio en 47%, cobre 36% y el zinc en 48%. En particular se observan dos picos: uno para Pb y otro para Cu que presentan la misma tendencia el análisis hecho con todas las especies y el hecho con sólo acumuladoras. En este último de manera natural se observa que las especies acumuladoras son más tolerantes a la presencia de los EPT en el suelo.

6.- CONCLUSIONES

Las concentraciones de As, Cd, Pb, Cu y Zn en el suelo que sirve de recubrimiento en las presas de jales, y sobre el cual crecen las plantas, son elevadas; 488.60 a 5,900.00 mg/kg de As, 4.97 a 129.40 mg/kg de Cd, 168.92 a 3,637.82 mg/kg de Pb, 158.98 a 1,254.23 mg/kg de Cu y 1,430.84 a 13,487.96 mg/kg de Zn. Existe una transferencia de estos elementos a partir de los jales hacia el estrato de suelo. La transferencia varía de un valor medio mínimo de 23 % (en el caso del cadmio) a 37 % (para el arsénico). En algunos casos se observan relaciones porcentuales muy elevadas que evidencian la existencia de un fenómeno de mezclado o transporte entre jales y suelo.

Los factores de bioacumulación determinados para las plantas resultaron ser bajos excepto para el cadmio. El FB promedio para As fue de 0.0138, 1.1233 para Cd, 0.2765 para el Pb, 0.1244 para Cu y 0.1638 para Zn. Esto indica que todas las plantas estudiadas resultan ser tolerantes a estos elementos. Solo algunas especies tuvieron un $FB > 1$ para cadmio (*N. glauca*, la *F. pubescens*, *Casuarina Sp.*, *T. stans*, *Prosopis Sp.*, y *M. antirrhiniflora*), por lo que algunas de ellas podrías considerarse hiper-acumuladoras.

La fracción soluble de arsénico en los suelos varía de 0.148 a 1.079 mg/L con una media de 0.429 mg/L. En el caso del Cd, Pb, Cu y Zn, la solubilidad en agua es muy baja. Existe una ligera relación inversa entre la solubilidad del arsénico en el suelo y la concentración en las plantas; a mayor solubilidad en suelo menor concentración en plantas. Esto permite considerar que otros factores determinan la capacidad de la planta para acumular los metales, como el pH, el potencial de óxido reducción de los suelos, la actividad de microorganismos en la rizósfera y las enzimas generadas por la planta.

La fracción soluble con respecto a la concentración total de arsénico en el suelo va de 0.11% a 2.27%, lo que indica que en las tres presas la solubilidad es baja. Las plantas en cuyo suelo hay mayor solubilidad (*Casuarina sp.*, *Prosopis sp.*, *C. ciliaris*, y *M. antirrhiniflora*) no corresponden a las que tuvieron mayor acumulación de metales en su estructura (*N. glauca*, *F. pubescens* y *T. stans*), lo que deja ver que la actividad microbiológica influye más en dicha acumulación que la propia solubilidad de los elementos en el suelo.

Existe evidencia de que las plantas cuentan con la capacidad genética de asimilar metales tóxicos en suelos contaminados.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ahwaki, Sugahara (1997), Active extrusion of protons and exudation of carboxylic acids in response to iron deficiency by roots of chickpea (*cicer arietum*L) *Plant soil* 189:49-55
- Albarede Francis (2003), *Geochemistry an introduction*, Cambridge University press
- Alkorta et al (2003), *Heavy metal phytoremediation: Microbial indicators of soil health for assessment of remediation efficiency*, Springer
- Andrew & Julie Jackson (1996), *Environmental science the natural environment and human impact*, Longman
- Azaizeh HA, Gowthaman S, Terry N. (1997) Microbial selenium volatilization in rhizosphere and bulk soils from a constructed wetland. *J Environ Qual* 26:666-672
- Armienta, M.A., Villaseñor, G., Rodriguez, R., Ongley, L.K. and Mango H. (2001) 'The role of arsenic-bearing rocks in groundwater pollution at Zimapán Valley, México', *Environmental Geology*, Vol. 40, pp.571–581.;
- Bain, J.G., Blowes, D.W., Robertson, W.D., Frind, E.O., (2000), Modelling of sulfide oxidation with reactive transport at a mine drainage site: *Journal of Contaminant Hydrology*, 41(1-2), 23-47.
- Baker, A.J.M., McGrath, S.P., Reeves, R.D., Smith, J.A.C., (2000). Metal hyperaccumulator plants: a review of the ecology and physiology of a biological resource for phytoremediation of metal-polluted soils. In: Norman, F., Bañuelos, G. eds. *Phytoremediation of contaminated soils and water*. Lewis Publishers Inc., USA, pp. 85-107.
- Baker and Walter (1990), *Ecophysiology of metal uptake by tolerant plants* In: *Heavy metal tolerance in plants evolutionary aspects*, CRC press
- Beveridge TJ, et al(1995), detection of anionic sites on bacterial walls, their ability to bind toxic heavy metals and form sedimentable flocs and their contribution to mineralization in natural fresh water environments. In: HE Allen, CP Huang, GW Bailey, AR Bowers, eds. *Metal Speciation and Contamination of soil*. Boca Raton: Lewis
- Binet, Ph., J.M. Portal y C. Leyval. (2000). Fate of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in the rhizosphere and mycorrhizosphere of regrass. *Plant Soil* 227: 207-213
- Brownfields Technology Primer: *Selecting and Using Phytoremediation for Site Cleanup*

- Cabello, M.N. (1999). Effectiveness of indigenous arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) isolated from hydrocarbons polluted soils. *J. Basic Microbiol.* 2: 89-95.
- Carrillo, G.R., González, Ch.C., (2006). Metal accumulation in wild plants surrounding mining wastes. *Environmental Pollution*, 144, pp 84-92.
- Chang, P., Kim, J.Y., Kim, K.W., (2005). Concentrations of arsenic and heavy metals in vegetation at two abandoned mine tailings in South Korea. *Environmental Geochemistry and Health*, 27, pp 109-119.
- Che Zhu and Greg Anderson (2005), environmental application of geochemical modeling, Cambridge university press
- COREMI (1992), monografía geológica minera del estado de Querétaro, Consejo de Recurso Mineros
- Ernst (1990), Ecological aspects of sulfur metabolism In: Rennenberg H Brunold Ch DeKork LJ, Stulen I (eds). Sulfur nutrition and sulphur assimilation in higher plants SPB Academic Publishing Hague, The Netherlands
- Ernst (1996). Bioavailability of heavy metals and decontamination of soil by plants. *Appl Geochem*;11:163–7.
- Gadd (2001), Fungi in bioremediation, Cambridge university press
- Gerke J. (1992) Phosphate, aluminum and iron in the soil solution of three different acid soils in relation to varying concentrations of citric acid. *Z Pflanzenrnhdr Bodenkd* 155:339-343
- González Gallardo Israel (2009). Estudio preliminar de los jales de la mina La Negra para establecer Criterios ambientales en la etapa de cierre. Tesis Profesional (en revisión). Facultad de Ingeniería, UNAM.
- Hisinger P, et al, (1993) Root induced irreversible transformation of a trioctahedral mica in the rizosphere of rape. *J soil Sci* 44:535-545
- Johnson, R.H., Blowes, D.W., Robertson, W.D., Jambor, J.L. (2000), The hydrogeochemistry of the Nickel Rim mine tailings impoundment, Sudbury, Ontario: *Journal of Contaminant Hydrology*, 41(1-2), 49-80.
- Jung, M.C., (2001), Heavy metal contamination of soils and waters in and around the Imcheon Au-Ag mine, Korea: *Applied Geochemistry*, 16(11-12), 1369-1375.
- Karenlampi et al (2000), Genetic engineering in the improvement of plants for phytoremediation of metal polluted soils, *Environ Pollut* 107

- Knight B,(1997) Zinc and cadmium uptake by the hyperaccumulator *Thalpi caerulescens* in contaminated soils and its effects on the concentration and chemical speciation of metals in soil solution. *Plant Soil* 197: 71-78
- González-Chávez, M.C. (2000a). Biorremediación de suelos contaminados con metales pesados. pp. 714-731. *In*: Quintero-Lizaola, R., T. Reyna-Trujillo, L. Corlay-Chee, A. Ibáñez-Huerta y N.E. García-Calderón (eds.). *La Edafología y sus Perspectivas al Siglo XXI. Tomo II. Colegio de Postgraduados-Universidad Nacional Autónoma de México-Universidad Autónoma Chapingo. México, D.F.*
- González-Chávez, M.C. (2000b). Arbuscular mycorrhizal fungi from As/Cu polluted soils, contribution to plant tolerance and importance of the external mycelium. PhD Thesis. Reading University. Reading, UK.
- González-Chávez, M.C. (2004). Los hongos micorrízicos en suelos contaminados con elementos potencialmente tóxicos: Mecanismos de tolerancia, relevancia ecológica y su uso en biorremediación. *In*: Ferrera-Cerrato, R. y A. Alarcón. (eds.). *Microbiología Agrícola para el siglo XXI. Editorial Mundi- Prensa. México. (En prensa.)*
- González-Chávez, M.C., R. Ferrera-Cerrato y M.E. Lara- Hernández (2002a). Hydrocarbons for microorganisms meal. Proceedings of sixth international symposium on environmental biotechnology and fourth international symposium on cleaner bioprocesses and sustainable development. Veracruz, México. 9-12 junio.
- Leyval, C. y P. Binet. (1998). Effect of polyaromatic hydrocarbons in soil arbuscular mycorrhizal plants. *J. Environ. Qual.* 27: 402-407.
- Li, M.S., Luo, Y.P., Su, Z.Y., (2007). Heavy metal concentrations in soils and plant accumulation in a restored manganese mineland in Guangxi, South China. *Environmental Pollution*, 147, pp. 168-175.
- Lin, Z., (1997), Mobilization and retention of heavy metals in mill-tailings from Garpenberg sulfide mines, Sweden: *Science of the Total Environment* 198(1), 13-31
- Lottermoser, B., (2007). *Mine Wastes. Characterization, treatment and environmental impacts.* 2nd ed. U.S.A.: Springer.
- Manceau, Kirpichtchikova, (2006) speciation and solubility of HM in contaminated soil using x-ray microfluorescence, exafs spectroscopy, chemical extraction and thermodynamic modelling
- McBride (1989), Reactions controlling heavy metal solubility in soils, *Adv Soil Sci* 10:1-56

- McGrath (1997), Heavy metals uptake and chemical changes in the rizosphere of *Thalpi caerulescens* and *Thalpi ochroleum* grown in contaminated soils.
- Marguí, E., Queralt, I., Carvalho, M.L., Hidalgo, M., (2007). Assessment of metal availability to vegetation (*Betula pendula*) in Pb-Zn ore concentrates residues with different features. *Environmental Pollution*, 145, pp. 179 -184.
- Mench & Martin, (1991) Mobilization of cadmium and other metals from two soils by root exudates of *Zea mays* L., *Nicotina tabacum* L., and *Nicotina rustica*L. *Plant soil* 132:187-196
- Mendoza, A., (2010). Antamina closure plan: a top-level practice. In: Fourie, A., Tibbett, M. and Wiertz, J., eds. *Mine Closure 2010. Fifth International Conference on Mine Closure.* November 2010. Viña del Mar, Chile, pp 53-61.
- Moncur, M.C., Ptacek, C.J., Blowes, D.W., Jambor, J.L., (2004), Release, transport and attenuation of metals from an old tailings impoundment: *Applied Geochemistry*, 20, 639-659.
- Naidu, et al (1994) ionic-strength and pH effects on the sorption of cadmium and the surface charge soils. *Eur J Soil Sci* 45: 419-429
- Naidu, et al (1996), *Contaminants and the soil environment in the Australasia Pacific region.* Dordecht: Kluwer Academic.
- Pankhurst, C. E., Doube, B. M., Gupta, V. V. S. R. (1997). Biological indicators of soil health: synthesis. En *Biological Indicators of Soil Health* (eds. Pankhurst, C. E., Doube, B. M. y Gupta, V. V. S. R.), pp. 419-435, CAB International, New York, USA
- Prasad (2001), *metals in the environment analysis by biodiversity*, MARCEL DEKKER
- Pulino, A.M., Chapadeiro, E., Pena, A.A., Saliba, A.P., (2010). Closure plan: a tool for mine management and cost savings. In: Fourie, A., Tibbett, M. and Wiertz, J., eds. *Mine Closure 2010. Fifth International Conference on Mine Closure.* November 2010. Viña del Mar, Chile, pp 23-29.
- Prasad, V.M.N., Frietas, H.M.O., (2003). Metal hyperaccumulation in plants – Biodiversity prospecting for phytoremediation technology. *Electronic Journal of Biotechnology* 6 (3), 285–321.
- Raymond Yong (2001), *fate and mitigation*, CRC press
- Raymond Yong (2001), *geoenvironmental engineering: contaminated soils, pollutant fate and mitigation* CRC press

- Roussel, C., Bril, H., Fernandez, A., (2000). Heavy metals in the environment. Arsenic speciation: involvement in evaluation of environmental impact caused by mine wastes. *J. Environ. Qual.* 29, 182–188.
- Robinson, B., Fernandez, J.E., Madejon, P., Maranon, T., Murillo, J.M., Green, S., Clothier, B., (2003). Phytoextraction: an assessment of biogeochemical and economic viability. *Plant and Soil* 249, 117–125.
- Robinson, B.H., Brooks, R.R., Clothier, B.E., (1999). Soil amendments affecting nickel and cobalt uptake by *Berkheya coddii*: potential use for phytomining and phytoremediation. *Annals of Botany* 84, 689–694.
- Robinson, B.H., Chiarucci, A., Brooks, R.R., Petit, D., Kirkman, J.H., Gregg, P.E.H., de Dominicis, V., (1997b). The nickel hyperaccumulator plant *Alyssum bertoloni* as a potential agent for phytoremediation and phytomining. *Journal Geochemistry Exploration* 60, 115–126.
- Santos, J.E., (2009). Closure of Tailings Dams and Remediation of Soils Contaminated with Wastes. In: Torres, L.G. and Bandala, E.R., eds. *Remediation of soils and aquifers*. U.S.A., Nova Publishers, pp 213-230.
- Santos, J.E., Rodríguez, G., Huezco, J.J., (2009). Estudio sobre plantas acumuladoras de As, Cd, Pb, Cu y Zn, en jales de la mina La Negra. *Memorias de la XXVIII Convención Internacional de Minería 2009*, Veracruz, México.
- Santos, J.E., Coria J., Huezco J. (2010). Dispersión de residuos mineros y su influencia en el río Maconí Qro. *Memorias de la reunión anual de la unión geofísica mexicana 2010*. volumen 30 nov 2010. P170.
- Sauve, *et al* (2000) Speciation and complexation of cadmium in extracted soil solutions. *Environ Sci Technol* 34:291-296
- Sauve, S. et al (1997) Copper solubility and speciation of in situ contaminated soils: Effects of copper level, pH and organic matter. *Water, Air and Soil Pollution* 100, 133-149
- SEMARNAT, (2003). NOM-141-SEMARNAT-2003. Norma Oficial Mexicana que establece el procedimiento para caracterizar los jales, así como las especificaciones y criterios para la caracterización y preparación del sitio, proyecto, construcción, operación y postoperación de presas de jales. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- SEMARNAT, (2007). NOM-155-SEMARNAT-2007. Norma Oficial Mexicana que establece los requisitos de protección ambiental para los sistemas de lixiviación de minerales de oro y plata. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales

- Senesi N. (1992). Metal humic substance complexes in the environment. Molecular and mechanistic aspects by multiple spectroscopic approach. In Adriano, ed. Bio geochemistry of trace elements. Boca Raton: Lewis, pp.429-496.
- Sharma & Reddy (2004), geoenvironmental engineering, Wiley Inc
- Shetty, K.G., B.A.D. et al (1994). Effects of mycorrhizae and other soil microbes on revegetation of Zhao, F.J., Z.G. Shen, and S.P. McGrath. 1998. Solubility of zinc and heavy metal contaminated mine spoil. *Environ. Pollut.* 86:181–188.
- Spitz, Karlheinz and Trudinger, John, (2009). Mining and the environment, from ore to metal. Great Britain, CRC Press. Technology Innovation Office, Washington, DC 20460
- Teh Fu Yen (1999), environmental chemistry, chemical principles for environmental processes, Prentice Hall
- Teh Fu Yen (2005), environmental chemistry: chemistry of major environmental cycles, Imperial college press
- Tipping, E. et al (2003). The solid-solution partitioning of heavy metals (Cu, Zn, Cd, Pb) in upland soils of England and Wales. *Environmental Pollution* 125(2): 213-225.
- U.S. Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response
- US EPA, (2000). Introduction to phytoremediation. Office of Research and Development. U.S. Environmental Protection Agency. EPA/600/R-99/107.
- Visoottiviseth, P., Francesconi, K., Sridokchana, W., (2002). The potential of Thai indigenous plant species for the phytoremediation of arsenic contaminated land. *Environmental Pollution*, 118, pp. 453-461.
- Welch, R.M., (1995). Micronutrient nutrition of plants. *Critical Reviews in Plant Sciences* 14, 49-82.
- Weng, L. et al (2002) Complexation with dissolved organic matter and solubility control of heavy metals in a sandy soil. *Environmental Science and Technology*. 36, 4804-4810
- Yong (2001), Geoenvironmental engineering: contaminated soils, pollutant fate, and mitigation, CRC press 2001 pp 101-145

MESOGRAFÍA

Aurcana, 2010 www.aurcana.com, (junio 2010)

Aurcana 2007 video promocional minera La Negra, (febrero 2010)

BIOSCI 2010 http://www.biosci.uga.edu/almanac/bio_104/notes/apr_10.html.,(marzo2010)

Briceño 2008 [http://cnx.org/content/m29774/latest/transporte con reacciones químicas cap4](http://cnx.org/content/m29774/latest/transporte_con_reacciones_quimicas_cap4) Briceño, Instituto de geología UNAM, hidrotransporte de contaminantes 2008II) (julio 2012)

El clima, 2010 www.elclima.com.mx/san_joaquin.html (enero 2010)

<http://74.125.93.132/search?q=cache:nHNicPuskBgJ:www.petitamineria.com/comunicaciones/problematikaambientalasociadaa/martinromeroygutierrezruiz.pdf+geodisponibilidad+ept+suelos+mineros&cd=3&hl=es&ct=clnk&gl=us&client=firefox-a>, (febrero 2010)

<http://guadalupevictoria.gob.mx/work/templates/enciclo/queretaro/municipios/22004a.htm>, (diciembre 2009)

<http://www.ciens.ucv.ve/instzool/FAMT.html>, (febrero 2010)

http://www.revistaecosistemas.net/index_frame.asp?pagina=http%3A/www.revistaecosistemas.net/articulo.asp%3FId%3D485%26Id_Categoria%3D2%26tipo%3Dportada), (enero 2010)

Lines-Kelly, 2005 the rhizosphere, soil biology basics, www.dpi.nws.gov.au 2005 (enero 2011)

SGM 2010 carta geológico minera, San Joaquín F14-C58, SGM).

Semarnat 2011 www.semarnat.gob.mx (enero 2010)

UCLM 2012 <http://www.uclm.es/users/higueras/mam/MMAM5.htm> (julio 2012)