

---

SEP-INDAUTOR  
REGISTRO PÚBLICO  
NO.: 03-2016-030812214000-01  
TITULO: Riesgo Ambiental y Alternativas de Fitorremediación de un Sitio  
Contaminado por Residuos Mineros

---



**CENTRO DE INVESTIGACIÓN EN MATERIALES AVANZADOS, S.C.  
POSGRADO**

## **Riesgo Ambiental y Alternativas de Fitorremediación de un Sitio Contaminado por Residuos Mineros**

“Tesis que como Requisito para obtener el Grado de Doctorado en  
Ciencias de Materiales presenta:”

M. C. María del Rosario Delgado Caballero

Directora de Tesis:  
Dra. María Teresa Alarcón Herrera

Chihuahua, Chih. Marzo, 2014



---

*"Obligarse uno mismo a hacer lo que sabe que es correcto e importante, aunque difícil,  
es el mejor camino hacia el orgullo, la autoestima y la satisfacción personal"*

*(Margaret Thatcher)*

---

# **Riesgo Ambiental y Alternativas de Fitorremediación de un Sitio Contaminado por Residuos Mineros**

---

## INDICE

INDICE.....	III
INDICE DE TABLAS .....	VII
INDICE FIGURAS .....	VIII
1 RESUMEN.....	1
2 INTRODUCCIÓN .....	4
2.1 DESARROLLO DE LA MINERÍA .....	4
2.2 DESARROLLO ECONÓMICO ACTUAL DE LA MINERÍA .....	8
2.3 PROCESOS UTILIZADOS EN EL BENEFICIO DEL ORO Y LA PLATA .....	9
2.3.1 Plantas de Beneficio en el Edo. de Chihuahua .....	10
2.3.1.1 Planta de Beneficio de San Guillermo (Historia).....	11
2.4 IMPACTO AMBIENTAL DE LA MINERÍA .....	13
2.4.1 Degradación Edáfica .....	14
2.5 IDENTIFICACIÓN Y RECUPERACIÓN DE SITIOS CONTAMINADOS .....	14
2.6 CARACTERIZACIÓN Y ANÁLISIS DE RIESGO .....	15
2.7 EVALUACIÓN DEL RIESGO CON EL MODELO IEUBK .....	16
2.8 REMEDIACIÓN DE SITIOS CONTAMINADOS .....	17
2.8.1 Clasificación de las tecnologías de remediación.....	18
2.9 FITORREMEDIACIÓN .....	19
2.10 NORMATIVIDAD .....	22
2.11 TOXICIDAD DE LOS EPT .....	22
2.11.1 Arsénico (As).....	23
2.11.2 Cadmio (Cd).....	24
2.11.3 Mercurio (Hg) .....	24
2.11.4 Plomo (Pb) .....	25
2.11.5 Zinc (Zn) .....	26
3 JUSTIFICACIÓN, HIPÓTESIS Y OBJETIVOS .....	27
3.1 JUSTIFICACIÓN.....	27
3.2 HIPÓTESIS.....	27
3.3 OBJETIVO PRINCIPAL.....	27
3.4 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	27
4 METODOLOGÍA .....	28
4.1 ZONA DE ESTUDIO.....	28
4.1.1 Ubicación del Área de Estudio .....	28

---

4.1.1.1	Características Climáticas del Sitio de Estudio .....	29
4.2	CARACTERIZACIÓN DEL SITIO.....	30
4.2.1	Diseño del Plan de Muestreo.....	30
4.2.1.1	Muestreo Preliminar.....	30
4.2.1.2	Muestreo Específico .....	30
4.2.1.3	Muestreo de Suelo para Fitorremediación .....	31
4.2.2	Toma de muestras .....	32
4.2.2.1	Suelo y Sedimentos.....	32
4.2.2.2	Polvo .....	32
4.2.2.3	Agua.....	32
4.2.3	Preparación de las Muestras para Análisis .....	32
4.2.3.1	Cribado y Homogenizado de Sedimentos, Suelo y Residuos .....	32
4.3	DETERMINACIÓN ANALÍTICA DE METALES Y METALOIDES. ....	33
4.3.1	Técnicas Espectrofotométricas .....	33
4.3.2	Digestión de muestras .....	34
4.3.3	Determinación de As, Cd, Hg, Pb, Zn (totales y solubles) .....	35
4.3.4	Determinación de Parámetros Analíticos en Muestras Sólidas y Líquidas.....	36
4.3.4.1	Medición de pH .....	36
4.3.4.2	Medición de la Conductividad eléctrica (CE) .....	36
4.3.4.3	Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC).....	37
4.3.4.4	Materia Orgánica (MO).....	38
4.3.4.5	Medición del % de Humedad.....	38
4.3.4.6	Medición de Fluoruros (F <sup>-</sup> ) en agua .....	38
4.3.4.7	Medición de Sulfatos (SO <sub>4</sub> <sup>=</sup> ) y Nitratos (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) en agua .....	39
4.3.5	Determinación de Parámetros Analíticos de los Residuos Mineros.....	39
4.3.5.1	Difracción de rayos X (DRX).....	39
4.3.5.2	Microscopio electrónico de barrido (MEB).....	40
4.3.5.3	AMA 254 .....	40
4.4	DETERMINACIÓN DE LA DISPERSIÓN DE LOS CONTAMINANTES. ....	41
4.5	EVALUACIÓN DEL RIESGO EN LA POBLACIÓN INFANTIL POR LA EXPOSICIÓN AL PLOMO .....	41
4.5.1	Acotación de la Zona Habitacional .....	41
4.5.2	Aplicación Modelo IEUBK.....	42
4.6	ANÁLISIS DEL POTENCIAL DE LAS PLANTAS PARA SU USO EN FITOTECNOLOGÍAS .....	43
4.6.1	Evaluación de Semillas .....	43

---

---

4.6.2	Diseño Experimental para la Evaluación de las Plantas.....	43
4.6.2.1	Preparación de Suelo para las Macetas.....	43
4.6.3	Extracción secuencial.....	46
4.6.4	Evaluación del potencial de las plantas como fitorremediadoras.	46
5	RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....	48
5.1	CARACTERIZACIÓN PRELIMINAR DEL SITIO.....	48
5.2	CARACTERÍSTICAS DEL AGUA DE ABASTECIMIENTO PARA USO HUMANO.....	48
5.2.1	pH, C. Eléctrica, Fluoruros, Sulfatos y Nitratos.....	48
5.2.2	Metales Totales.....	48
5.3	CARACTERÍSTICAS DEL SUELO Y SEDIMENTOS.....	49
5.3.1	pH.....	49
5.3.2	Conductividad Eléctrica.....	50
5.3.3	% Humedad .....	50
5.3.4	Metales Totales.....	51
5.4	DETERMINACIÓN DE LA DISPERSIÓN DE LOS CONTAMINANTES EN LA ZONA ..	52
5.4.1	Composición Química de los Residuos Mineros .....	52
5.4.1.1	DRX.....	52
5.4.1.2	MEB.....	53
5.4.1.3	Análisis Cuantitativo .....	54
5.5	CARACTERIZACIÓN DEL SUELO Y POLVO DEL SITIO DE ESTUDIO .....	54
5.5.1	Parámetros Fisicoquímicos del Suelo, Polvo y Residuos Mineros.	55
5.5.2	Metales Totales y Solubles en Suelo, Polvo y Residuos Mineros ..	56
5.6	DISPERSIÓN DE LOS CONTAMINANTES EN LA ZONA .....	57
5.6.1	Dispersión de As en las Muestras de Polvo y Suelo .....	57
5.6.2	Dispersión de Cd en las Muestras de Polvo y Suelo.....	59
5.6.3	Dispersión de Hg en las Muestras de Polvo y Suelo.....	61
5.6.4	Dispersión de Pb en las Muestras de Polvo y Suelo .....	62
5.6.5	Dispersión de Zn en las Muestras de Polvo y Suelo.....	64
5.6.6	Influencia del Fe en el Comportamiento del As, Cd, Pb, Zn .....	65
5.7	EVALUACIÓN DEL RIESGO .....	66
5.7.1	Contenido y Dispersión de Pb total en Muestras de Polvo .....	66
5.7.2	Evaluación del Análisis de Riesgo con el Modelo IEUBK .....	68
5.7.3	Asociación entre las Concentraciones de Plomo en Polvo y en Sangre. ....	69
5.8	APLICABILIDAD DE LA FITORREMEDIACIÓN .....	72

---

---

5.8.1	Caracterización de los Suelos Empleados en el Análisis para la Fitorremediación .....	72
5.8.1.1	Cuantificaciones de pH, CE, CIC, M.O. STOTAL.....	72
5.8.1.2	Cuantificación de Metales Totales, Solubles, Intercambiables y Disponibles para las Plantas.....	73
5.8.2	Desarrollo de las plantas.....	76
5.8.3	Evaluación de las Plantas como Fitorremediadoras .....	78
5.8.3.1	Concentración (mg kg <sup>-1</sup> ) de As, Cd y Pb en el <i>Bouteloua dactyloides</i> .....	78
5.8.3.2	Concentración (mg kg <sup>-1</sup> ) de As, Cd, y Pb en la <i>Chloris virgata</i> ..	79
5.8.3.3	Concentración(mg kg <sup>-1</sup> ) de As, Cd y Pb en la <i>Gomphrena serrata</i> 80	
5.8.4	Clasificación de las plantas .....	81
5.8.4.1	<i>Bouteloua dactyloides</i> .....	81
5.8.4.2	<i>Chloris virgata</i> .....	81
5.8.4.3	<i>Gomphrena serrata</i> .....	82
6	DISCUSIÓN .....	83
7	CONCLUSIONES .....	85
8	RECOMENDACIONES .....	86
9	CONTRIBUCIÓN CIENTÍFICA .....	87
10	BIBLIOGRAFÍA .....	88

---

## INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Pueblos Mineros del Edo. de Chihuahua (1565-1925)	6
Tabla 2. Matriz tecnologías aplicables en suelos contaminados con metales	18
Tabla 3. Características de las técnicas Espectrométricas utilizadas	34
Tabla 4. Parámetros de Latinoamérica y EUA usados en el IEUBK	42
Tabla 5. Macetas del grupo X suelo sitio + s. referencia + m. orgánica)	45
Tabla 6. Macetas del grupo Y (suelo del sitio + s. referencia)	45
Tabla 7. Etapas de la extracción secuencial	46
Tabla 8. Resultados de pH, C. Eléctrica, Fluoruros, Sulfatos y Nitratos	48
Tabla 9. Concentraciones de metales totales en agua potable (mg L <sup>-1</sup> )	49
Tabla 10. Lecturas de CE en suelo y sedimentos	50
Tabla 11. Lecturas de humedad en suelo y sedimentos	50
Tabla 12. Análisis cuantitativo de los residuos mineros	54
Tabla 13. Parámetros fisicoquímicos del suelo, polvo, residuos mineros	55
Tabla 14. Concentraciones de metales totales en suelo, polvo y residuos	56
Tabla 15. Concentraciones de metales solubles en suelo, polvo y residuos	56
Tabla 16. Concentraciones de Pb (mg kg <sup>-1</sup> ) en las muestras de polvo	68
Tabla 17. Concentración de Pb en sangre y % de probabilidad >10µg-dL <sup>-1</sup>	69
Tabla 18. Toxicidad de Pb y efectos en la salud de los niños	71
Tabla 19. Parámetros fisicoquímicos del grupo X (con M.O)	72
Tabla 20. Parámetros fisicoquímicos del grupo Y (sin M.O)	72
Tabla 21. Metales totales (mg kg <sup>-1</sup> ) en las macetas del grupo X	73
Tabla 22. Metales totales (mg kg <sup>-1</sup> ) en las macetas del grupo Y	74
Tabla 23. Metales solubles (mg L <sup>-1</sup> ) en las macetas del grupo X	74
Tabla 24. Metales solubles (mg L <sup>-1</sup> ) en las macetas del grupo Y	75
Tabla 25. Metales intercambiables (mg L <sup>-1</sup> ) en las macetas del grupo X	75
Tabla 26. Metales intercambiables (mg L <sup>-1</sup> ) en las macetas del grupo Y	75
Tabla 27. Metales fácilmente disponibles para las plantas del grupo X	76
Tabla 28. Metales fácilmente disponibles para las plantas del grupo Y	76
Tabla 29. Total de plantas desarrolladas durante 3 meses	77
Tabla 30. Factores del <i>Bouteloua dactyloides</i>	81
Tabla 31. Factores de la <i>Chloris virgata</i>	81
Tabla 32. Factores de la <i>Gomphrena serrata</i>	82
Tabla 33. Referencias de trabajos en zonas contaminadas con metales y metaloides	84

---

## INDICE FIGURAS

Figura 1.	Ubicación geográfica de las minas de Oro y Plata del siglo XVI en Latinoamérica	4
Figura 2.	Distritos mineros del Edo. de Chihuahua (SGM, 2011)	7
Figura 3.	Extracción de Au y Ag en México de los años 1521-1830 y 2000-2010	8
Figura 4.	Plantas de Beneficio Inactivas del Edo. de Chihuahua	10
Figura 5.	Residuos mineros adyacentes a zona habitacional	12
Figura 6.	Desarrollo urbano de zona habitacional adyacente a residuos mineros	12
Figura 7.	Sitios contaminados registrados con RP en el SISCO	15
Figura 8.	Mecanismos de la Fitorremediación	20
Figura 9.	Situación geográfica de zona de estudio	28
Figura 10.	Ubicación de la zona de estudio, y distancia del acueducto	29
Figura 11.	Rosas de los vientos del Aeropuerto Internacional de la	29
Figura 12.	Muestreo preliminar de la zona de estudio	30
Figura 13.	Muestreo específico de la zona de estudio	31
Figura 14.	Muestreo de suelo para el desarrollo de la fitorremediación	31
Figura 15.	Muestras listas para los análisis	33
Figura 16.	Equipos de medición espectrofotométricas	33
Figura 17.	Microondas MARS y muestras	35
Figura 18.	Medidores de pH	36
Figura 19.	Equipo Crison EC-Meter Basic 30+	37
Figura 20.	Equipos para la determinación de la CIC	37
Figura 21.	Equipo TOC-Vcsh y SSM-500 SHIMADZU	38
Figura 22.	Equipo ORION modelo 1260	39
Figura 23.	Equipo HACH DR/2000	39
Figura 24.	Equipo DRX SIEMENS D5000	40
Figura 25.	Microscopio Electrónico de Barrido JSM-5800 LV	40
Figura 26.	Equipo AMA 254	41
Figura 27.	Acotación de la zona para el análisis de riesgo	41
Figura 28.	Semillas seleccionadas para la fitorremediación	43
Figura 29.	Bolsa de polietileno para maceta y sus medidas	44
Figura 30.	Preparación y homogenización de los sustratos a) Grupo X, b) Grupo Y	44

---

Figura 31. Macetas preparadas del grupo X y Y	46
Figura 32. Mediciones de pH en suelo y sedimentos	49
Figura 33. Concentraciones de As ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en suelos y sedimentos	51
Figura 34. Concentraciones de Cd ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en suelos y sedimentos	51
Figura 35. Concentraciones de Pb ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en suelos y sedimentos	52
Figura 36. Composición mineralógica de los residuos mineros	54
Figura 37. Análisis EDS e imagen de la muestra de los residuos mineros	53
Figura 38. Isoconcentraciones de la dispersión del As total	57
Figura 39. Isoconcentraciones de la dispersión del As soluble	58
Figura 40. Isoconcentraciones de la dispersión del Cd total	59
Figura 41. Isoconcentraciones de la dispersión del Cd soluble	60
Figura 42. Isoconcentraciones de la dispersión del Hg total	61
Figura 43. Isoconcentraciones de la dispersión del Hg soluble	61
Figura 44. Isoconcentraciones de la dispersión del Pb total	62
Figura 45. Isoconcentraciones de la dispersión del Pb soluble	63
Figura 46. Isoconcentraciones de la dispersión del Zn total	64
Figura 47. Isoconcentraciones de la dispersión del Zn soluble	65
Figura 48. Isoconcentraciones de la dispersión del Fe total	65
Figura 49. Dispersión de Pb total en la zona habitacional	67
Figura 50. Relación entre las concentraciones de Pb en polvo y sangre	69
Figura 51. Dendrograma de las características MO, Stotal, pH, CE, CIC de los grupos X, Y	73
Figura 52. Temperaturas mínimas y máximas medidas en el invernadero.	77
Figura 53. Concentración( $\text{mg kg}^{-1}$ ) As, Cd, y Pb en <i>Bouteloua dactyloides</i>	78
Figura 54. Concentración ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) As, Cd, y Pb en <i>Chloris virgata</i>	79
Figura 55. Concentración ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) As, Cd, y Pb en <i>Gomphrena serrata</i>	80

---

## 1 RESUMEN

La industria minera ha generado por siglos la acumulación de una gran cantidad de residuos sólidos (jales y escorias). Dichos residuos se originan durante el proceso de beneficio del mineral y su composición varía de acuerdo a las condiciones de cada proceso, ocasionando sitios contaminados. El presente aporta elementos para caracterizar las problemáticas ambientales a las que las mujeres se ven más expuestas debido a la presencia de contaminantes, falta de información, e inequidad de género. Por otra parte, el trabajo mismo constituye una acción encaminada hacia el empoderamiento de las mujeres. Los resultados de esta investigación son el resultado del trabajo científico de un conjunto conformado mayoritariamente por mujeres, tanto adscritas al Centro de Investigación en Materiales Avanzados (CIMAV) de Chihuahua, que a través de lazos de sororidad se establecieron vínculos interinstitucionales con el Centro de Investigaciones Energéticas, Medioambientales y Tecnológicas (CIEMAT) de España.

En el caso particular de los residuos mineros de San Guillermo, Aquiles Serdán, Chihuahua, México, son resultantes de la operación por más de 50 años de una planta de beneficio por flotación selectiva, para la separación de los concentrados; Au, Ag, Pb, Cu, Zn, y como impurezas en el mineral, arsénico (As), cadmio (Cd), estaño (Sn) y vanadio (V) (SGM, 2011; González, 1946). Siendo la materia prima los minerales extraídos de las minas de San Antonio y el Potosí, ubicadas en la zona minera de Santa Eulalia, Aquiles Serdán, Chihuahua.

Los principales elementos potencialmente tóxicos (EPT) presentes en los residuos mineros son: Plomo (Pb), Cadmio (Cd), Zinc (Zn), Arsénico (As), Selenio (Se) y Mercurio (Hg) (Volke *et al*, 2005; Gutiérrez y Moreno, 2007), siendo el Pb y Cd los contaminantes que se encuentran frecuentemente en las zonas mineras del país (SEMARNAT, 2004b).

La forma química de los metales presentes en el ambiente, influye fuertemente en los efectos sobre el ser humano. La toxicocinética y toxicodinámica de los EPT, depende del metal, de los compuestos del metal, y de la capacidad del organismo para regular y/o almacenarlos (USEPA, 2007).

Debido a los efectos en la salud de la exposición constante a concentraciones elevadas de Pb, la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC, 2012) ha clasificado al Pb inorgánico (Pb-i) y sus compuestos como probablemente carcinógenos (grupo 2A). Los niños son los más vulnerables a la exposición al Pb-i, debido a su comportamiento y a su fisiología. Se ha asociado la exposición de los niños al plomo, principalmente con problemas de carácter neurológico, deficiencia en el desarrollo psicomotor, coeficientes

---

intelectuales reducidos, problemas de aprendizaje, desorden de déficit de atención e hiperactividad (ADHD) o problemas de comportamiento y/o socio-conductuales como la delincuencia juvenil y los crímenes violentos. En mujeres embarazadas puede producir abortos. En hombres, puede alterar la producción de espermatozoides. (ATSDR y CSEM, 2007).

Para conocer el tipo de riesgo por los contaminantes presentes en un sitio, se realizó la caracterización del sitio, en base a los métodos de la normatividad Mexicana (NOM 147). Para evaluar el riesgo relacionado con la exposición al plomo, se utilizó el Modelo Biocinético de Exposición Integral al Plomo (IEUBK).

Resulta importante saber que la fitorremediación es una tecnología emergente que utiliza plantas para remediar aire, suelos, sedimentos, agua superficial y subterránea contaminada con metales tóxicos, y otros contaminantes. Las ventajas de usar las técnicas de la fitotecnología- son los costos más bajos relativos, los requisitos de trabajo, y las operaciones más seguras comparadas a las técnicas convencionales más intensivas y más invasoras. (Superfund, 2013). La Fitorremediación aplicada a suelos contaminados con elementos o compuestos inorgánicos, incluye, básicamente, tres mecanismos: la fitoestabilización, la fitovolatilización y la fitoextracción (INE, 2005).

Esta tesis aporta elementos para la implementación de programas de fitorremediación que devengan en beneficios a la salud y calidad de vida de los grupos vulnerables antes mencionados. Es por ello que se evaluaron 3 especies diferentes de semillas; 2 especies de zacates (*Bouteloua dactyloides* y *Chloris virgata*) y 1 planta con flor (*Gomphrena serrata*), las semillas se colectaron en campo, estas fueron seleccionadas por sus características de cultivo. Las macetas se elaboraron en 2 diferentes grupos (X, Y), en cada grupo se hicieron 5 tratamientos de suelo contaminado (0%, 25%, 50%, 75%, y 100%) y con 3 tipos de semillas. Durante el tiempo de la germinación (21 días) las macetas se regaron cada tercer día y los días subsecuentes cada 5 o 7 días por un tiempo de 8 meses, monitoreándose la temperatura en el invernadero. Para determinar el potencial de uso en la fitorremediación se calcularon los factores de transferencia, traslocación y bioacumulación.

El sitio está contaminado, siendo la fuente de contaminación los residuos mineros. El alto contenido de Pb, As, y Cd, en el polvo de la zona habitacional indica una dispersión de los EPT presentes en los residuos mineros. Los EPT exceden la concentración de referencia para uso habitacional y agrícola de la NOM-147, Metales totales: As (14.7-2189.9mg-kg-1), Cd (1.0-193.2 mg-kg-1) y Pb (40.8-8238.1 mg-kg-1).

---

Metales Solubles: Cd ( $0.56 \pm 0.01$  mg-L<sup>-1</sup>) Pb ( $5.3 \pm 0.03$  mg-L<sup>-1</sup>). La evaluación de riesgo por exposición de Pb de la población infantil mediante el modelo biocinético (IEUBK), predice que desde un 31.68% hasta un 90.61% los niños de la zona podrían tener concentraciones de Pb en sangre  $>10 \mu\text{g-dL}^{-1}$ . La exposición por la inhalación e ingesta por pica a las concentraciones de Pb en el sitio podría producir efectos neurológicos y hematológicos en los niños.

De acuerdo a los resultados de los factores las plantas analizadas tienen un potencial de uso en las técnicas de Fitorremediación; la clasificación de las plantas fue la siguiente; La *Chloris virgata* se clasifica como estabilizadora de As y ligeramente traslocadora de Cd, la *Gomphrena serrata* se clasifica como estabilizadora de Cd y el *Bouteloua dactyloides* como traslocadora de los EPT analizados (As, Cd y Pb).

---

## 2 INTRODUCCIÓN

### 2.1 Desarrollo de la Minería

#### En Latinoamérica

La minería en la América española (Latinoamérica) surgió a mediados del siglo XVI, siendo la actividad más capitalista de la economía hispanoamericana. La extracción de metales preciosos principalmente la plata (Ag) y, en menor medida el oro (Au), constituyó la mayor preocupación de los conquistadores españoles. Los minerales como el cobre, estaño, plomo, etc. fueron explotados muy escasamente, debido a que resultaba más barato importarlos.

El desarrollo económico indiano en América Latina fue impulsado por la minería. Las minas de oro de Perú (Carabaya, Castrovirreyna, Chachapoyas), Colombia (Antioquia, Chocó, Barbacoas, Popayán), Ecuador (Zaruma), Bolivia (Oruro, Potosí), y las de plata de México (Pachuca, Taxco, Guanajuato, Zacatecas) (Figura 1), fueron las principales contribuyentes. El principal lazo de unión entre Europa y América fue la producción minera y el comercio que se desarrolló en torno a ésta. (Rosati A. Hugo *et al.*, 2014).

La corona era la propietaria de las minas, cediendo a los mineros el derecho de explotación. Estos derechos se hacían efectivos con la explotación continua de los yacimientos y el pago del quinto real que consistía en pagar el 20% de las ganancias a la Iglesia. (Malamud, 1995).



Figura 1. Ubicación geográfica de las minas de Oro y Plata del siglo XVI en Latinoamérica

---

## **En México**

La historia de la minería mexicana hasta 1890 es la historia de las minas de plata. Las primeras minas que se trabajaron fueron las de Pachuca, Taxco, Zacatecas y Guanajuato.

Entre los años 1610 y 1630, fueron las minas de Zacatecas las que alcanzaron los más elevados índices de producción de oro y plata, empleando la pólvora para la extracción de minerales. México generó entre los siglos XIX y XX, 6,966 millones de onzas de plata, cantidad mayor a toda la producción mundial hasta el siglo XV. Sólo hasta 1991, generó el 23.7 por ciento de toda la producción histórica universal, colocándose así en el primer productor de plata a nivel Mundial. Hidalgo del Parral, Chih. y el Mineral de Pachuca en Hidalgo, sobrepasaron la producción de un billón de onzas Troy. (UAM, 2014).

## **En Chihuahua**

Históricamente desde tiempos de la colonia, la minería ha sido pilar en la economía del Estado de Chihuahua. En el año de 1548 descubrieron la primera veta metalífera en Santa Bárbara, pasaron 44 años antes de descubrir los yacimientos mineros de Santa Eulalia (1591) (González, R. Jenaro, 1946). En el siglo XVIII (1707-1790) fue el auge inicial de las actividades mineras en Sta. Eulalia, donde se encontraban los depósitos de plata más abundantes. Con la plata extraída de esta zona prácticamente se acuñó la mayoría de las monedas de plata circulantes en Europa en el siglo XVIII, lo que habla de su valor en el desarrollo mundial (Mineralía, 2013).

En la Tabla 1 se muestran los pueblos mineros del Edo. de Chihuahua, del año 1565 hasta el año 1925 (Márquez, 2007).

Tabla 1. Pueblos Mineros del Edo. de Chihuahua (1565-1925)

<b>Pueblo</b>	<b>Año</b>	<b>Pueblo</b>	<b>Año</b>	<b>Pueblo</b>	<b>Año</b>
	<b>Descubrimiento</b>		<b>Descubrimiento</b>		<b>Descubrimiento</b>
1. Flor de Marzo	(1889)	54. Nuevo Almadén		103. Lluvia de Oro	(1899)
2. Sabinal	(1878)	55. Chancaple		104. La Guáchara	
3. Santo Domingo		56. Cuzuhuriáchic	(1687)	105. Tajirachic	(1745)
4. Corralitos	(1839)	57. La Reina	(1897)	106. Batopilas	(1708)
5. Candelana	(1907)	58. Buenos Aires	(1691)	107. La Bufa	(1910)
6. La Escondida	(1857)	59. La Cieneguilla ó San Juan de la		108. Loreto	(1707)
7. Barranca Colorada	(1836)	Concepción		109. Zipun	(1871)
8. La Esperanza		60. Savonarola	(1898)	110. Guacayuita	(1862)
9. Los Lamentos	(1905)	61. Uruáchic	(1736)	111. El Realito de Guerra	(1925)
10. La Magdalena	(1812)	62. Almadén	(1838)	112. Morelos	(1825)
11. La Mojina	(1808)	63. Arechivo		113. Babongame	
12. El Carmen	(1885)	64. Sarumova	(1890)	114. Cumbre Tarahumara	(1888)
13. El Carcaj		65. Ochitos	(1849)	115. San Joaquín de	
14. Dolores	(1773)	66. Tecochiqui	(1887)	los Ameros	(1771)
15. Guaynopa	(1741)	67. Yoncarachic	(1748)	116. Real de la Dura	(1888)
16. Paraje Azul		68. San Rafael de Orivo	(1836)	117. Las Higueras	(1772)
17. San León	(1897)	69. Palmarejo	(1818)	118. Arroyo Hondo	(1834)
18. Tayopa	(1895)	70. Loreto		119. Rancho Viejo	(1890)
19. Guzopa	(1895)	71. Uruapa		120. San José del Sitio	(1905)
20. Yepáchic		72. Gloriapán	(1826)	121. Gavilana	(1738)
21. Dios te guie	(1886)	73. Agua Caliente	(1800)	122. San Francisco del Oro	(1658)
22. El Terrero		74. Guerra al Tirano	(1862)	123. Santa Bárbara	(1565)
23. Teseáchic	(1718)	75. Guadalupe y Calvo		124. Los Azules	(1906)
24. Magistral	(1723)	76. Barranca de Huyuapan	(1874)	125. Sierra de Bagües	(1891)
25. El Cobre	(1702)	77. Calabacillos	(1899)	126. Valsequillo	(1861)
26. Santo Domingo	(1886)	78. Galeana	(1836)	127. Roncesvalles	(1823)
27. Cholome	(1884)	79. Piedra Larga	(1857)	128. Todos Santos (Cordero)	(1820)
28. Chorreras	(1719)	80. El Refugio	(1810)	129. San Diego de Minas Nuevas	
29. Placer de Guadalupe	(1867)	81. San Antonio del Cuervo	(1870)	(Escobedo)	(1607)
30. Minillas	(1868)	82. San Juan Nepomuceno	(1745)	130. Las Adargas	(1887)
31. Coyame	(1860)	83. San Simón	(1829)	131. Santa Ana	
32. Cuchillo Parado	(1828)	84. Huérachic	(1855)	132. Talamantes	(1570)
33. Los Angeles	(1885)	85. Yedras		133. Almoloya	(1737)
34. Aurora		86. Cuatro Angeles	(1897)	134. Dulces Nombres	
35. Sierra Rica	(1828)	87. Las ánimas	(1886)	135. Corralitos	(1887)
36. San Carlos	(1885)	88. Batayapa	(1897)	136. Los Reyes	(1727)
37. Vallecillo	(1824)	89. Septentrión		137. Palomas Negras	(1886)
38. San José del Carrizo	(1770)	90. Topago	(1750)	138. Laguna de Jaco	(1887)
39. Cereáchic	(1904)	91. Temores		139. La Perla	
40. La Ciénega	(1894)	92. Guazapares	(1840)		
41. El Pilar	(1823)	93. Monterde	(1844)		
42. La República	(1904)	94. Batoségachic	(1838)		
43. Quipurito	(1905)	95. Río de Plata	(1903)		
44. Tayopa		96. Uruapa			
45. Ocampo	(1821)	97. Único	(1690)		
46. Yoquivo	(1846)	98. Barranca del Cobre	(1868)		
47. El Rosano	(1819)	99. Baragónachic	(1897)		
48. Nabosargame	(1826)	100. Bahuérachic	(1855)		
49. Conchero	(1889)	101. Guagüervo	(1819)		
50. Candameña	(1773)	102. Piedras Verdes	(1896)		
51. Calera	(1717)				
52. Pichachic	(1890)				
53. Naica	(1749)				

La producción minera del Estado se puede dividir en dos etapas: La primera a partir del año de 1548 hasta principios del siglo XX, se explotaron principalmente los minerales ricos en plata y oro. La segunda etapa comprende desde 1915 hasta 1946, durante este tiempo se dio más interés a los minerales especialmente de plomo, zinc, cobre, manganeso, etc., al haberse descubierto nuevos métodos de beneficio que hicieron factible el aprovechamiento de minerales que antes se desechaban. (González, R. Jenaro, 1946)

Actualmente en Chihuahua destacan importantes minas ubicadas dentro de los distritos mineros de Santa Eulalia, Naica, Santa Bárbara, Bismark, Cusihuiachi, Chínipas, Guazapares, Villa Matamoros, Parral, La Perla, Urique, Ocampo, Plomosas, San Francisco del Oro, Moris, Sabinal, Guadalupe y Calvo y Dolores (Figura 2) (SGM, 2011).

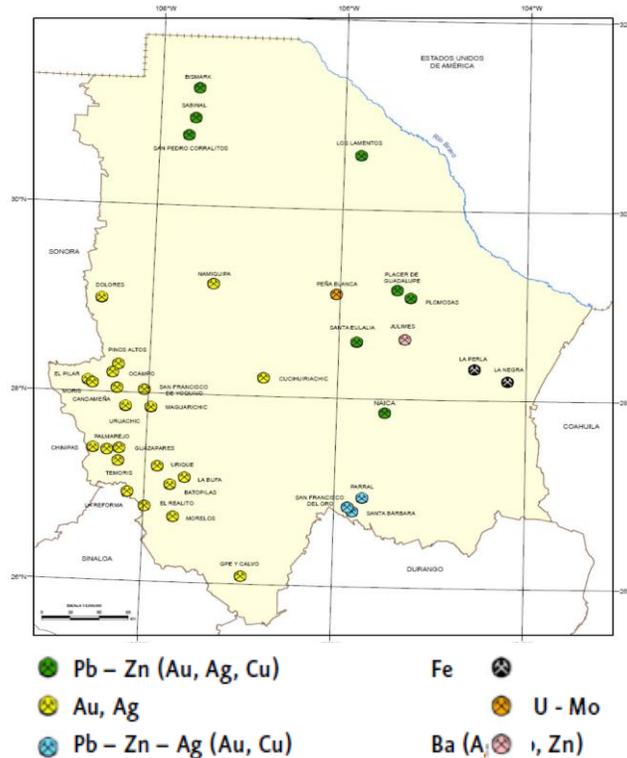


Figura 2. Distritos mineros del Edo. de Chihuahua (SGM, 2011)

---

## 2.2 Desarrollo Económico Actual de la minería

La próspera situación de los consorcios minero-metalúrgicos en el país, el auge internacional del mercado de metales y las políticas públicas han favorecido la extracción de oro y plata como nunca antes en la historia de México. (González, 2011)

En la Figura 3 se identifica y compara la extracción de oro (Au) y plata (Ag) en México entre los años 2000-2010 con la extracción que se tuvo desde inicios del siglo XVI a inicios del siglo XIX (la época virreinal en nuestro país). La extracción de oro obtenido entre 2000 y 2010 duplica el total del metal áureo extraído en los tres siglos de dominación española en México. Mientras que en los últimos diez años en nuestro país, se ha extraído más de la mitad del total de la plata que se obtuvo en las minas mexicanas en los trescientos años que abarcó la época colonial. (CAMIMEX, 2011).

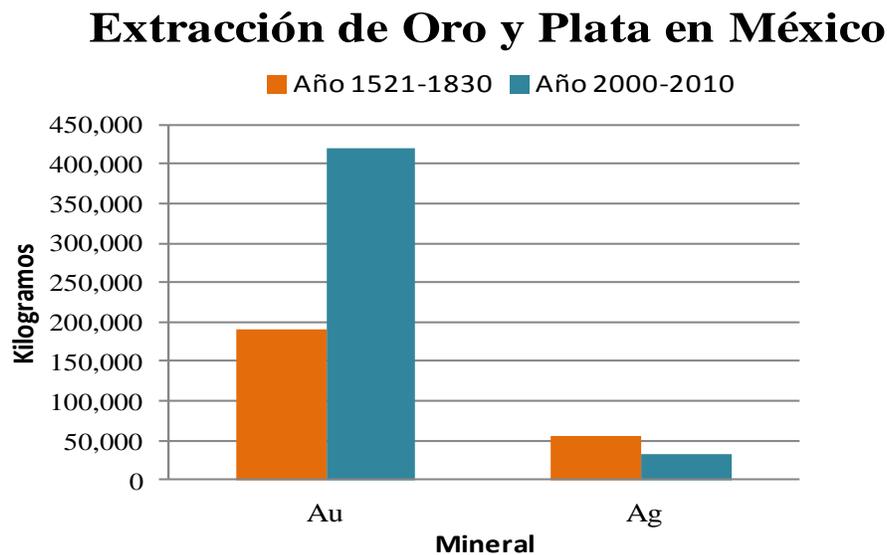


Figura 3. Extracción de Au y Ag en México de los años 1521-1830 y 2000-2010

El 70% de la inversión privada en el sector minero-metalúrgico en México es de empresas extranjeras; 75% Canadá, 15% Estados Unidos, 3% Australia, 2% Reino Unido y Japón, y el 1% se encuentra entre la República Popular China, Corea del Sur, Suiza, Luxemburgo, Chile, India, Italia, Holanda y Perú. Dichas empresas manejaban un portafolio de 732 proyectos, del total de proyectos el 65% están asociados con la extracción de metales preciosos (Au y Ag), el 20% polimetálicos (plomo, zinc, etc.), el 10% de cobre, el 3% de hierro y el 1% otros (Secretaría de Economía, 2010).

---

### 2.3 Procesos Utilizados en el Beneficio del Oro y la Plata

Desde los tiempos iniciales, el hombre ha establecido con los metales un camino de búsqueda y de encuentro, de ciencia, arte, trabajo y perseverancia. Así, se han desarrollado procesos y técnicas para conquistar la riqueza del subsuelo. Los procesos más usados en el beneficio de cada metal son;

*Amalgamación*, es el procedimiento según el cual se recuperan principalmente el oro y la plata contenidos en un mineral molido, a partir de su aleación con mercurio, para después separarla por sublimación.

*Cianuración*, el proceso consiste en la extracción del oro y de la plata que se encuentran altamente concentrados en diversos minerales finamente molidos, y son sometidos a la lixiviación. Para lixiviar el material molido suele usarse una solución de cianuro de sodio.

*Flotación*, Aquí se recolecta las primeras espumas que se obtienen del proceso de cianuración, por medio de celdas contenedoras (tanque de lámina de acero) y de impulsores giratorios (éstos a unas revoluciones de giro considerablemente alta) hacen que las partículas de oro y plata se separen de la tierra y piedra molida para flotar en la espuma, que es derramada en unos conductos laterales de los tanques, éstas espumas son enviadas por medio de bombeo al área de fundición y los desechos también se envían por medio de bombas para ser almacenadas en los terrenos que se encuentran en las afueras de la ciudad conocidos como los "jales", que reciben este nombre dado que el desecho de los procesos se llama tierra de "jal".

*Electrólisis*, es el proceso de una descomposición química mediante una reacción redox no espontánea por efecto de una corriente eléctrica. El mineral metálico se disuelve en ácido, obteniéndose por electrolisis el metal puro. Este método es utilizado para el refinado del oro bruto. (Díaz del Castillo, 2008)

*Método Merrill-Crowe*, este proceso consiste en agregar polvos de zinc y sales de plomo a la solución. El oro se separa y precipita, y el zinc en polvo se combina con el cianuro. Luego se funde el precipitado para obtener el oro. Es importante recordar que durante esta parte del proceso se generan el llamado "cianuro estéril" ("*barren solution*") y el descarte ("*slag material*") los cuales contienen metales pesados, y éstos residuos se descargan habitualmente en las pilas de desecho. (Guerrero, 2010), (Vargas-Tisnés, 2013).

### 2.3.1 Plantas de Beneficio en el Edo. de Chihuahua

El número de las plantas de beneficio en el Edo. de Chihuahua ha ido variando a través de los años, en la Investigación de los Recursos Minerales de México se presentan los informes de los años que cuentan con estadísticas completas de la producción que se alcanzaba en las plantas de beneficio (González, R. Jenaro 1946).

Las plantas son de diversos tipos de beneficio, siendo éstas por cianuración, flotación, lixiviación, amalgamación, gravedad-magnetismo, y concentración por gravedad. Para el año de 1936 se tenían registradas 23 plantas, y para el año de 1943 ya existían 31 plantas, las cuales trabajaban a una capacidad total de tratamiento de 10,190 toneladas/día.

Las 31 plantas de beneficio del Edo. de Chihuahua se ubicaban y estaban distribuidas de la siguiente manera; Aquiles Serdán 2 plantas (San Guillermo y Sta. Eulalia), Batopilas (1), Chihuahua (1), Cusihuiriac (1), Guadalupe y Calvo (1), Guazapares (1), Hgo. del Parral (1), Madera (1), Maguarichic (2), Manuel Benavides (1), Moris (1, Ocampo (10), San Francisco del Oro (2), Sta. Bárbara (3), Temósachi (1), Urique (1) y Uruáchic (1).

Actualmente se encuentran inactivas 14 plantas de las 31 plantas de beneficio del Edo. de Chihuahua, siendo una de las plantas de beneficio inactivas la instalada en San Guillermo, Aquiles Serdán, Chih. (Figura 4).

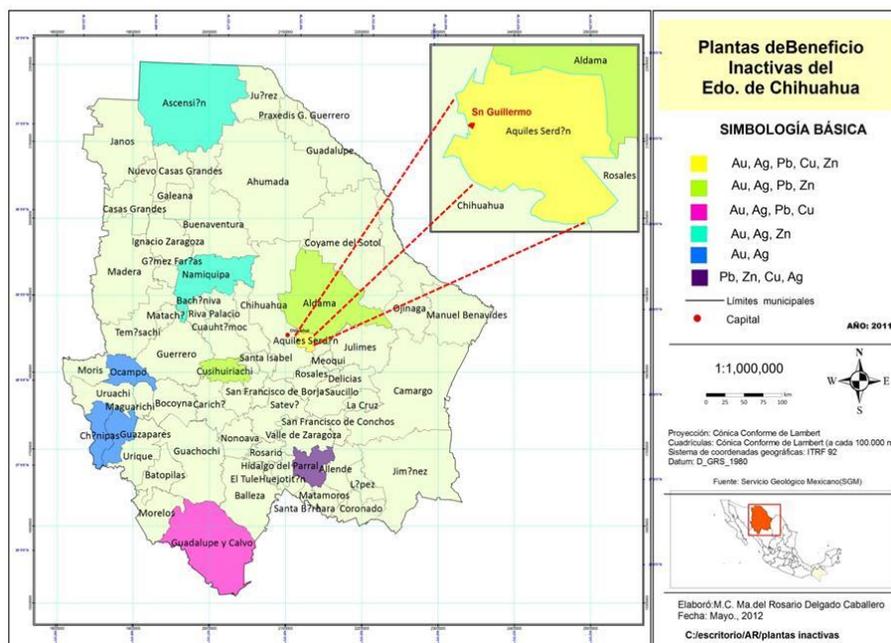


Figura 4. Plantas de Beneficio Inactivas del Edo. de Chihuahua

---

### 2.3.1.1 Planta de Beneficio de San Guillermo (Historia)

La planta de beneficio de minerales de la Potosí Mining Company (posteriormente Industrial Minera México), ubicada en San Guillermo, Aquiles Serdán, Chih. Opero por más de 50 años.

El material de producción utilizado en la planta de beneficio era extraído principalmente de las minas El Potosí, Santa Ana, Cinco de Mayo y Santa Gertrudis de la Zona de Sta. Eulalia, Aquiles Serdán, Chih. (González, 1946). Estas minas se destacaron por su producción de: oro (Au), plata (Ag), plomo (Pb), zinc (Zn) y cobre (Cu) a lo largo de la historia de la minería en la zona, de acuerdo al Servicio Geológico Mexicano (SGM, 2011).

Los minerales extraídos de las minas y procesados en dicha planta incluían argentífera, plomo-argentíferas y plomo-cupro-argentíferas, llevando en ambos casos leyes de oro. Y en forma de sulfuros [galena (PbS), esfalerita ó blenda (ZnS), greenockita (CdS)], encontrándose también carbonatos y óxidos (González, R. Jenaro, 1946)

Los procesos de beneficio de los minerales en la planta eran por flotación selectiva y cianuración para la separación de los concentrados de Ag, Pb, y Zn principalmente.

La planta constaba de dos secciones, procesándose en la sección I material proveniente de la zona de San Antonio, contaba con una capacidad de 900 toneladas por día, y en la sección II contaba con una capacidad de 2,000 toneladas por día, procesándose solamente 300 toneladas por día, se trataba exclusivamente mineral de la mina El Potosí. (De la Fuente, 1981).

El mineral procesado en la planta durante el año de 1936 fue de 572,710 toneladas, obteniendo los concentrados de interés; Ag (138.555Ton), Pb (58'491.775Ton), Zn (47'480.366Ton). En el año de 1943 se procesaron 153,667 toneladas, obteniendo 30.825Ton de Ag, 12'805.832Ton de Pb, y 12'662.788Ton de Zn (González, R. Jenaro, 1946). Durante estos dos años se generaron aproximadamente 594,767 (466,600 + 128,167) toneladas de residuos mineros.

Los jales mineros resultantes durante el tiempo de operación de la planta de beneficio provocaron montañas de residuos con un volumen aproximado a 20'500,000 m<sup>3</sup>, los cuales se encuentran a la intemperie, poseyendo una pendiente descendiente hacia la zona habitacional de un 17.5% (Figura 5).

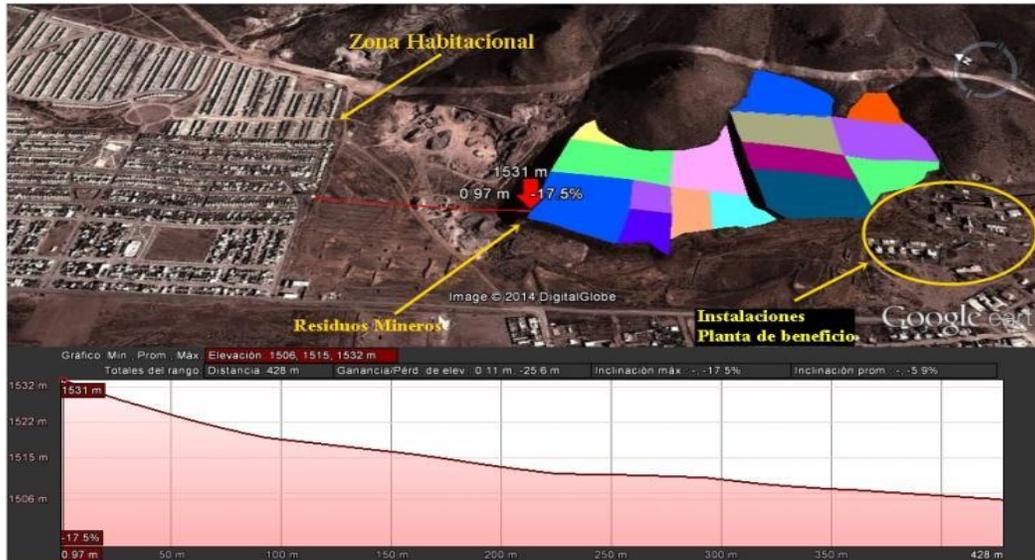


Figura 5. Residuos mineros adyacentes a zona habitacional

El desarrollo urbano de la zona habitacional adyacente a los residuos mineros inicio en el año 2002 y su crecimiento hasta el año 2013 se presenta en la Figura 6 (imágenes del historial de Google Earth).



Año 2002

Año 2009

Año 2012

Figura 6. Desarrollo urbano de zona habitacional adyacente a residuos mineros

---

## 2.4 Impacto Ambiental de la Minería

El impacto ambiental de los contaminantes metálicos en aguas, suelos y sedimentos depende de la capacidad de interacción de éstos con componentes del medio ambiente y su respuesta a las condiciones fisicoquímicas y biológicas de su entorno.

El desarrollo industrial de la minería en nuestro país es una de las más antiguas y de mayor utilidad para el hombre, tiene un alto impacto, en virtud de que afecta el ambiente desde el subsuelo hasta la atmósfera, incluyendo suelos y cuerpos de aguas superficiales y subterráneas. También ha generado por décadas una gran cantidad de desechos líquidos, sólidos y gaseosos, principalmente en forma de humos, aguas residuales, gases, escorias y jales a lo largo de todo el país (Gutiérrez & Moreno, 1995) (Márquez 2007).

El beneficio de minerales, como parte de las actividades de la minería metálica, y el impacto ambiental causado por la contaminación por metales, depende de la capacidad de acomplejamiento de estos con el suelo y agua, así como de las condiciones fisicoquímicas y biológicas del entorno, los cuales pueden cambiar el estado de oxidación de los metales.

En el caso particular de los suelos, si los metales se encuentran biodisponibles, pueden afectar la fertilidad y/o uso posterior de los mismos, mientras que en el caso de cuerpos de agua, pueden afectar seriamente el uso para el consumo humano (INE, 2004).

En México, la separación del mineral de los materiales sin valor se lleva a cabo básicamente a través de dos métodos: la flotación y la hidrometalurgia. Como se mencionó, los impactos ambientales ocasionados por los métodos de flotación aumentan proporcionalmente al incremento del uso de reactivos para favorecer el proceso. Los elementos potencialmente tóxicos (EPT) más comunes derivados de estos procesos, en el caso de México, son Pb, Cd, Zn, As, Se y Hg (Volke, Velasco, & De la Rosa, 2005)

Las afectaciones al ambiente de los procesos incluida la generación de residuos peligrosos, se relacionan con todos o alguno de los siguientes fenómenos: (Gutiérrez R. M., 2007)

- Destrucción de la capa de suelo, flora y fauna durante el descapote.
- Formación de terreros y movimientos de sedimentos hacia cuencas del área.
- Oxidación de los minerales insolubles y formación de sustancias solubles ácidas con alto contenido de metales -drenaje ácido-.
- Alto consumo de agua.

- 
- Descarga de lixiviados con presencia de iones metálicos y reactivos tóxicos. En el caso de la hidrometalurgia el pH es muy ácido y la toxicidad mucho más elevada que en la flotación.
  - Generación de jales como remanente del beneficio.

#### 2.4.1 Degradación Edáfica

La degradación del suelo se refiere básicamente a los procesos relacionados con las actividades humanas que reducen su capacidad actual y futura para sostener ecosistemas naturales o manejados y producir sus servicios ambientales intrínsecos (Oldeman, 1998).

Los procesos de degradación de los suelos son la erosión hídrica y eólica, que se caracterizan por la remoción y/o alteración de sus características físicas, químicas y biológicas, que se refieren principalmente al deterioro de la calidad del suelo, causando efectos ambientales y socioeconómicos negativos, debido a su relación con la reducción de la biodiversidad, la pobreza, la migración y la seguridad alimentaria (UNCCD, 2012).

La degradación del suelo se presenta en muchos países, incluyendo a México, siendo los principales agentes: el sobrepastoreo, la deforestación, las prácticas agrícolas inadecuadas, la extracción de leña, la industria, incluyendo la industria minera y la urbanización (Nachtergaele, 2011).

Ante esta problemática el enfoque sobre la conservación y/o remediación de los suelos ha cambiado notablemente en el mundo durante las últimas décadas, y México se ha adherido a estas nuevas tendencias.

Las técnicas que solían aplicarse eran las protecciones mecánicas, tales como bordos y terrazas, en buena medida para reducir la escorrentía; ahora se están reorientando a los métodos biológicos de integración de la conservación del agua y la protección del suelo a través del manejo de las relaciones suelo-planta-agua, así como la reducción de la alteración del suelo a través de la labranza (CONAFOR, 2009).

#### 2.5 Identificación y Recuperación de Sitios Contaminados

La falta de normatividad que regulara y vigilara el manejo de los residuos mineros años atrás, dejó como resultado la presencia de sitios contaminados. La Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) clasifica los sitios contaminados según sean las causas y antigüedad de la contaminación en: Emergencias Ambientales (EA) y Pasivos Ambientales. Los sitios contaminados causados por EA, son los que se derivan de una circunstancia o evento, indeseado o inesperado, que ocurre repentinamente y que tiene como resultado la liberación no controlada, incendio o explosión de uno o varios materiales o residuos peligrosos (RP) que afectan la salud humana o el medio ambiente de manera inmediata. Mientras que los pasivos ambientales son los sitios contaminados derivados

---

del uso industrial del suelo de grandes dimensiones, y el manejo inadecuado de los RP que no fueron remediados oportunamente para impedir la dispersión de los contaminantes, pero que implican una obligación de remediación.

Con el objeto de conocer y registrar a nivel nacional los sitios contaminados considerados como pasivos ambientales, la Semarnat ha implementado el Sistema Informático de Sitios Contaminados (SISCO). (SEMARNAT 2012)

Para el año 2013, las entidades con mas sitios identificados como pasivos ambientales fueron: Veracruz con 69, Queretaro 58, Guanajuato 48, Jalisco 40, Colima 38, Edo. de México 36, Michoacán 34, Aguascalientes 31, San Luis Potosí 29 y Chihuahua con 26. (SEMARNAT 2013) ( Figura 7)

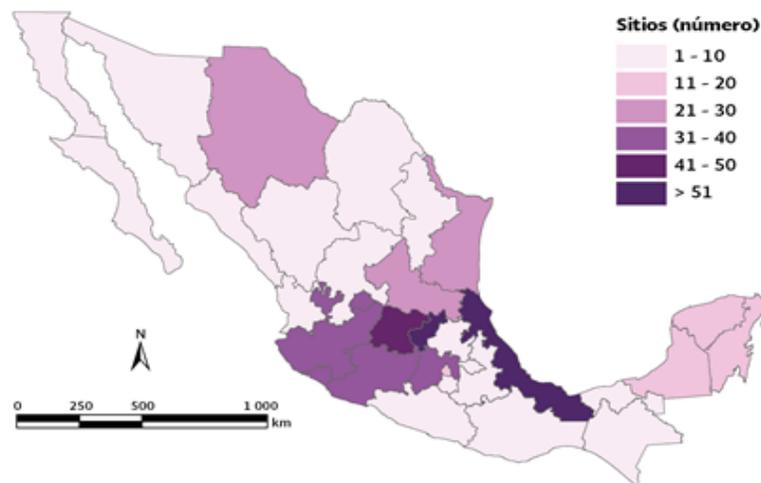


Figura 7. Sitios contaminados registrados con RP en el SISCO

## 2.6 Caracterización y Análisis de Riesgo

Para conocer el riesgo y distribución de los contaminantes fisicoquímicos y biológicos se debe realizar una caracterización del sitio, la cual permita conocer las propiedades fisicoquímicas y biológicas del entorno ambiental, así como la migración de los contaminantes y su distribución entre las diferentes fases (suelo, aire, agua) lo cual permita realizar una caracterización de riesgo ambiental para determinar si existe un riesgo ecológico y/o humano.

Y si existe un riesgo se debe establecer un modelo conceptual (MC) que permita identificar la relación entre la(s) fuente(s) de contaminación y los receptores vulnerables potenciales. El MC ayudará a identificar los mecanismos de liberación y de transporte de los contaminantes, así como su distribución, las rutas y vías de exposición, además se debe de incluir el área

---

de estudio. Con la información del MC se establecerán la concentración objetivo de remediación, una vez determinada la existencia de contaminación en el sitio (NOM-147 2004)

El proceso del análisis de riesgos involucra las siguientes etapas:

1. Realizar la evaluación del riesgo para la salud o para el medio ambiente en términos cuantitativos. Siendo los componentes básicos de una evaluación de riesgos la identificación del peligro, la evaluación de la exposición, la evaluación de dosis-respuesta y la caracterización de riesgos.

2. El análisis comparativo de riesgos, proporciona un método sistemático para abordar los problemas ambientales que pueden causar diferentes tipos y grados de riesgos a la salud. Este puede ser utilizado para establecer las prioridades en materia ambiental.

3. El manejo de los riesgos consiste en la toma de decisiones para la asignación de recursos de una forma que se optimice la protección de la salud y del medio ambiente. Es evidente que para este tipo de decisiones es necesario considerar, además de los criterios de salud y ambientales, los aspectos sociales, económicos y políticos más relevantes.

4. La comunicación de los riesgos es la etapa del análisis de riesgos en la cual se explica cómo el público percibe y procesa los riesgos y se identifican formas de mejorar la transferencia de información entre los expertos y el público (INE-SEMARNAT 2003).

## 2.7 Evaluación del Riesgo con el modelo IEUBK

Para evaluar el riesgo relacionado con la exposición al plomo, la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA, 1994) diseñó el Modelo Biocinético de Exposición Integral al Plomo (IEUBK). Este es un modelo de simulación que requiere información ambiental sobre la exposición crónica al plomo, con dicha información se estima los niveles de plomo en sangre a partir de parámetros toxicocinéticos de plomo en la población infantil. Para ello el IEUBK utiliza valores y ecuaciones que consideran la exposición, la absorción y la biocinética del plomo en la población infantil. Así como los valores de los índices infantiles de inhalación de aire e ingesta de suelo/polvo, agua y alimentos. Ello en base a la información ambiental del sitio (concentración de plomo en suelo, polvo, agua, aire, dieta).

El IEUBK es un modelo predictivo, se puede aplicar en sitios donde solo se cuenta con estudios ambientales de plomo, donde pocas veces es factible el análisis de la cuantificación de Pb en sangre. Los valores calculados con él IEUBK serán más cercanos a la realidad siempre y cuando los datos considerados sean los más representativos de la comunidad expuesta (Díaz & Corey, 1999)

---

## 2.8 Remediación de Sitios Contaminados

La tecnología de remediación implica el uso de cualquier operación unitaria o conjunto de ellas, que altere la composición de un contaminante peligroso a través de acciones químicas, físicas o biológicas de manera que reduzcan su toxicidad al transformarlo en compuestos no dañinos para el medio ambiente, separando el contaminante del suelo, asegurando que el contaminante no sea móvil o que la población no esté expuesta a él. La selección y el uso de una tecnología en particular depende, además de los criterios mencionados, de su disponibilidad, confiabilidad, estado de desarrollo de la técnica y de su costo (USEPA, 2001).

En la legislación mexicana de la Norma Oficial 138 (NOM-138-SEMARNAT/SS-2003, 2005) el término remediación de suelos se entiende como el conjunto de acciones necesarias para recuperar y restablecer sus condiciones, con el propósito de que éste pueda ser destinado a alguna de las actividades previstas en el programa de desarrollo urbano o de ordenamiento ecológico que resulte aplicable para la zona respectiva. En la citada norma, el término remediación se utiliza como sinónimo de restauración, reversión, saneamiento, limpieza, rehabilitación y regeneración.

Antes de considerar la aplicación de cualquier tecnología de remediación para suelos contaminados, es fundamental conocer ciertas características; Ambientales (Temperatura, humedad, pH, aceptores de electrones, nutrientes), de los contaminantes (Toxicidad, concentración, disponibilidad, solubilidad, sorción) y/o de los organismos vivos (Capacidad metabólica, población degradadora, nativos, genéticamente modificados) las cuales deben encontrarse en equilibrio. La obtención de esta información requiere del muestreo y determinación de las características físicas, químicas y/o biológicas (Alexander, 1994) (Beaudette, 2002) (Van Deuren, 2002) (INE, 2005).

En la Tabla 2 se presenta un cuadro comparativo de las tecnologías *in situ* que han sido utilizadas para el tratamiento de suelos contaminados con metales (INE, 2004).

Tabla 2. Matriz de tecnologías aplicables en suelos contaminados con metales

Parámetro	Electro-remediación	Arrastre de fluidos	Extracción forzada con vapores	Oxidación química	"Landfarming"
Remoción de compuestos orgánicos	Ha demostrado ser eficiente para diversos compuestos orgánicos	Puede remover una cantidad limitada de compuestos orgánicos	Remueve sólo los que tengan una presión de vapor baja	No es muy efectiva para combustibles	Es muy eficiente para la mayoría de los contaminantes orgánicos
Remoción de compuestos inorgánicos	Es muy eficiente para contaminantes inorgánicos	Es eficiente, aunque puede dispersar el contaminante	No es efectiva para contaminantes inorgánicos	No suele ser efectiva para transformar el contaminante en otra forma de menor toxicidad	No es efectiva para contaminantes inorgánicos
Factibilidad de aplicación en suelos	Puede aplicarse a una gran variedad de suelos	Sólo se puede aplicar a suelos de alta permeabilidad	Sólo se puede aplicar a suelos de alta permeabilidad	Puede aplicarse a una gran variedad de suelos	Puede aplicarse a una gran variedad de suelos
Estado del suelo después del tratamiento	Dependiendo del tipo de suelo puede requerirse la regeneración (fertilización y adición de materia orgánica)	Dependiendo del tipo de suelo puede requerirse la regeneración (fertilización y adición de materia orgánica)	El suelo no requiere de acciones de regeneración	El suelo requiere de una profunda etapa de regeneración	El suelo no requiere de acciones de regeneración

### 2.8.1 Clasificación de las tecnologías de remediación.

Los metales no pueden descomponerse por vía biológica, ni fisicoquímica, de manera que las tecnologías de remediación para sitios contaminados con metales o metaloides debe centrarse en la modificación de su solubilidad, movilidad y/o toxicidad, básicamente a través de cambios en su estado de valencia, favoreciendo su inmovilización y/o movilización (Volke, Velasco, & De la Rosa, 2005). De esta manera, es posible favorecer la remoción o concentración de los metales para su posterior extracción (INE, 2005).

La efectividad de un método de remediación para un sitio contaminado con compuestos inorgánicos, depende del conocimiento de múltiples factores, entre estos: hidrológicos y geológicos del sitio, de la solubilidad y especiación de los metales, de los procesos de atenuación e inmovilización y de la medida en que éstos puedan migrar en el suelo. Por otra parte, el costo y el tiempo de la remediación de un sitio son también factores a considerar para elegir un método de tratamiento para un contaminante y un sitio en particular (INE, 2005).

---

Las tecnologías de remediación pueden clasificarse de distinta maneras (Volke Sepulveda & Velasco Trejo, 2002).

1. Por la estrategia de remediación:

- Destrucción o alteración de la estructura química de los contaminantes.
- Extracción o separación de los contaminantes aprovechando sus propiedades físicas, químicas y biológicas.
- Aislamiento o inmovilización de contaminantes.

2. De acuerdo al lugar en donde se realiza la aplicación.

- Tratamiento *in situ*; Se aplica en el mismo sitio, no requiere excavación.
- Tratamiento On site; el suelo contaminado se excava y se traslada a un lado de la excavación a una celda donde se aplica el tratamiento.
- Tratamiento ex situ; Se aplica cuando el suelo contaminado se excava y se transporta a una instalación fija y distante para ser sometido a tratamiento.

3. El tipo de tratamiento.

- *Tratamiento Biológico*.- Utilizan las actividades metabólicas de ciertos organismos (plantas, hongos, bacterias) para degradar (destrucción), transformar o remover los contaminantes a productos metabólicos inocuos.
- *Tratamientos Físicoquímicos*.- utiliza las propiedades físicas y/o químicas de los contaminantes o del medio contaminado para destruir, separar o inmovilizar al contaminante.
- *Tratamientos Térmicos*.- Utilizan calor para incrementar la volatilización (separación), quemar, descomponer o fundir (inmovilización) los contaminantes en un suelo.

## 2.9 Fitorremediación

La fitorremediación se basa principalmente en las interacciones que existen entre las plantas, el suelo y los microorganismos.

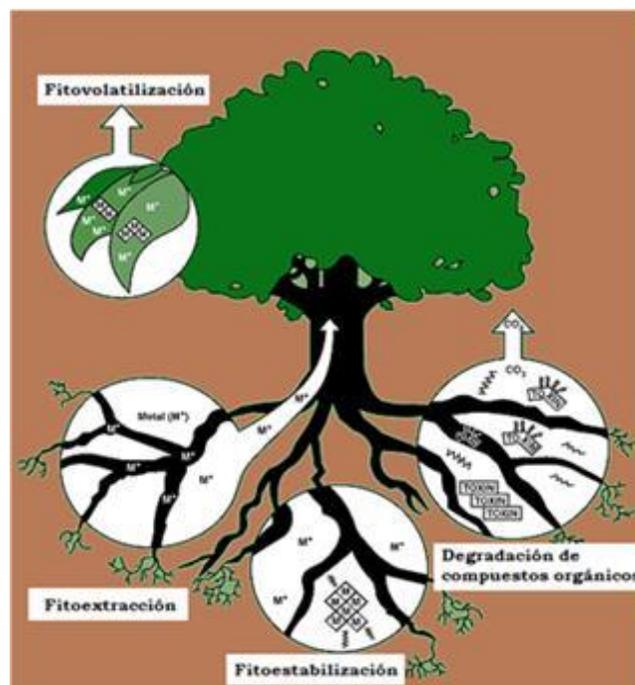
Las fitotecnologías consisten en el uso de las plantas para la remediación de varios medios (agua, suelo, sedimentos) afectados con diversos tipos de contaminantes. Se aplican típicamente *in situ*, solo el hidrocultivo se aplica *ex situ*. Las fitotecnologías se pueden aplicar para tratar y remediar sitios con contaminantes orgánicos típicos ("materia orgánica") por ejemplo los hidrocarburos del petróleo, gases-condensados, petróleo crudo, compuestos tratados con cloro, pesticidas, compuestos explosivos, y sitios con contaminantes inorgánicos típicos ("inorganics") por ejemplo las sales (salinidad), los metales pesados, los metaloides, y los materiales radioactivos (Chaney, *et al.*, 1997).

---

Los mecanismos particulares del uso de las fitotecnologías dependen no sólo del tipo de contaminante y de los medios afectados, también de las metas de la limpieza del sitio. Para alcanzar estas metas, el sistema adecuado de la fitotecnología se debe seleccionar, diseñar, desarrollar, implementar, y operar usando el conocimiento detallado de: la disposición del sitio, de las características del suelo, de la hidrología, de las condiciones de clima, de las necesidades analíticas, requisitos de la operación y del mantenimiento, economía, perspectiva pública, y normatividad vigente (ITRC, 2009).

La Fitorremediación aplicada a suelos contaminados con elementos o compuestos inorgánicos, incluye, básicamente, tres mecanismos: la fitoestabilización, la fitovolatilización y la fitoextracción o fitoacumulación (INE, 2005).

A continuación se describen los mecanismos de la fitotecnología (Figura 8).



(PROESMIN 2014)

Figura 8. Mecanismos de la Fitorremediación

*Fitoestabilización.*-Es el uso de ciertas especies de plantas para inmovilizar contaminantes presentes en suelos a través de su absorción y acumulación en las raíces, adsorción en las raíces o precipitación por la presencia de exudados. Estos mecanismos conducen a la estabilización física de los suelos a través de una reducción en la movilidad, toxicidad y/o biodisponibilidad de los contaminantes. Las plantas usadas con este fin deben ser especies no comestibles o especies en las que la traslocación de metales a los tejidos que crecen arriba del suelo.

---

*Fitovolatilización.* Implica la captación de contaminantes volátiles (Hg y Se) por plantas y su posterior volatilización o liberación (en su forma original o modificada) a la atmósfera.

Este mecanismo puede tener ventajas sobre la fitoextracción debido a que no es necesaria la cosecha ni la disposición de biomasa; sin embargo, es una tecnología de gran controversia por las implicaciones ambientales de la liberación de metales a la atmósfera. Aunque es una tecnología con potencial para la remediación de suelos contaminados con Hg y Se, es indispensable considerar el empleo de sistemas para la captura de emisiones.

*Fitoextracción, Fitoacumulación y/ ó Rizodegradación.* Se refiere a la concentración y traslocación, a través de las raíces, de contaminantes metálicos presentes en el suelo hacia diferentes partes cultivables de la planta, dando como resultado la limpieza permanente del sitio. Es la tecnología más reconocida entre todas las de este tipo, el proceso consiste en que el contaminante debe encontrarse biodisponible para que la absorción por la raíz pueda ocurrir. La traslocación (movimiento) del contaminante desde la raíz a los brotes de la planta, hace que el tejido pueda cultivarse fácilmente y disminuye la exposición de los trabajadores. En la práctica, las plantas acumuladoras de metales se siembran o trasplantan al sitio contaminado y se cultivan con prácticas agrícolas comunes.

Algunas plantas llamadas hiperacumuladoras tienen la capacidad para acumular concentraciones de metales 10 a 500 veces mayores que otras especies, alcanzando de 1 a 5% del peso seco de la planta.

Para eficientar el proceso de fitoextracción, la biodisponibilidad del contaminante hacia las raíces puede facilitarse a través de la adición de agentes acidificantes, de fertilizantes o quelantes (Volke, Velasco, & De la Rosa, 2005).

*Fitodegradación.* Está técnica se aplica para la degradación de contaminantes orgánicos que se movilizan dentro de la planta, las plantas utilizadas van a producir enzimas que catalizan la degradación de los compuestos orgánicos y los productos obtenidos van a ser utilizables para el metabolismo de la planta, en el desarrollo y crecimiento de sus tejidos.

Las ventajas de usar las técnicas de la fitotecnología- son los costos más bajos relativos, los requisitos de trabajo, y las operaciones más seguras comparadas a las técnicas convencionales más intensivas y más invasoras. (Superfund, 2013)

---

## 2.10 Normatividad

La normatividad vigente para la evaluación de suelos y su contaminación con metales y metaloides son:

Norma Oficial Mexicana NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, establece los criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, bario, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plata, plomo, selenio, talio y/o vanadio.

Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR) 2013, su objetivo es el derecho de toda persona a tener un medio ambiente sano y propiciar el desarrollo sustentable a través de la prevención de la generación, la valorización y la gestión integral de los residuos peligrosos, de los residuos sólidos urbanos y de manejo especial, así como prevenir la contaminación de sitios con estos residuos y llevar a cabo su remediación.

Norma Mexicana NMX-AA-132-SCF1-2006 establece especificaciones generales para el muestreo de suelos y manejo de muestras de suelos potencialmente contaminados con arsénico, bario, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plata, plomo, selenio, talio y vanadio. Cuyo contenido de metales y metaloides requiere ser identificado y cuantificado en el sitio en estudio, para en caso de contaminación, ser remediados.

NORMA Oficial Mexicana NOM-199-SSA1-2000, Salud ambiental. Niveles de plomo en sangre y acciones como criterios para proteger la salud de la población expuesta no ocupacionalmente a Elementos Potencialmente Tóxicos (EPT).

## 2.11 Toxicidad de los EPT

El comportamiento químico de los metales en el ambiente, influye fuertemente en los efectos sobre el ser humano. La toxicocinética y toxicodinámica de los EPT, depende del metal elemento, de los compuestos del metal, y de la capacidad del organismo para regular y/o almacenar el metal.

Las vías de exposición de los EPT pueden ser por ingestión si se encuentran en el aire como partículas suspendidas el ingreso será por la vía respiratoria (inhalación). Si se encuentran en el agua potable, en los alimentos o en el suelo la vía de exposición será por ingesta. Y si se encuentran en el agua o en el aire ambiente que entran en contacto con la piel, el ingreso será por vía cutánea (Peña, Carter y Ayala-Fierro 2001).

---

### 2.11.1 Arsénico (As)

El arsénico inorgánico ocurre naturalmente en el suelo, especialmente en minerales que contienen plomo y/o cobre, puede entrar al aire por polvo del suelo, al agua por escorrentía ó por filtración a través del suelo y depositado en el suelo.

El As se encuentra en los estados de valencia -3, 0, +3 y +5, tanto en especies orgánicas como en inorgánicas, estando por lo tanto sujeto a procesos de oxidación-reducción, precipitación-disolución, adsorción-desorción y metilación orgánica y bioquímica.

Fuentes naturales y antropogénicas contribuyen a los niveles de arsénico encontrados en suelos y sedimentos. La variación de los niveles de As está asociados con la formación geológica como minerales de sulfuro.

El arsénico en los suelos puede ser disuelto y adsorbido por las arcillas o la materia orgánica. Estos procesos son mediados por la materia orgánica la que puede producir transformaciones del tipo: Cambios de redox que inducen la transformación arsenito- arsenato, la reducción y metilación del arsénico, la biosíntesis de compuestos de arsénico. (ATSDR 2012).

#### *Riesgos de salud*

La evidencia epidemiológica del arsénico y el riesgo de cáncer proviene de dos líneas distintas de estudios realizados con la población, y la caracterización del medio de exposición.

Un conjunto de estudios asocian el riesgo de cáncer con la inhalación, donde la población inhala aire contaminado con As y otros agentes, resultantes de diferentes procesos industriales.

La segunda línea se llevó a cabo en lugares donde el consumo humano de agua con altas concentraciones de As por tiempo prolongado (exposición crónica) (IARC, International Agency for Research on Cancer 2014).

Las exposiciones crónicas al As están relacionadas con un incremento en el riesgo de cáncer de piel, pulmón, vejiga y riñón. Además la exposición crónica al As en combinación con problemas de desnutrición podría ser la causa de ciertos efectos neurológicos identificados en niños (Calderón, et al. 2001).

La Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC) ha determinado que el arsénico inorgánico es un elemento reconocido como carcinogénico en seres humanos (IARC, International Agency for Research on Cancer 2014).

---

### 2.11.2 Cadmio (Cd)

El cadmio está asociado naturalmente al zinc se obtiene como subproducto del tratamiento metalúrgico del zinc y del plomo a partir de sulfuro de cadmio, en el proceso hay formación de óxido de cadmio un compuesto muy tóxico. Además de contaminar el ambiente desde su fundición y refinación, contamina también por sus múltiples aplicaciones industriales. Siendo las fuentes antropogénicas las que más influyen en la dispersión del elemento. El Cd puede ser arrastrado por el aire y depositado por la lluvia o la nieve (Toxicological Profile for Cadmium, OECD, 1993).

En el caso de los humanos, el cadmio se puede adquirir por dos vías: ingestión e inhalación, tiene una vida media larga de unos 25 a 35 años.

#### *Riesgo de salud*

Los efectos crónicos que primero se observan son daño en los riñones. Se piensa que el cadmio es también el causante de enfisemas pulmonares y enfermedades de los huesos (osteomalacia y osteoporosis) llamada como la enfermedad *itai-itai*. Otros problemas incluyen anemia, decoloración de los dientes, y pérdida del sentido del olfato (anosmia). (Manual de Toxicología, 1993). Los efectos agudos por una exposición severa se le llama fiebre de vapores de metal (*metal fume fever*), los síntomas son equivalentes a los de la gripe, en 24 horas se desarrolla generalmente un edema pulmonar agudo, el que alcanza su máximo en 3 días, si no sobreviene la muerte por asfixia, el problema puede resolverse en una semana.

La Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC) ha determinado que el arsénico inorgánico es un elemento reconocido como carcinogénico en seres humanos (IARC, International Agency for Research on Cancer 2014).

### 2.11.3 Mercurio (Hg)

El mercurio tiene diversos efectos adversos, importantes y documentados sobre la salud humana de todo el mundo. El mercurio y sus compuestos son sumamente tóxicos, especialmente para el sistema nervioso en desarrollo. La intoxicación por mercurio se puede producir por todas las vías. La vía principal de absorción del mercurio elemental es la inhalación, cerca del 80% de los vapores inhalados son absorbidos por los tejidos pulmonares. Por vía cutánea la penetración es débil.

El nivel de toxicidad en seres humanos y otros organismos varía según la forma química, la cantidad (el consumo de pescado, los usos ocupacionales y domésticos, las amalgamas dentales y las vacunas que contienen mercurio, ciertos productos de cosmética) y la vulnerabilidad de la persona expuesta (PNUMA 2002).

---

### *Riesgo de salud*

El mercurio es tóxico, en las diversas formas que puede adoptar bien en la naturaleza o bien como consecuencia de procesos industriales o de transformación. Los polvos y vapores de mercurio se resorben casi completamente por vía pulmonar. Las sales de mercurio producen lesiones en la piel y en las mucosas. Y el metilmercurio, una de las formas más tóxicas conocidas, se disuelve fácilmente en grasa y pasa la barrera hematoencefálica y la placenta. s

El Centro Internacional de Investigación sobre el Cáncer (IARC 1993), (IARC, International Agency for Research on Cancer 2014) considera que pueden ser carcinógenos los compuestos de metilmercurio (grupo 2). También evaluó el mercurio metálico y los compuestos inorgánicos de mercurio como no clasificables (grupo 3) en cuanto a su carcinogenicidad a los seres humanos.

#### 2.11.4 Plomo (Pb)

El plomo se encuentra en forma natural en la corteza terrestre de un modo relativamente abundante. Fue uno de los primeros metales extraídos por el hombre siendo la forma más común la galena (PbS). El plomo es un metal difícilmente movilizable, y bajo condiciones oxidantes la galena da origen a minerales tales como la cerusita y anglesita.

La exposición ambiental del plomo se debe fundamentalmente a la contaminación del suelo, aire y agua, proveniente de los residuos mineros y fundidoras de plomo. La población está expuesta al plomo por la ingestión de alimentos y líquidos contaminados por inhalación de humos y polvos (la vía de absorción más importante) y por la absorción por vía dérmica (piel indemne), en el caso particular de los compuestos orgánicos

### *Riesgo de Salud*

El plomo afecta principalmente al sistema nervioso, tanto en niños como en adultos. Los niveles de exposición altos tanto en adultos como en niños, pueden dañar seriamente el cerebro y los riñones. En mujeres embarazadas puede producir abortos. En hombres, puede alterar la producción de espermatozoides. Los niños son los más vulnerables a la exposición al Pb-i, debido a su comportamiento y a su fisiología. Generalmente, los niños ingieren tierra y polvo caseros contaminados con plomo a tasas mayores que los adultos por estar más expuestos al jugar en el suelo, y su costumbre de llevarse continuamente las manos a la boca (ATSDR 2007). El Centro Internacional de Investigación sobre el Cáncer (IARC, International Agency for Research on Cancer 2014) clasifica al Pb inorgánico y sus compuestos como probablemente cancerígeno para los seres humanos (grupo 2A).

---

### 2.11.5 Zinc (Zn)

La contaminación del Zinc ocurre de forma natural o antropogénica en el aire, agua y suelo, la mayoría del Zinc es adicionado durante actividades industriales, como es la minería, la combustión de carbón y el procesado del acero. Los compuestos más comunes de zinc que se encuentran en sitios de residuos peligrosos incluyen al cloruro de zinc, óxido de zinc, sulfato de zinc, y sulfuro de zinc.

La mayor parte del zinc en el suelo permanece adherido a partículas de suelo y no se disuelve en agua. El Zinc puede interrumpir la actividad en los suelos, con influencias negativas en la actividad de microorganismos y lombrices.

El zinc es siempre divalente en sus compuestos, excepto algunos cuando se une a otros metales, que se denominan aleaciones de zinc.

#### *Riesgo de Salud*

El Zinc es un elemento traza que es esencial para la salud humana (el cuerpo contiene cerca de dos gramos). La acumulación del Zinc puede incluso producir defectos de nacimiento, úlcera de estómago, dañar el páncreas, irritación de la piel, vómitos, náuseas, anemias, disturbar el metabolismo de las proteínas y causar arterioesclerosis.

En el Ambiente de trabajo el contacto con zinc puede causar la gripe conocida como la fiebre del metal, la cual pasará después de dos días y es causada por una sobre sensibilidad, hoy en día no se sabe si puede afectar al desarrollo del ser humano.

Es probable que los niños expuestos a niveles de zinc muy altos sufran efectos similares a los observados en adultos, no se sabe si los niños son más susceptibles que los adultos a los efectos del consumo excesivo de zinc (ATSDR 2005).

El Centro Internacional de Investigación sobre el Cáncer (IARC, International Agency for Research on Cancer 2014) clasifica al Zn como no clasificable como cancerígeno para los seres humanos (grupo 4).

---

### **3 JUSTIFICACIÓN, HIPÓTESIS Y OBJETIVOS**

#### 3.1 Justificación

En el territorio Mexicano existen depósitos de residuos mineros abandonados y activos de los que no se tiene información sobre el grado de contaminación y los riesgos implicados. Es por ello que para conocer el tipo de riesgo ocasionado por los contaminantes presentes en el sitio, se debe caracterizar el sitio, estimar el riesgo ambiental, y en función de éste, evaluar la aplicabilidad de las tecnologías disponibles para mitigar los efectos de los EPT.

#### 3.2 Hipótesis

Los residuos mineros ubicados en San Guillermo, Aquiles Serdán, Chih., representan un riesgo ambiental en la zona habitacional aledaña. La fitorremediación puede ser una alternativa tecnológica para la remediación de sitios contaminados con metales y metaloides

#### 3.3 Objetivo Principal

Caracterizar un sitio con residuos mineros, determinar el riesgo ambiental implicado con respecto al plomo y el potencial de la fitorremediación como alternativa tecnológica para disminuir la dispersión de los contaminantes en el sitio.

#### 3.4 Objetivos Específicos

1. Ubicación y caracterización del sitio
2. Determinación de la dispersión de los contaminantes en la zona
3. Evaluación del riesgo de la población asociado a la exposición al plomo
4. Análisis de la fitorremediación, como alternativa tecnológica para la mitigación de la dispersión de los contaminantes.

## 4 METODOLOGÍA

### 4.1 Zona de estudio

El sitio elegido para evaluar el grado de contaminación, la dispersión de los contaminantes, la predicción del riesgo a la población, y la aplicabilidad de la fitorremediación, se localiza en San Guillermo, Municipio de Aquiles Serdán, Chihuahua, (Latitud 28°35'40.82"N, Longitud 105°55'55.82"O), con una elevación de 1512m sobre el nivel del mar. Colindando al norte con Aldama, al este con Julimes, al sur con Rosales y al oeste con Chihuahua (Figura 9).

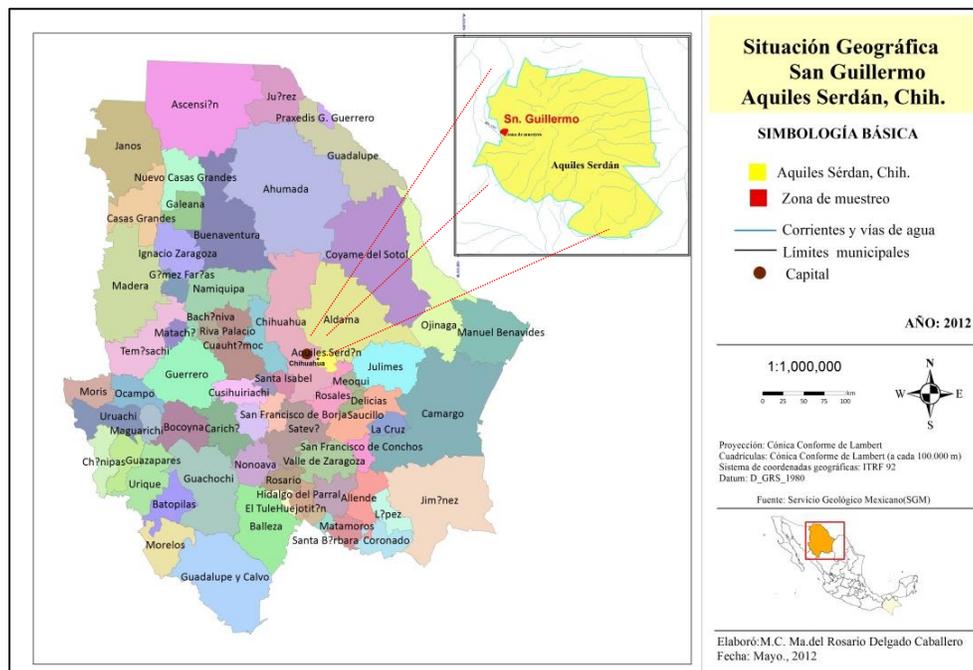


Figura 9. Situación geográfica de zona de estudio

#### 4.1.1 Ubicación del Área de Estudio

El sitio comprende a la zona habitacional adyacente a los residuos mineros (presas de jales) ubicados a una distancia de 400m. Los residuos son depósitos de material fino (diámetro promedio de partículas  $\leq 2$  mm).

A 528 m de los residuos (punto #1, Figura 10) de los residuos mineros, en la dirección SW pasa un acueducto subterráneo (punto #2; Figura 10), identificado por el INEGI con clave HIL\_3113 (INEGI, 2010)



Figura 10. Ubicación de la zona de estudio, y distancia del acueducto

#### 4.1.1.1 Características Climáticas del Sitio de Estudio

El clima del área de estudio de acuerdo con la clasificación Köppen<sup>1</sup>, es semi-árido frío (BSk), con temperaturas promedio máximas de 40°C y mínimas de -14°C, precipitación pluvial media anual de 350.0 mm, y un promedio de 60 días de lluvia.

En la Figura 11 se presentan las rosas de los vientos correspondientes al periodo 2009-2011, reportados por la estación meteorológica del Aeropuerto Internacional de la Cd. Chihuahua, Chih. México ( latitud 28°42'08.38"N, longitud 105°57'46.67" W, altitud 1360 msnm), siendo las direcciones dominantes de los vientos del S y E (Olson, 2012). El sitio de estudio se encuentra localizado a 12 km en dirección SE de la estación meteorológica más cercana (Aeropuerto).

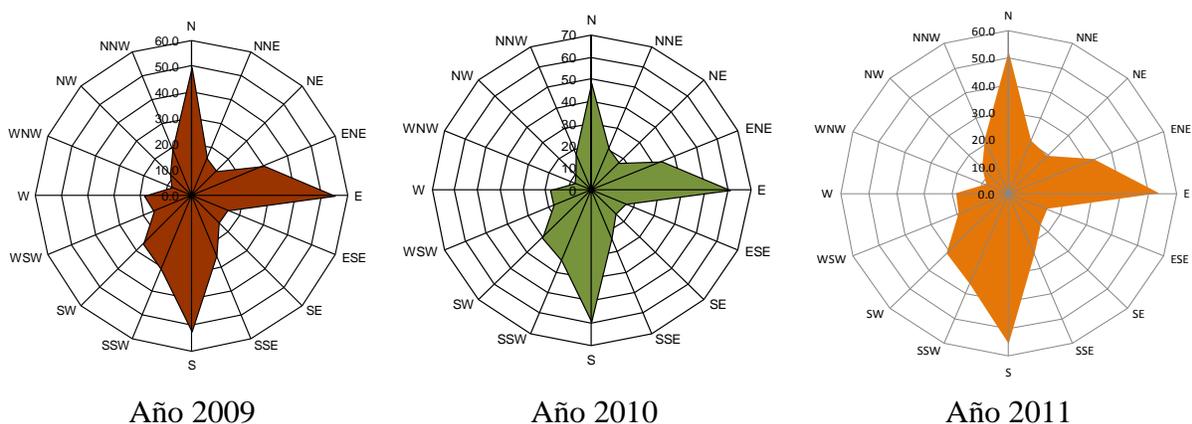


Figura 11. Rosas de los vientos del Aeropuerto Internacional de la Cd. Chihuahua, Chih

<sup>1</sup> Clasificación climática mundial, basándose en los diversos tipos de vegetación

---

## 4.2 Caracterización del Sitio

### 4.2.1 Diseño del Plan de Muestreo

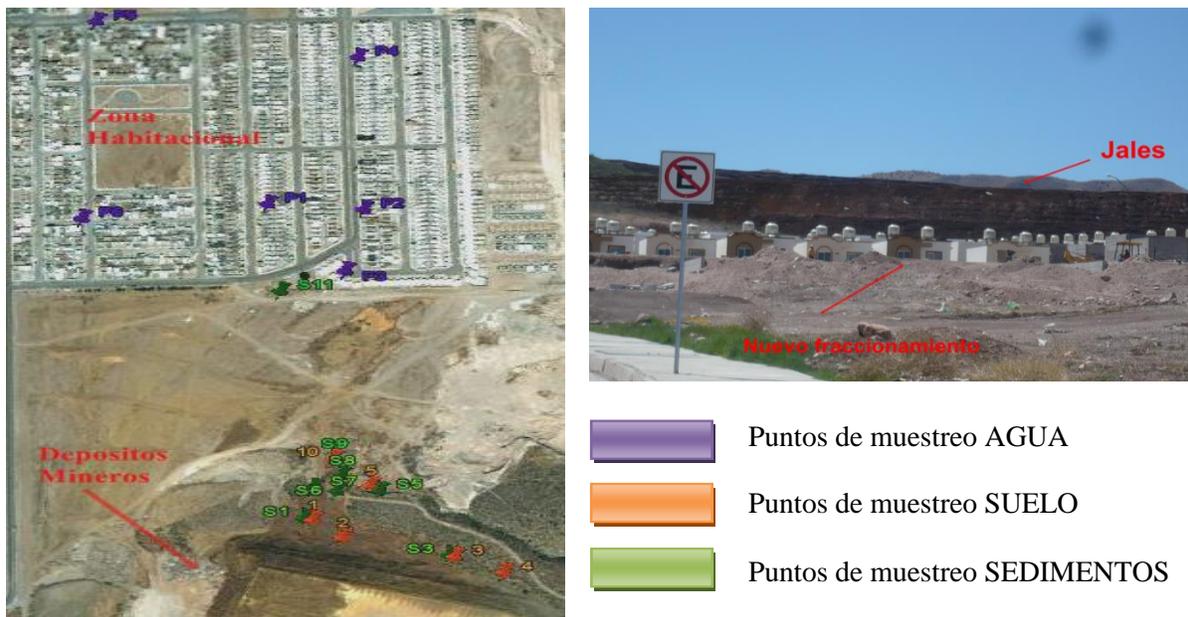
Para la caracterización del sitio se llevaron a cabo 3 diferentes muestreos: 1) Preliminar, 2) Específico y 3) Suelo del sitio para la evaluación de la aplicación de fitorremediación. En ellos se colectaron muestras de: suelo, sedimentos, polvo y agua del área de estudio.

Para la ubicación de los puntos de muestreo se utilizó un sistema global de posicionamiento (GPS) Thales modelo 2004.

#### 4.2.1.1 Muestreo Preliminar

Se estableció un plan de muestreo preliminar simple y aleatorio para la identificación y cuantificación de metales y metaloides en suelo, sedimento y agua de uso potable.

El tamaño de muestras fueron: 9 muestras de sedimentos y 6 muestras de suelo, en un área de 11.3 Ha y 6 muestras de agua potable en un área de 12.5Ha (Figura 12).



#### 4.2.1.2 Muestreo Específico

Para llevar a cabo el muestreo específico de la zona se diseñó un plan de muestreo de suelo y polvo, el cual consistió en un muestreo sistemático de cuadrícula radial (espiral) con separaciones entre los círculos de 100m y con ángulos de 15°, en un área de 53 hectáreas incluyendo la zona habitacional,

seleccionando una malla de 89 puntos de muestreo uniformemente distribuidos (Figura 13).

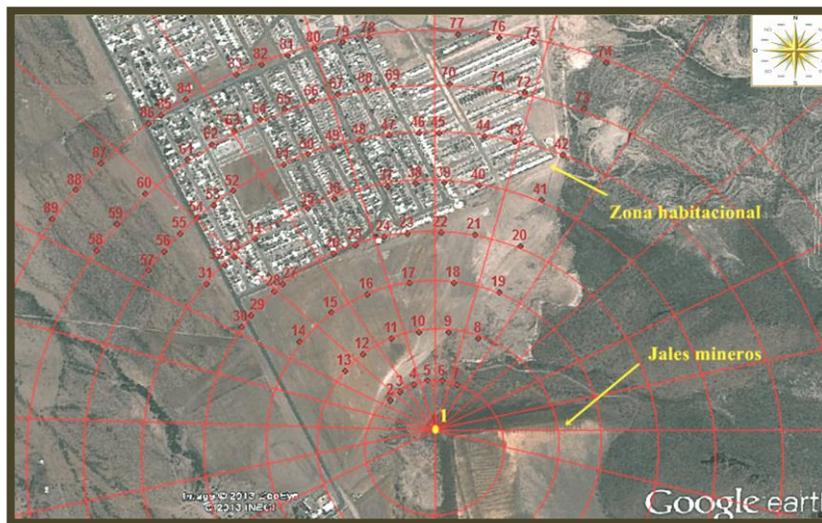


Figura 13. Muestreo específico de la zona de estudio

#### 4.2.1.3 Muestreo de Suelo para Fitorremediación

Para determinar la factibilidad del uso de plantas como medida de fitorremediación en la zona, se recolecto el suelo del área contaminada de la zona. Con dicho suelo se procedió a los análisis básicos de germinación y desarrollo de plantas en macetas. El punto de recolección se localiza en la zona 13 y sus coordenadas en UTM son  $X=0408859$ ,  $Y= 3163470$ . (Figura 14).



Figura 14. Muestreo de suelo para el desarrollo de la fitorremediación

---

## 4.2.2 Toma de muestras

### 4.2.2.1 Suelo y Sedimentos

La recolección, envasado, etiquetado y preparación de las muestras de sedimentos y suelo superficial (0-5cm), se realizó de acuerdo a lo indicado en la NMX-AA-132-SCFI-2006 (NMX-132).

### 4.2.2.2 Polvo

Las muestras de polvo se colectaron con una escobetilla y recogedor superficialmente (0-5cm) de acuerdo a la agencia de Protección Ambiental de los estados unidos (USEPA, 2011) AP-42 sección 13.2.1.

### 4.2.2.3 Agua

El muestreo de agua potable fue en base a la NOM 014-SSA-1993, tomando las muestras en envases de plástico directamente del agua que llega de la junta municipal de agua y saneamiento (JMAS) a la toma domiciliaria.

El total de las muestras envasadas e identificadas fueron llevadas al laboratorio para la preparación conforme a los análisis correspondientes.

## 4.2.3 Preparación de las Muestras para Análisis

### 4.2.3.1 Cribado y Homogenizado de Sedimentos, Suelo y Residuos

Las muestras de sedimentos, suelo, polvo y residuos, fueron preparadas en el laboratorio antes de los procesos analítico aplicados. Las muestras se pusieron en charolas y fueron secadas a temperatura ambiente. Ya secas se tamizaron y homogenizaron de la siguiente manera;

Las muestras de suelo y sedimentos del muestreo preliminar se cribaron con un tamiz ASTM de abertura de 2 mm de diámetro (malla 10) de acero inoxidable.

El cribado de las muestras de suelo del muestreo específico y residuos mineros se llevó a cabo con los tamices ASTM #20 (0.850mm), #35 (0.500mm), #50 (0.300mm) y #200 (0.075mm).

Las muestras de polvo se pasaron por el tamiz #200 para retirar partículas de hierba y piedras. (Figura 15)

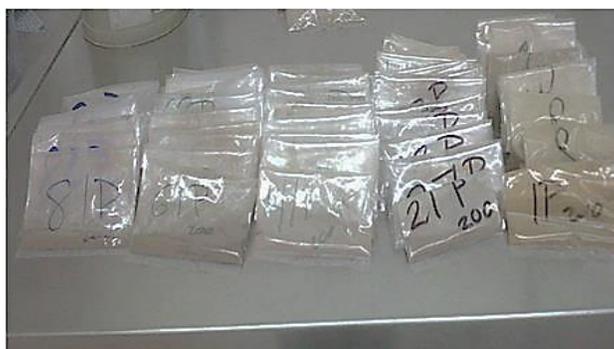


Figura 15. Muestras listas para los análisis

#### 4.3 Determinación Analítica de Metales y Metaloides.

Antes de cualquier análisis cuantitativo, cualitativo, y determinación de metales y metaloides, en las muestras de agua, solución extractante, suelo, sedimentos, sustrato macetas, polvo y plantas, se efectuaron digestiones acidas para la obtención de los analitos de interés en las soluciones acuosas a analizar.

##### 4.3.1 Técnicas Espectrofotométricas

Las técnicas espectrofotométricas se aplicaron en los análisis para la detección (cuantitativa) y determinación (cualitativa) de las determinaciones de metales y metaloides considerados: As (Arsénico), Cd (Cadmio), Hg (Mercurio), Pb (Plomo), y Zn (Zinc) en formas totales y solubles. Los equipos utilizados en la determinación analítica fueron; Absorción atómica con generador de hidruros (HGAAS, por sus siglas en ingles) en un equipo GBC marca AVANTA SIGMA y el de emisión óptica con plasma de acoplamiento inductivo (ICP-OES, por sus siglas en inglés) Thermo Jarrell Ash IRIS/APDIV (Figura 16).



HGAAS marca AVANTA SIGMA



ICP-OES. Thermo Jarrell Ash IRIS/APDIV

Figura 16. Equipos de medición espectrofotométricas

---

#### 4.3.1.1 Características de la Espectrometría de Absorción y de Emisión

En la Tabla 3 se presentan las características más importantes de las técnicas espectrofotométricas utilizadas en este trabajo (Gomis, 2012)

Tabla 3. Características de las técnicas Espectrométricas utilizadas

Características	Espectrometría de Absorción	Espectrometría de Emisión
Aplicación principal	Análisis cuantitativo de precisión para un metal dado	Análisis cualitativo y cuantitativo de más de un elemento.
Fenómeno atómico	Absorción de la línea atómica	Emisión de luz por estados electrónicos excitados de los átomos
Ventajas en el análisis cualitativo	No es aplicable	Análisis simultáneo de los elementos metálicos
Ventajas en el análisis cuantitativo	Análisis rápido y fiable de un elemento dado	Para todos los elementos metálicos, en muchos casos alta sensibilidad.
Limitaciones del método	Los metales se analizan de 1 x 1 Por lo general no es aplicable a no metales	Sensibilidad limitada para los halógenos y otros no metales
Limitaciones para la muestra	La mayoría de las muestras requieren de digestión antes del análisis	

#### 4.3.2 Digestión de muestras

Las digestiones se llevaron a cabo en los equipos de microondas MARS<sub>x</sub> y MARS<sub>press</sub> marca CEM (Figura 17) siguiendo los métodos indicados en la agencia de protección ambiental de los E.U.A. (USEPA, 2010).

Para las digestiones de sólidos (suelo, sedimentos, polvo, sustratos macetas y residuos mineros) se corrió el programa SW 846-3051.

La digestión de las plantas se realizó con el programa Tomato Leaves SRM 1573. Para las muestras líquidas (agua y solución extractante) se corrió el programa SW 846-3015



H. microondas MARSx



H. microondas MARSpress



Muestras y vasos digestores



Muestras digeridas y filtradas

Figura 17 Microondas MARS y muestras

#### 4.3.3 Determinación de As, Cd, Hg, Pb, Zn (totales y solubles)

Para la determinación de metales y metaloides totales en las muestras de agua potable, se siguió el procedimiento de la NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-117-SSA1-1994 (NOM-117), comparándose las concentraciones obtenidas con los límites permisibles que se indican en la NOM-127-SSA1-1994 (NOM-127)

El método para la cuantificación de metales totales en las muestras de suelo, sedimentos, polvo, sustratos macetas y plantas, se realizó en base a los procedimientos que marca el apartado 3.2.3 de la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 (NOM-147).

La cuantificación de metales solubles se realizó por el método PECT (Prueba de extracción) de acuerdo a la NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-053-SEMARNAT-1993 (NOM-053), con el cual se determinó la movilidad de As, Cd, Hg, Pb, Zn, así como la predicción de la toxicidad ambiental en la zona de estudio.

El primer paso consistió en la medición preliminar del pH, para la selección del reactivo de extracción apropiado.

El segundo paso consistió en la preparación del extracto para la prueba de extracción de los contaminantes tóxicos (PECT).

---

#### 4.3.4 Determinación de Parámetros Analíticos en Muestras Sólidas y Líquidas

La elaboración de los análisis de pH, CE, CIC y MO de las muestras sólidas (suelo, sedimento, polvo y sustrato de las macetas), se realizaron con un tamaño de partícula  $\leq 150 \mu\text{m}$  (USEPA, 2011).

##### 4.3.4.1 Medición de pH

El pH es una de las mediciones más importantes en los análisis químicos, ya que la variación del pH modifica el grado de solubilidad de los minerales, y controla reacciones químicas y biológicas en soluciones acuosas.

En las muestras de agua el pH se determinó por el método de prueba indicado en la norma mexicana (NMX-008-SCFI-2011).

La medición de pH en las muestras de los residuos mineros, polvo y suelo se realizó de acuerdo a la NOM-053. Los resultados obtenidos en las muestras sólidas fueron clasificados en base a los criterios de la NOM-021-SEMARNAT-2000 (NOM-021). El equipo empleado fue el *Thermo* ORION 3 STAR (Figura 18). El pH de las muestras de las macetas se realizó en base al método AS-02 de la NOM-021, midiéndose el pH con el equipo Crison Micro PH 2000 (Figura 18).



*Thermo* ORION 3 STAR



Crison Micro PH 2000

Figura 18. Medidores de pH

##### 4.3.4.2 Medición de la Conductividad eléctrica (CE)

La medición de la conductividad eléctrica es una propiedad que se encuentra muy relacionada con el tipo y valencia de los iones presentes, sus concentraciones totales, su movilidad y la concentración salina del suelo a nivel laboratorio. Asimismo refleja una idea del grado de mineralización del agua y la capacidad de transportar una corriente eléctrica.

La medición de la CE en las muestras de suelo, sedimento, sustratos macetas, polvo y residuos mineros, se realizó de acuerdo a lo indicado en la NOM-021, utilizándose el equipo Crison EC-Meter Basic 30+ (Figura 19). La CE en las muestras de agua se determinó de acuerdo a lo indicado en la NMX-AA-093-SCFI-2000 (NMX-093).



Figura 19. Equipo Crison EC-Meter Basic 30+

#### 4.3.4.3 Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC)

La CIC indica la capacidad del suelo para retener e intercambiar iones positivos, también muestra el potencial de fertilización, así como la presencia de materia orgánica. Controla la disponibilidad de nutrientes para las plantas como el  $K^{+2}$ ,  $Mg^{+2}$ ,  $Ca^{+2}$ , etc.

La determinación de la CIC se realizó de acuerdo al método 9081 de la EPA (USEPA, 2012). Los equipos utilizados en la determinación se presentan en la Figura 20; Centrifugadora ROTINA 46, A Analyst 700 Perkin Elmer precisel, Agitador orbital, y Vortex MS2 Minishaker.



Centrifugadora ROTINA 46



A Analyst 700 Perkin Elmer precisel



Agitador orbital



Vortex MS2 Minishaker

Figura 20. Equipos para la determinación de la CIC

---

#### 4.3.4.4 Materia Orgánica (MO)

La MO se calculó con el dato de Carbón orgánico \* 1.724 de Van Bemmelen (Melgratti, 2005). El carbón orgánico total (TOC) se obtuvo por diferencia entre el carbón inorgánico y carbono total. La determinación de C total y C inorgánico se realizó de acuerdo al método 415.1 Organic Carbon, Total-combustión or oxidation EPA-600/4-79-020 (USEPA, 1983). Los análisis de C total se llevaron a cabo en un Analizador LECO CS-244 con detección infrarroja. Para el análisis del C inorgánico se realizó en el equipo TOC-Vcsh / Total Organic Carbon Analyzer, de SHIMADZU, acoplado con un equipo auxiliar para medida de muestras sólidas: Solid Sample Module SSM-5000A, de SHIMADZU (Figura 21).



Figura 21. Equipo TOC-Vcsh y SSM-500 SHIMADZU

#### 4.3.4.5 Medición del % de Humedad

Este análisis fue realizado a las muestras de suelo y sedimento del muestreo preliminar. Se siguió el método AS-05 de la NOM-021. Las muestras y capsulas de porcelana se pesaron antes y después del secado en una balanza gravimétrica Ada modelo 210. Se secaron en la estufa de secado.

#### 4.3.4.6 Medición de Fluoruros ( $F^-$ ) en agua

Los fluoruros se midieron por el método potenciométrico con electrodo de ion selectivo, de acuerdo a las instrucciones del equipo ORION modelo 1260 (Figura 22).



Figura 22. Equipo ORION modelo 1260

#### 4.3.4.7 Medición de Sulfatos ( $\text{SO}_4^{=}$ ) y Nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) en agua

En el equipo HACH DR/2000 DIRECT READING SPECTROPHOTOMETER (Figura 23), se midieron los sulfatos por el método 8051 y los nitratos con el método 8171, ambos son métodos HACH.



Figura 23. Equipo HACH DR/2000

#### 4.3.5 Determinación de Parámetros Analíticos de los Residuos Mineros

Para la identificación de la composición química de los residuos mineros, se realizaron los análisis a un tamaño de partícula de  $75\mu\text{m}$ .

##### 4.3.5.1 Difracción de rayos X (DRX)

Este método se aplicó para conocer la composición mineral de los residuos mineros (jales), permitiendo identificar los minerales cristalinos del medio que se encuentran en un porcentaje  $\geq 1\%$  ( $10,000.00 \text{ mg kg}^{-1}$ ). La difracción de rayos X, se llevó a cabo en un difractómetro marca SIEMENS modelo D5000 (Figura 24).



Figura 24. Equipo DRX SIEMENS D5000

#### 4.3.5.2 Microscopio electrónico de barrido (MEB)

Para conocer los elementos químicos más abundantes en los jales, se realizó un análisis por espectroscopia de energía dispersiva (EDS) con una magnificación de 250x y 15kv. Para el análisis se utilizó un microscopio electrónico de barrido JEOL JSM-5800 LV con filamento de tungsteno y con el software EDX2AF (Figura 25).



Figura 25. Microscopio Electrónico de Barrido JSM-5800 LV

#### 4.3.5.3 AMA 254

En las muestras de suelo y polvo del muestreo específico y suelo de macetas se midió el contenido de Hg, los análisis se realizaron en un determinador de Hg AMA 254 (Figura 26). Las muestras no requirieron ningún pretratamiento ni dilución, este equipo usa el método de combustión directa. El software del equipo fue el AMA 5.02.4.7



Figura 26. Equipo AMA 254

#### 4.4 Determinación de la Dispersión de los Contaminantes.

Para conocer los mecanismos de dispersión de los metales y metaloide en el sitio de estudio, saber si el área de la zona habitacional se ve afectada por los residuos cercanos (400m) a la zona, así como visualizar y analizar el comportamiento ambiental de los metales y metaloide que están presentes en los residuos mineros. Los datos de concentración total y soluble de As, Cd, Hg, Pb y Zn se analizaron con el software ArcGIS 10.1, para obtener las curvas de isoconcentración y la dispersión de los metales y metaloide en la zona.

#### 4.5 Evaluación del Riesgo en la Población Infantil por la Exposición al Plomo

##### 4.5.1 Acotación de la Zona Habitacional

El área de la zona habitacional delimitada donde se realizó el análisis de riesgo fue de 32 hectáreas, (Figura 27).



Figura 27. Acotación de la zona para el análisis de riesgo

#### 4.5.2 Aplicación Modelo IEUBK

Para predecir el riesgo de la población infantil a la exposición de Pb, se empleó el modelo IEUBK. Este modelo estima el nivel de plomo en sangre para niño(s) de 0 a 7 años de edad, con probabilidades de poseer concentraciones por arriba de  $10\mu\text{g}\cdot\text{dL}^{-1}$  (NOM-199, 2000), bajo un escenario definido. Se deben de tomar en cuenta todos los datos verídicos de los medios de contaminación del sitio. En este estudio se cuenta con las concentraciones de Pb total en polvo de la zona habitacional. Los parámetros considerados en la estimación de riesgo para los valores de ingesta, e inhalación, fueron los valores validados por Díaz Barriga en 1999 (Díaz, Yañez, Calderón, & Carrizales, 1999) para sitios ubicados cerca de zonas mineras en países de Latinoamérica. En la Tabla 4, se presentan los parámetros para la aplicación del modelo IEUBK en Latinoamérica y EUA (EPA).

Tabla 4. Parámetros de Latinoamérica y EUA usados en el IEUBK

Parámetros	EPA (EPA, 1994)	Latinoamérica (Díaz Barriga <i>et al.</i> , 1999)
Tiempo ( h ) que pasa al aire libre un niño de 3-7años	4	6
Dieta ( $\mu\text{gPb}/\text{día}$ )	7	9.3
Ingesta diaria de agua (L/día) niño de 6-7años	0.59 máx.	1
Ingesta diaria de suelo (mg/día) calle sin pavimentar	---	350
Ingesta diaria de suelo (mg/día) calle pavimentada	85-135	200
Factor de peso suelo/polvo (%)	45	66
Concentración de aire ( $\mu\text{gPb}/\text{m}^3$ )	0.15 (ATSDR, 2007)	Valor real del sitio anual
Concentración media de agua potable del sitio ( $\mu\text{gPb}/\text{L}$ )	4	2.3  Media del valor real del sitio
Concentración de Pb ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en el sitio	Valores de concentración de Pb en el sitio	

#### *Evaluación Estadística de resultados*

Para la estimación de riesgo en la zona habitacional y suelo de terrenos en el área del estudio, primero se realizó un análisis de normalidad mediante la prueba Anderson-Darling con los datos de concentración en polvo y suelo. Con esta prueba se comprobó que las concentraciones no tienen una distribución normal y siguen una distribución libre, e independiente de la distancia que existe entre el punto de muestreo y los residuos mineros. El análisis estadístico se realizó con el software Minitab16.

---

Con los valores de mediana (centro), y con los cuartiles mínimo (25%) y máximo (75%) del conjunto de datos, se realizó la estimación de riesgo de la zona habitacional adyacente a los residuos mineros.

#### 4.6 Análisis del Potencial de las Plantas para su Uso en Fitotecnologías

##### 4.6.1 Evaluación de Semillas

Se evaluaron 3 especies diferentes de semillas (Figura 28) 2 especies de zacates (*Bouteloua dactyloides* (1) y *Chloris virgata* (2)) y 1 planta con flor (*Gomphrena serrata* (3)), las semillas se colectaron en campo, y estas fueron seleccionadas por sus características de cultivo.

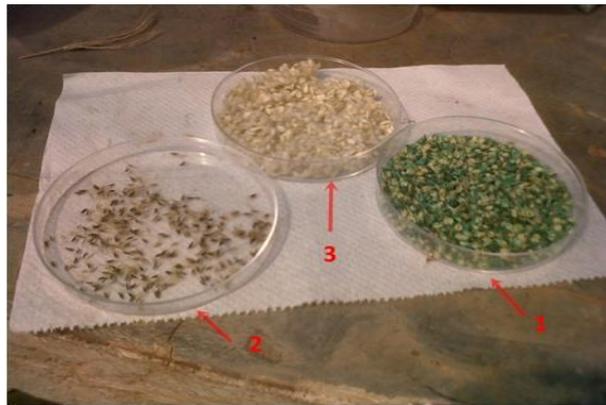


Figura 28. Semillas seleccionadas para la fitorremediación

##### 4.6.2 Diseño Experimental para la Evaluación de las Plantas

El diseño para la evaluación de las plantas en suelo del sitio consistió en; 2 grupos de macetas (X y Y), 5 sustratos de suelo (0%, 25%, 50%, 75%, 100%), y 3 tipos de semillas (*Bouteloua dactyloides*, *Chloris virgata* y *Gomphrena serrata*).

###### 4.6.2.1 Preparación de Suelo para las Macetas

Se utilizaron 90 bolsas de polietileno para maceta en color negro, con una capacidad de 5.1L. (Figura 29).

Los sustratos usados en el llenado de las macetas fueron; (1) suelo del sitio, (2) suelo de referencia y (3) materia orgánica.

(1) El suelo recolecto en el área arriba descrita (4.2.4).

(2) El suelo que se usó de referencia es el suelo general de Chihuahua.

(3) La materia orgánica utilizada fue la " Premier PEAT MOSS III TBK ", ideal para uso en medios de crecimiento de horticultura, con alto contenido de musgo *Sphagnum*, proporciona alta capacidad de intercambio de nutrientes,

---

un alto nivel de retención del agua, de gran porosidad y de aireación del medio de cultivo.

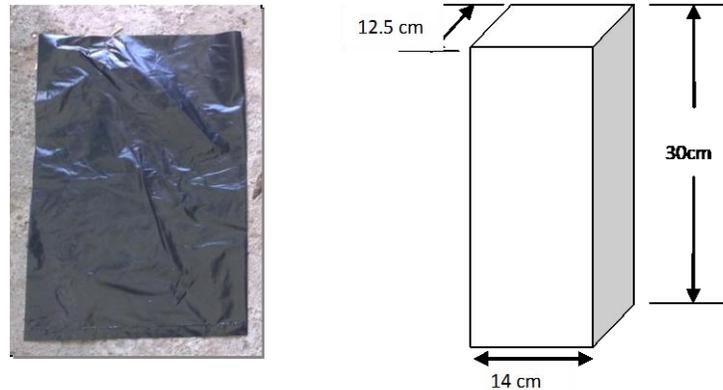


Figura 29. Bolsa de polietileno para maceta y sus medidas

Se elaboraron 2 grupos de macetas X y Y variando el porcentaje de los suelos de 0%, 25%, 50%, 75% y 100%. El grupo X consistió en un sustrato de triple mezcla (suelo contaminado + suelo de referencia + materia orgánica). El grupo Y se preparó como control, de doble mezcla (suelo del sitio + suelo de referencia).

Los compuestos de los diferentes sustratos se cribaron y homogenizaron antes de llenar las macetas (Figura 30). La preparación, siembra y crecimiento de las plantas se desarrolló en el invernadero de la Facultad de Zootecnia y Ecología de la Universidad Autónoma de Chihuahua.



Figura 30. Preparación y homogenización de los sustratos.  
a) Grupo X, b) Grupo Y

En la Tabla 5 se indica la preparación de los sustratos del grupo de macetas A, y la cantidad de semillas. Se consideraron 3 réplicas por sustrato y

especie (n=3). Todas las macetas fueron llenadas con 2 kg de tierra total (suelo del sitio + suelo de referencia) y un 30% en volumen de materia orgánica.

Tabla 5. Macetas del grupo X (suelo del sitio + s. referencia + m. orgánica)

SUSTRATOS			CANTIDAD DE SEMILLAS					
Suelo contaminado	Suelo de referencia	Materia Orgánica	<i>Bouteloua dactyloides</i>	n	<i>Chloris virgata</i>	n	<i>Gomphrena serrata</i>	n
100%	0%	30%	60	3	60	3	36	3
75%	25%	30%	60	3	60	3	36	3
50%	50%	30%	60	3	60	3	36	3
25%	75%	30%	60	3	60	3	36	3
0%	100%	30%	60	3	60	3	36	3

Los sustratos de las macetas del grupo Y se prepararon a diferentes % de suelos y cantidad de semillas por especie como se indica en la Tabla 6. Todas las macetas fueron llenadas con 2 kg de tierra total (suelo del sitio + suelo de referencia). Se elaboraron 3 replica por sustrato y especie.

Tabla 6. Macetas del grupo Y (suelo del sitio + s. referencia)

SUSTRATOS		CANTIDAD DE SEMILLAS		
Suelo contaminado	Suelo de referencia	<i>Bouteloua dactyloides</i>	<i>Chloris virgata</i>	<i>Gomphrena serrata</i>
100%	0%	60	60	36
75%	25%	60	60	36
50%	50%	60	60	36
25%	75%	60	60	36
0%	100%	60	60	36

Las macetas preparadas en el invernadero arriba descritas se muestran en la (Figura 31), las macetas se regaron con agua de la llave, cada tercer día durante el tiempo de la germinación (21días) y los días subsecuentes entre el quinto o séptimo día durante el desarrollo y crecimiento de las plantas (8 meses). También la temperatura del invernadero se monitoreo durante este tiempo.

Posteriormente se extrajeron las plantas cuidadosamente de cada maceta. Se lavaron para retirar restos de suelo, separándose por grupos y sustratos las secciones de las plantas en aéreas (flor, tallo, espiga) y raíz. Dejándose secar al medio ambiente, después moler y digerir para la medición de los metales y metaloides.



Figura 31. Macetas preparadas del grupo X y Y

#### 4.6.3 Extracción secuencial

Para conocer el reparto de As, Cd, Hg, Pb, Zn en los suelos de las macetas, y que fracción de ellos sería solubles e intercambiable bajo las condiciones fisicoquímicas del medio (pH, M.O., CIC, uso del suelo, etc), se aplicaron las dos primeras fracciones del método de extracción secuencial desarrollada por Sánchez *et al.* 2005. (Tabla 7).

Tabla 7. Etapas de la extracción secuencial

FRACCIONES	AGENTES EXTRACTANTES
Agua soluble	H <sub>2</sub> O milli Q
Intercambiable	NH <sub>4</sub> Cl 1 M (pH=7)

#### 4.6.4 Evaluación del potencial de las plantas como fitorremediadoras.

Para clasificar a la planta como estabilizadora (exclusora), acumuladora, o traslocadora, se determinaron los siguientes factores;

---

1. Factor de Traslocación (TF), es la relación de la concentración del elemento [Me] en la parte aérea (PA) de la planta entre la concentración del elemento en la raíz (R).

$$TF = \frac{[Me]_{PA}}{[Me]_{Raíz}} \text{ (Lichtfouse Eric, 2012).}$$

2.- Factor de Transferencia (FT), es la relación entre la concentración del elemento en el tejido (hoja, tallo, semilla, flor, raíz) de la planta y la concentración inicial total del elemento en el suelo.

$$TF = \frac{[Me]_{tejido}}{[Me]_{total \text{ en suelo}}} \text{ (Sierra H., 2009)}$$

3.- Factor de Bioacumulación (BAF), es la relación de la concentración del elemento en cada fracción de la planta (hoja, tallo, semilla, flor, raíz) / concentración del elemento fácilmente disponible para la planta en el suelo.

$$BAF = \frac{[Me]_{tejido}}{[Me]_{Disponible \text{ en el suelo}}} \text{ (Peñalosa, 2009).}$$

Las plantas **estabilizadoras** son aquellas que la relación parte aérea/raíz es  $< 1$  y su factor de transferencia es muy bajo ( $< 1$ ).

Las plantas **acumuladoras** son aquellas cuando la relación parte aérea/raíz es  $> 1$  y su factor de transferencia es muy alto ( $>>> 1$ ).

Las plantas **indicadoras** (traslocadoras) son aquellas que la relación parte aérea/raíz es  $\sim 1$  y su factor de transferencia es intermedio ( $< 1$ ). Su absorción es lineal.

Los parámetros que limitan el potencial de una planta como fitorremediadora de metales y metaloide es su capacidad de acumulación, absorción y traslocación del elemento en la parte aérea y la producción de la biomasa.

---

## 5 RESULTADOS y DISCUSIÓN

### 5.1 Caracterización Preliminar del Sitio

Se presentan los resultados de la primera caracterización del sitio seleccionado, y en base a los resultados obtenidos, se definió el área de muestreo específico, las muestras con la cual se trabajaría la caracterización específica para la determinación de la dispersión de los contaminantes, así como la evaluación del riesgo en la zona habitacional y la aplicabilidad de la fitorremediación en el sitio.

### 5.2 Características del Agua de Abastecimiento para uso Humano

#### 5.2.1 pH, C. Eléctrica, Fluoruros, Sulfatos y Nitratos

Los resultados de pH, C. Eléctrica, Fluoruros, Sulfatos y Nitratos, se presentan en la Tabla 8. Estos fueron comparados con LMP que marca la NOM-127, encontrándose el 100% de ellos dentro de los límites.

Tabla 8. Resultados de pH, C. Eléctrica, Fluoruros, Sulfatos y Nitratos

AGUA POTABLE					
Muestra #	pH	C.Eléctrica mS/cm	Fluoruros mg/L	Sulfatos mg/L	Nitratos mg/L
NOM-127	6.5-8.5		1.50	400.00	10.00
1	7,80	0.527	0.98	82,5	2,8
2	7,86	0.520	0.75	85	3,3
3	7,79	0.519	0.73	87,5	3,4
4	7,73	0.509	0.69	90	3,4
5	7,96	0.511	0.68	82,5	3,6
6	7,87	0.513	0.71	82,5	3,5

#### 5.2.2 Metales Totales

Las mediciones de las concentraciones de los metales totales (Cd, As, Pb) en las muestras de agua se expresan en ( $\text{mg L}^{-1}$ ). Se presentan en la Tabla 9 los resultados, quedando estos dentro de los LMP que marca la NOM-127.

Tabla 9. Concentraciones de metales totales en agua potable (mg L<sup>-1</sup>)

# Muestra	Cd	As	Pb
<b>LMP NOM-127</b>	<b>0.005</b>	<b>0.05</b>	<b>0.025</b>
1	N.D	0.019	0.004
2	N.D	0.041	0.022
3	N.D	0.019	0.0015
4	N.D	0.018	N.D
5	N.D	0.019	N.D
6	N.D	0.022	0.0016

N.D: No detectable

### 5.3 Características del Suelo y Sedimentos

#### 5.3.1 pH

Las mediciones de pH de suelo y sedimentos se presentan en la Figura 32, donde se observa que solo se presentó una muestra de suelo con un valor de pH=7.41, y una muestra de sedimentos con un pH de 4.85. El 87% de las mediciones en el suelo se encontraron en el rango de 1.80-2.45, y el 88.9% de las muestras de sedimentos entre 1.63 y 3.1, clasificándose como fuertemente ácidos.

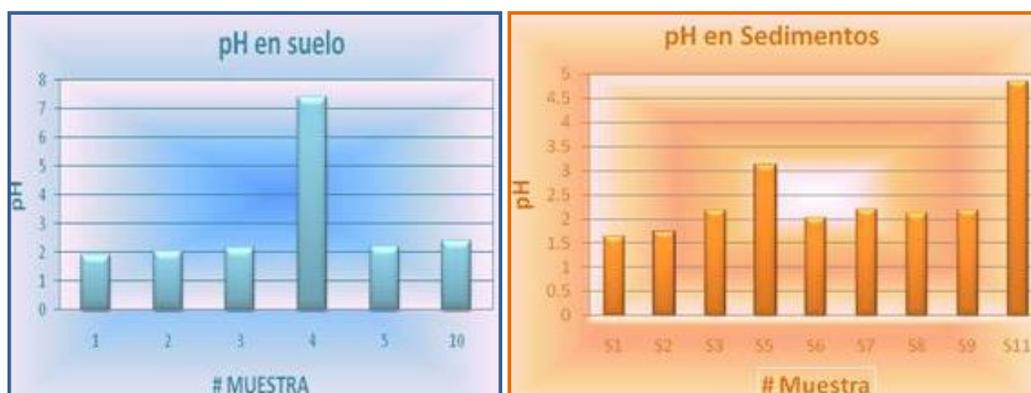


Figura 32. Mediciones de pH en suelo y sedimentos

En el 93% de las muestras de suelo y sedimentos los metales son más biodisponibles, tienen mayor movilidad, solubilidad y tienden a acumularse en la parte superficial, la cual es el horizonte biológicamente más activo, y hace que los metales estén fácilmente accesibles a las diferentes cadenas tróficas así como a la dispersión eólica e hídrica en la zona.

La contribución de pH en la calidad del suelo influye en los procesos de humidificación y mineralización a través de los microorganismos existentes, también puede inducir toxicidad al influir en la biodisponibilidad de sustancias perjudiciales para las plantas (Quartacci *et al.*, 2005).

A medida que disminuye el pH aumenta la solubilidad de los metales pesados (Pineda et al., 2004).

### 5.3.2 Conductividad Eléctrica

Los resultados de CE se presentan en la Tabla 10, las muestras de suelo presentaron valores desde 2.93 mS cm<sup>-1</sup> hasta 14.10 mS cm<sup>-1</sup>, y las de sedimentos en un rango de 2.25 mS cm<sup>-1</sup> a 10.2 mS cm<sup>-1</sup>. Los valores indican que el 53% de las muestras son salinas, el 27% de moderadamente salino, el 13% fuertemente salino y el 7% muy fuertemente salino. Por lo tanto la zona de muestreo tiene alto contenido de sales solubles e insolubles como; cloruros, sulfatos, nitratos.

Tabla 10. Lecturas de CE en suelo y sedimentos

<b>Suelo</b>		<b>Sedimentos</b>	
# Muestra	mS/cm	# Muestra	mS/cm
1	7.43	S1	10.20
2	5.08	S2	8.82
3	7.44	S3	5.28
4	14.10	S5	2.55
5	6.34	S6	7.02
10	2.93	S7	3.73
		S8	4.58
		S9	6.47
		S11	2.25

### 5.3.3 % Humedad

En la Tabla 11 se pueden observar los resultados obtenidos del % de humedad en suelo y sedimentos, resultando suelos con % de humedad bajos, lo cual indica que son suelos con una mayor capacidad de infiltración de los EPT.

Tabla 11. Lecturas de humedad en suelo y sedimentos

# Muestra Suelo	% Humedad	# Muestra Sedimentos	% Humedad
1	4.6	S1	8.9
2	1.7	S2	13.2
3	6.7	S3	2.6
4	0.60	S5	0.31
5	1.3	S6	4.3
10	0.15	S7	3.7
		S8	0.52
		S9	10.6
		S11	0.84

### 5.3.4 Metales Totales

En la Figura 33 se presentan las concentraciones de As, en la Figura 34 las de Cd y en la Figura 35 de Pb. Las concentraciones fueron comparadas con los límites máximos permitidos en México. Teniendo como resultado que las concentraciones de As obtenidas en el muestreo estuvieron en el rango de 50 a 900 mg kg<sup>-1</sup>, excediendo el 100% de las concentraciones máximas permitidas para zona habitacional, y el 53% para zona industrial. El 73% de los puntos muestreados exceden la concentración de Cd para zona habitacional. Las concentraciones de plomo obtenidas están en el rango de 1100-5000 mg kg<sup>-1</sup>, es por ello que el 100% de las muestras exceden los límites permitidos de Pb tanto para zona residencial como para zona industrial.

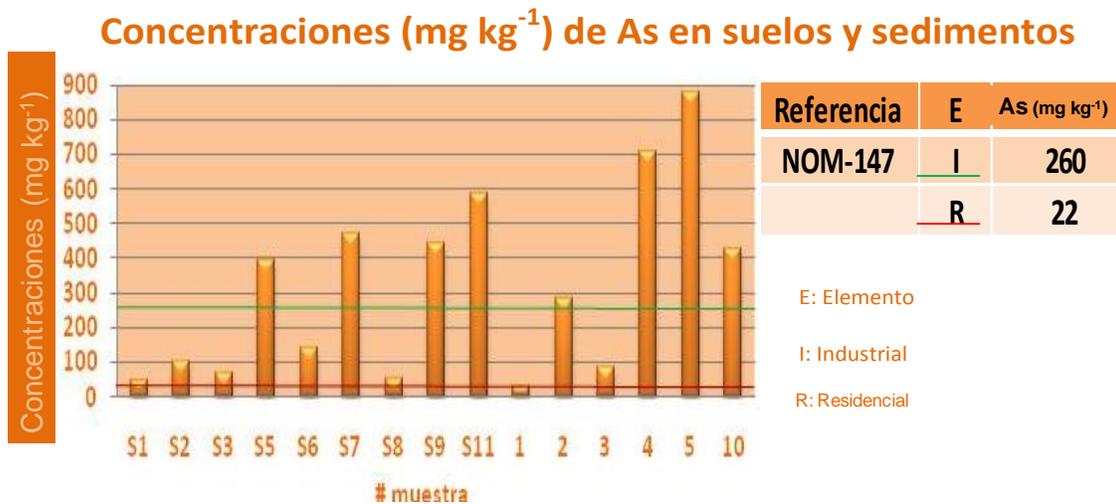


Figura 33. Concentraciones de As (mg kg<sup>-1</sup>) en suelos y sedimentos

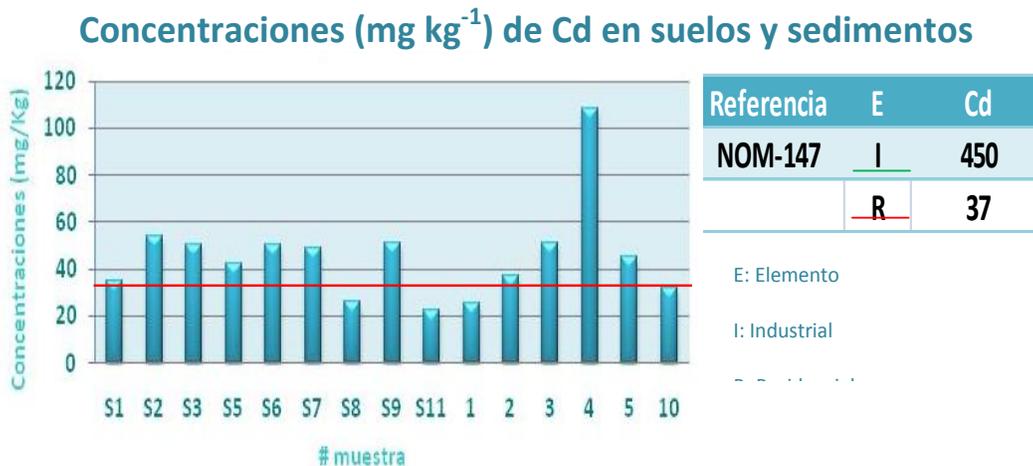


Figura 34. Concentraciones de Cd (mg kg<sup>-1</sup>) en suelos y sedimentos

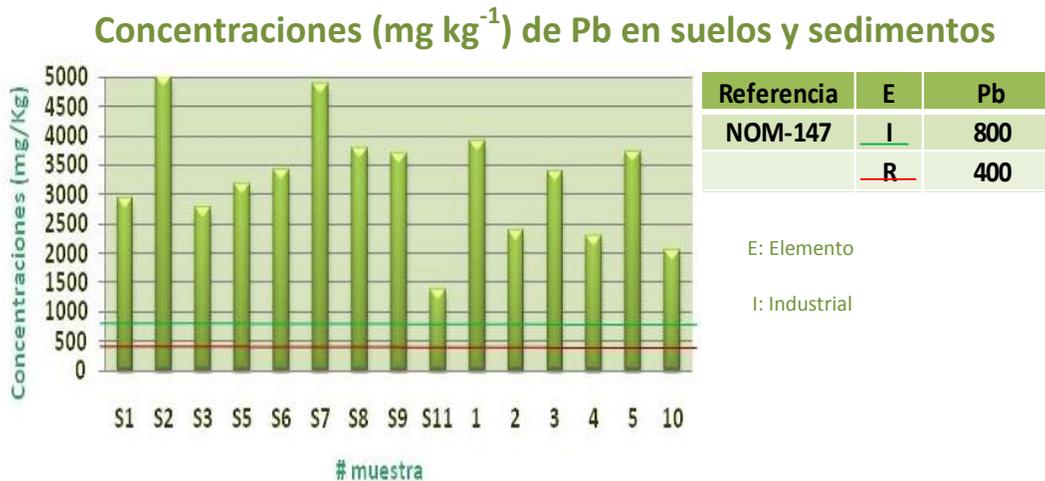


Figura 35. Concentraciones de Pb (mg kg<sup>-1</sup>) en suelos y sedimentos

Las concentraciones de As y Pb en el límite de la zona habitacional (S 11), son del orden de 600 y 1500 mg kg<sup>-1</sup> respectivamente, lo cual comprueba la alta dispersión de los contaminantes hacia la zona habitada, causando un alto grado de exposición de la población a partículas de Cd, As y Pb, y con ello un alto riesgo de salud pública de los habitantes de la zona. En el caso particular de los suelos, si los metales se encuentran biodisponibles, pueden afectar la fertilidad y/o uso posterior de los mismos, así como el riesgo de exposición de la población (Gulson, Masón, Korsch, & Howarth, 1996)

#### 5.4 Determinación de la Dispersión de los Contaminantes en la Zona

##### 5.4.1 Composición Química de los Residuos Mineros

###### 5.4.1.1 DRX

La composición mineralógica determinada por DRX se presenta en la Figura 36, existiendo la siguiente composición: Azufre (S<sub>6</sub>), Cuarzo (SiO<sub>2</sub>), Esfalerita (ZnS), Selenita (CaSO<sub>4</sub>-2H<sub>2</sub>O), Hematita (Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>), Jarosita (K(Fe<sub>3</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>2</sub>(OH)<sub>6</sub>)), Goetita (Fe<sup>3+</sup>O(OH)), la cual se obtuvo con el software Xpert High Score plus.

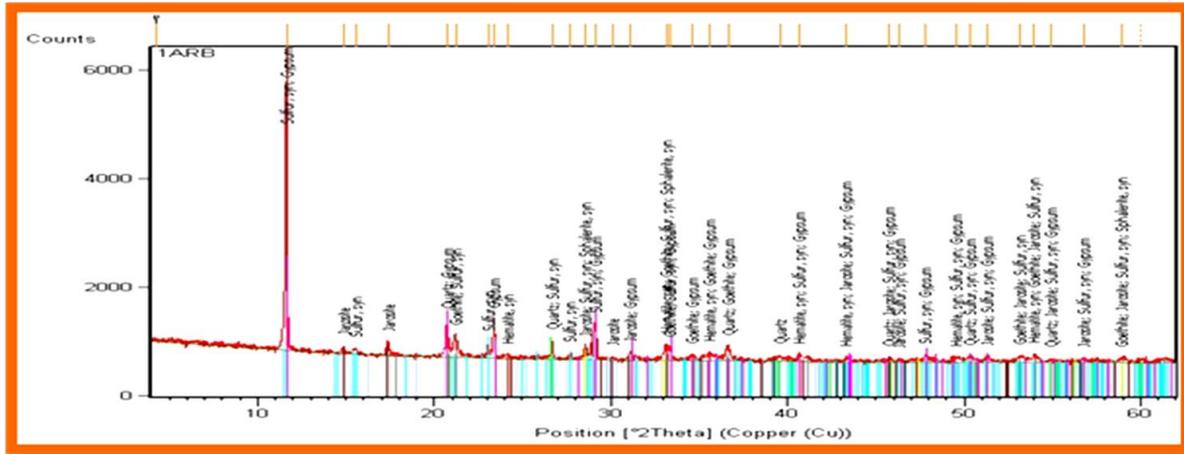


Figura 36. Composición mineralógica de los residuos mineros

#### 5.4.1.2 MEB

En la Figura 37 se presenta la composición elemental obtenida por EDS de las muestras de los residuos mineros, siendo los elementos principales: 53.42% Fe, 19.81% S, 16.17% O, 6.57% Ca, 3.33% Si y 0.70% Al.

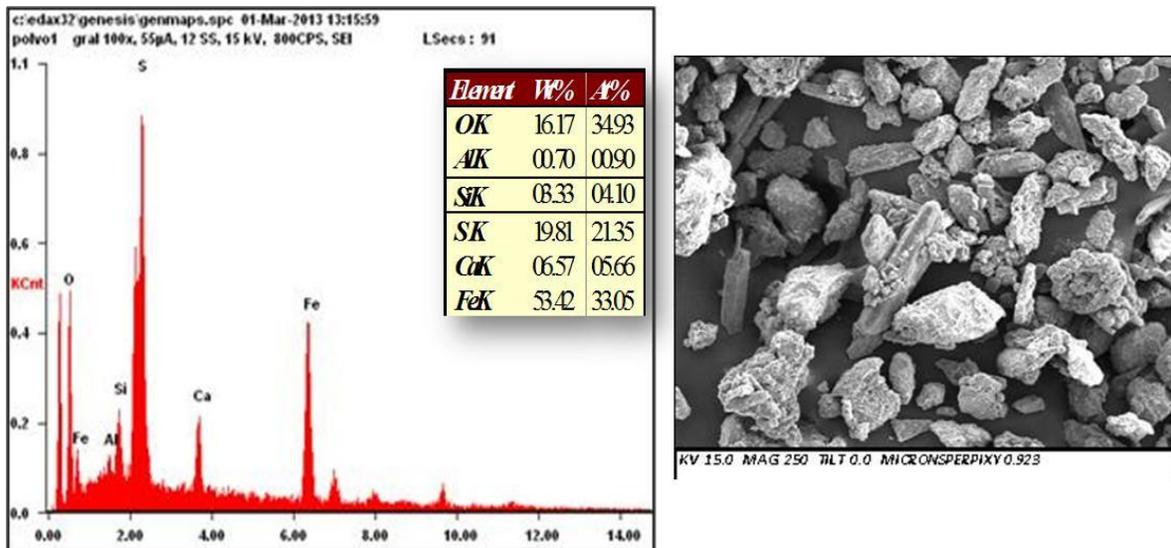


Figura 37. Análisis EDS e imagen de la muestra de los residuos mineros

---

### 5.4.1.3 Análisis Cuantitativo

Los elementos que fueron detectados en las muestras de los residuos mineros en el análisis cuantitativo se presentan en la Tabla 12, donde se observa que tres de los elementos potencialmente tóxicos de este estudio están presentes.

Tabla 12. Análisis cuantitativo de los residuos mineros

Elemento	mg Kg <sup>-1</sup>	σ	Elemento	mg Kg <sup>-1</sup>	σ
As	1345.7	± 116.3	Na	242.8	± 15.5
Ba	62.6	± 3.5	P	294.8	± 35.8
Ca	2.8 E+04	± 1322.4	Pb	3449.1	± 165.0
Cd	44.5	± 2.4	S	3.0E+04	± 2291.9
Cr	4.0	± 0.5	Si	15.7	± 1.5
Cu	63.1	± 2.9	Sr	28.0	± 1.4
Fe	1.2 E+05	± 6173.2	Ti	74.4	± 5.9
K	2029.7	± 117.5	V	14.1	± 1.0
Mg	837.0	± 58.0	Zn	1985.0	± 53.2
Mn	894.3	± 36.8	Zr	12.2	± 0.5

El análisis cuantitativo (Tabla 12), confirma que los EPT (As, Cd, Pb) están presentes en los residuos mineros, los cuales pueden tener la capacidad de movilización y solubilización a través del viento y de la escorrentía. Las reacciones de los EPT con el Hierro (Fe) y Azufre (S) (Figura 37) pueden dar lugar a compuestos como sulfuros, y/o oxihidróxidos (USEPA, 2005).

La mineralogía por DRX indica que los residuos aparte de los EPT también contienen compuestos sulfurosos, oxihidroxidos, los cuales pueden estar reaccionando con los EPT y formar complejos lixiviables y/o estables, según las características fisicoquímicas de las muestras de suelo y polvo.

### 5.5 Caracterización del Suelo y Polvo del Sitio de Estudio

Los componentes y propiedades del suelo determinarán los procesos de sorción (absorción, precipitación y disolución) así como la disponibilidad de los metales y su transferencia (Yaron y Prost, 1996). En el sitio, los análisis realizados indican que la clase textual de las muestras de suelo y polvo de acuerdo al sistema unificado de clasificación de los suelos es; franco/limoso/arcilloso (USDA, 2012). Por ello, se tiende a tener una escasa

---

retención de agua y alta permeabilidad, se erosionan muy fácilmente debido a los fenómenos climatológicos (hídrico y eólico).

Dada la composición arcillosa, tienden a adsorber a los metales pesados, que quedan retenidos en la superficie de la arcilla (Jordán, 2005). (Hooda & Alloway, 1994), encontraron una correlación positiva, entre el contenido de arcilla y la retención de Cd y Pb al estudiar las isotermas de adsorción.

#### 5.5.1 Parámetros Físicoquímicos del Suelo, Polvo y Residuos Mineros.

En la Tabla 13 se presentan los parámetros físicoquímicos determinados a las muestras del sitio evaluado y del suelo de referencia.

Tabla 13. Parámetros físicoquímicos del suelo, polvo, residuos mineros

Mediciones	Suelo de referencia	Residuos mineros	Suelo	Polvo
pH <sub>1:2</sub>	6.1	5.8	4.4 - 9.8	7.7 - 10.8
CE <sub>1:5</sub> (dS/m)	42.7	6.7	0.09 - 2.34	0.27 - 1.06
CIC (Cmol(+)kg <sup>-1</sup> )	32.3	17.9	7.7 - 20.6	5.3 - 19.8
MO (% w/w)	4.7	0.30	0.3 - 2.0	1.0 - 1.7

Las muestras de suelo presentaron valores de pH's desde fuertemente ácido (pH= 4.4) en las cercanías de los residuos mineros (300 m) hasta fuertemente alcalino (pH= 9.8) a los 800 metros de distancia. Conforme se distanciaban los puntos de muestreo de los jales el valor de pH aumento, teniendo pH alcalino en todas las muestras de polvo. Esto se puede deber a las reacciones de los metales, con los elementos principales de los residuos (hierro, azufre y calcio). Estos elementos sin embargo no son considerados tóxicos, pero son de gran importancia por las reacciones que ocurren con otros metales.

Existe una correlación entre el pH y las fracciones de limo/arcillas, indicando la capacidad de retener e intercambiar a los metales con los minerales presentes Fe, S, y con ello la posible formación de compuestos como los sulfatos, oxihidróxidos y carbonatos en forma de costras o eflorescencias (Galán & Romero 2008).

La solubilidad total del Pb, Cd y Zn aumenta al disminuir el pH independientemente del tipo de suelo (Martinez, C.E.,Motto, H. L., 2000).

La CE del suelo, es altamente variable clasificándose como moderadamente salina (a 100m de los residuos mineros) hasta no-salino (a 400m de los residuos mineros). Y la CE del polvo se clasifico como no-salino.

La CIC ( $5.3 \text{ Cmol}(+)\text{kg}^{-1}$  -  $20.6 \text{ Cmol}(+)\text{kg}^{-1}$ ) y el contenido de  $\text{MO}_{w/w}$  ( $0.3\%$  -  $2.0\%$ ) se consideran bajos, siendo menores que el suelo de referencia ( $32.3 \text{ Cmol}(+)\text{kg}^{-1}$  y  $4.7\%$ ) . Lo cual indica una degradación del suelo a lo largo del tiempo, posiblemente causada por la dispersión de los residuos mineros. También indica que las arcillas predominantes son las caolinitas (casi nula CIC) y micas (baja CIC), así como una baja fertilidad. (NOM-021).

### 5.5.2 Metales Totales y Solubles en Suelo, Polvo y Residuos Mineros

Los rangos de las concentraciones de los metales y metaloide en el suelo y en el polvo se presentan en la Tabla 14.

Tabla 14. Concentraciones de metales totales en suelo, polvo y residuos

Elemento	Suelo de referencia ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	Residuos mineros ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	Suelo ( $\text{mg kg}^{-1}$ )		Polvo ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	
			Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo
As	$1.3 \pm 0.04$	$1384.5 \pm 57.2$	$22.7 \pm 1.1$	$2190 \pm 110.3$	$24.7 \pm 2.2$	$1903 \pm 88.8$
Cd	$1.07 \pm 0.02$	$12.89 \pm 0.78$	$2.2 \pm 0.16$	$193.2 \pm 2.2$	$1.0 \pm 0.08$	$51.5 \pm 2.6$
Pb	$19.4 \pm 0.87$	$4230 \pm 113$	$40.8 \pm 3.9$	$8238 \pm 156$	$88.4 \pm 2.6$	$7242 \pm 100.4$
Zn	$19.4 \pm 0.001$	$7836.4 \pm 52.8$	$68.5 \pm 3.2$	$22719 \pm 77$	$215 \pm 7.8$	$8475 \pm 38.3$
Fe	$15500 \pm 126$	$149,770 \pm 584$	$4,087 \pm 103$	$124,333 \pm 302$	$6,527 \pm 153$	$130,153 \pm 849$

En la Tabla 15 se presentan los rangos de las concentraciones de los metales y metaloides solubles en el suelo, polvo y residuos mineros.

Tabla 15. Concentraciones de metales solubles en suelo, polvo y residuos

Elemento	Suelo de referencia ( $\text{mg L}^{-1}$ )	Residuos mineros ( $\text{mg L}^{-1}$ )	Suelo ( $\text{mg L}^{-1}$ )		Polvo ( $\text{mg L}^{-1}$ )	
			Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo
As	N.D	$1.52 \pm 0.001$	$1.52 \pm 0.02$	$31.6 \pm 0.07$	$10.9 \pm 0.05$	$172.3 \pm 1.08$
Cd	N.D	$0.035 \pm 0.001$	$0.23 \pm 0.002$	$5.25 \pm 0.001$	$0.2 \pm 0.002$	$1.22 \pm 0.001$
Pb	N.D	$0.232 \pm 0.003$	$0.008 \pm 0.0001$	$0.975 \pm .009$	$0.002 \pm 0.0001$	$0.27 \pm 0.003$
Zn	$1.4 \pm 0.01$	$3.94 \pm 0.001$	$0.70 \pm 0.001$	$>88.9 \pm 0.06$	$0.0 \pm 0.00$	$30.5 \pm 0.008$
Fe	$2.6 \pm 0.06$	$0.47 \pm 0.002$	$0.083 \pm 0.001$	$1.23 \pm 0.001$	$0.091 \pm 0.001$	$0.236 \pm 0.002$

N.D.; No detectado

---

## 5.6 Dispersión de los Contaminantes en la Zona

### 5.6.1 Dispersión de As en las Muestras de Polvo y Suelo

La dispersión del As total en el sitio de muestreo se presenta en la Figura 38. Las concentraciones de As total en la zona de muestreo variaron entre  $24.7 \pm 2.2 \text{ mg kg}^{-1}$  y  $2190 \pm 110.3 \text{ mg kg}^{-1}$ .

El contenido de As total en suelo y polvo de todas las muestras exceden los  $22 \text{ mg kg}^{-1}$  de la concentración de referencia ( $C_R$ ) para uso de suelo residencial, el 75% rebasa los  $260 \text{ mg kg}^{-1}$  de la  $C_R$  recomendada para uso de suelo industrial (NOM-147).

La concentración de As total en las muestras de polvo (zona habitacional) más alta fue de  $1903 \text{ mg kg}^{-1}$ , 87 veces arriba de la  $C_R$  para uso de suelo residencial a 400m de distancia de los residuos mineros en el punto # 25. En los puntos 64, 65, 82 y 83, ubicados a una distancia de 700 y 800m de los residuos mineros, se tuvieron concentraciones entre 300 y 600  $\text{mg kg}^{-1}$ , las cuales se encuentran de 14 a 28 veces por arriba de las  $C_R$  indicadas en la NOM-147 para uso de suelo residencial.

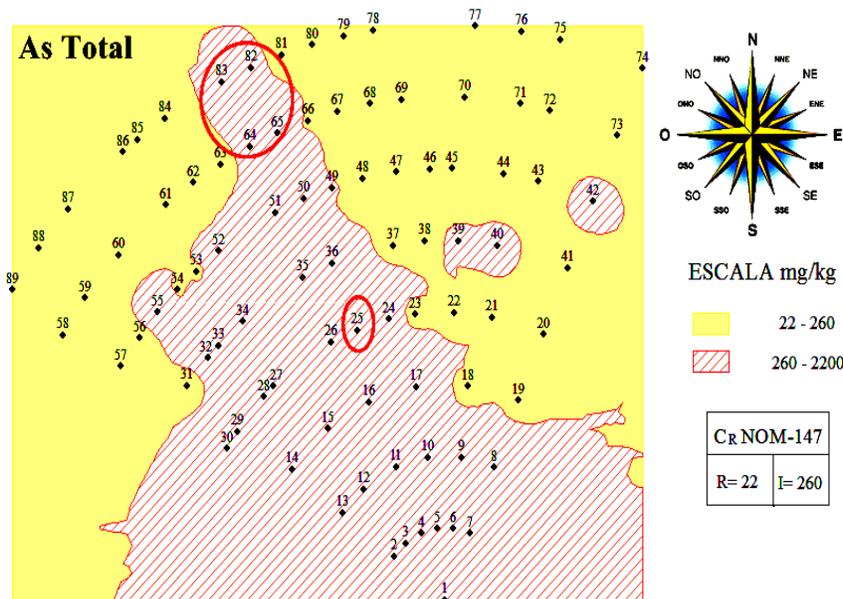


Figura 38. Isoconcentraciones de la dispersión del As total

En las muestras de suelo se registraron concentraciones entre  $16.0 \text{ mg kg}^{-1}$  y  $2190 \text{ mg kg}^{-1}$ , presentándose esta última en el punto #12 situado a 200m de los residuos mineros, estando 66 veces por arriba de la  $C_R$  para uso de suelo residencial.

Las concentraciones de As total en el sitio de estudio, tiende a disminuir con la distancia desde la zona de los residuos mineros hacia la zona habitada. A 200m de los residuos mineros se registraron concentraciones de As de  $333.2$

a 2190 mg·kg<sup>-1</sup>. Disminuyendo las concentraciones con la distancia de los residuos mineros. A 700m el rango de concentraciones fue entre 15.3 y 616.2 mg·kg<sup>-1</sup>.

Con respecto al As soluble el 100% de las muestras de suelo y polvo se encuentran dentro de la C<sub>R</sub> de la NOM-147 (Figura 39). En la zona habitacional se presentaron las concentraciones de As biodisponible más altas (0.05-0.18 mg·L<sup>-1</sup>) en los puntos 64, 65, 66, ubicados a 700m de los jales. Y en el área no habitada se obtuvieron concentraciones de As ≤ 0.032 mg·L<sup>-1</sup>.

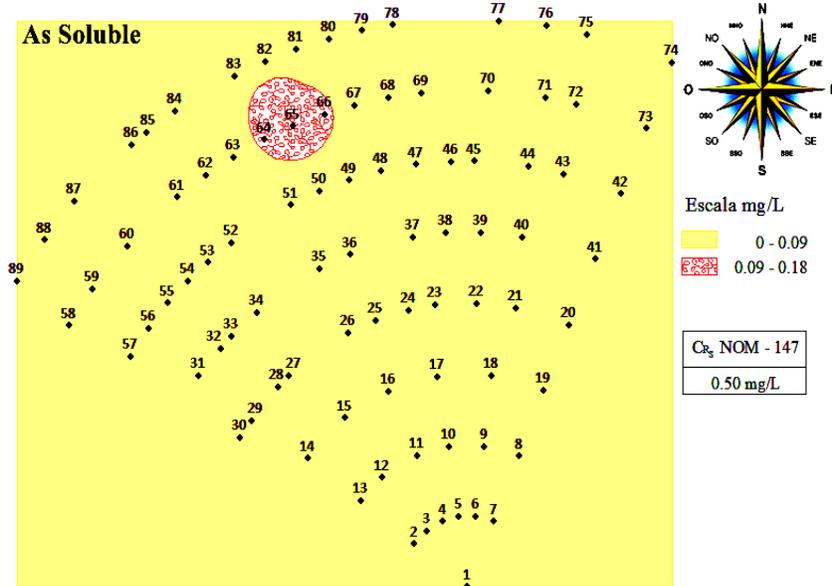


Figura 39. Isoconcentraciones de la dispersión del As soluble

En función de las características del suelo, el As se puede encontrar en tres estados de oxidación, As<sup>5+</sup>, As<sup>3-</sup>, y As<sup>3+</sup>, siendo este último el más tóxico. El As presente en las muestras de suelo y polvo se encuentra precipitado, tiene un comportamiento geoquímico con fases adsorbentes como sulfuros e hidróxidos de Fe. El As se inmoviliza (precipita) por el efecto de las fases adsorbentes, encontrándose en forma adherida en las partículas del polvo y suelo (forma insoluble).

En este estudio se obtuvieron concentraciones altas de Fe; suelo (4,087 ± 103 mg kg<sup>-1</sup> - 124,333±302 mg kg<sup>-1</sup>), polvo (6,527 ± 153 mg kg<sup>-1</sup> a 130,153 ± 849 mg kg<sup>-1</sup>), así como la concentración de los residuos 149,770 ± 584 mg kg<sup>-1</sup>. La variación de pH presente en las muestras de suelo contaminado (4.4 - 9.8) y polvo (7.7-10.8) indican la posibilidad de que el As principalmente se encuentre en forma de arsenopirita (FeAsS).

En condiciones reductoras el As al reaccionar con el S y Fe principalmente, forma sulfoarseniuros como el rejalgar (AsS), oropimente (As<sub>2</sub>S<sub>3</sub>) y especialmente la arsenopirita (FeAsS) (Volke *et al.*, 2005).

Lo anterior se corrobora con el diagrama de Pourbaix de Vreudge (Vreudge, 1983) del As, Fe y S, donde se puede observar que el mineral de As que se encuentra en el rango de  $\text{pH} \geq 3$  principalmente es la arsenopirita.

### 5.6.2 Dispersión de Cd en las Muestras de Polvo y Suelo

Las curvas de isoconcentraciones de Cd total se presentan en la Figura 40. Con relación a las muestras de suelo de la zona no habitada las concentraciones de Cd total estuvieron en un rango de  $2.2\text{-}193.2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , superando 5.2 veces la  $C_R$  para uso de suelo residencial.

En la zona habitacional se registraron concentraciones de Cd total entre  $1.0$  y  $51.5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , registrándose la máxima concentración a una distancia de  $400\text{m}$  (punto#25) de los residuos mineros, siendo 1.4 veces mayor a la  $C_R$  para uso de suelo residencial.

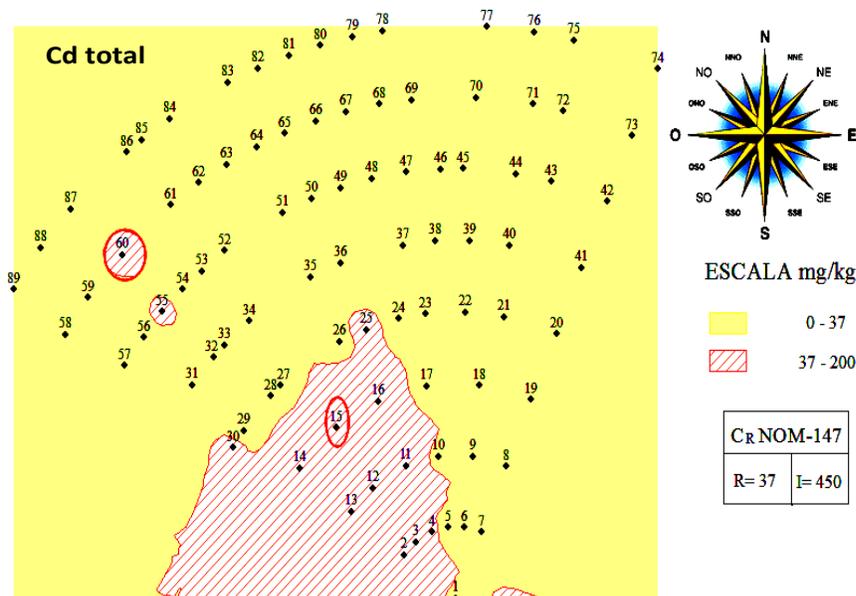


Figura 40. Isoconcentraciones de la dispersión del Cd total

En lo referente al Cd soluble, el 56.2% de las muestras del área de estudio sobrepasa la  $C_R$  (Figura 41). En las muestras de polvo la mayor concentración de Cd disponible supero 2.7 veces la  $C_R$  ( $0.27 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ), esta se registró a  $600\text{m}$  de los residuos mineros. Las concentraciones obtenidas en el área cercana a los residuos mineros estuvieron en el rango de  $0.035 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  a  $0.98 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , superando está ultima 9.8 veces la  $C_R$ .

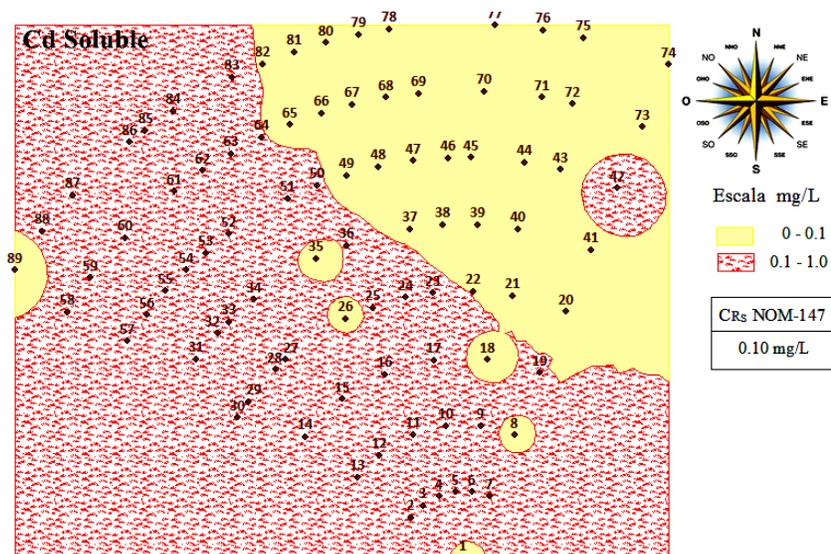


Figura 41. Isoconcentraciones de la dispersión del Cd soluble

La contaminación antropogénica principal de Cd son las actividades mineras tipo Zn-Cu-Pb. este fue uno de los minerales que se procesaban en la planta de beneficio (4.1.1). La greenockita (CdS) es el mineral más común, este mineral casi siempre se encuentra asociado con la esfalerita (ZnS). Estos minerales fueron detectados en la composición química de los residuos (5.2.1). Siendo principalmente los sulfuros de Zn el origen del Cd, debido a que comúnmente se encuentra como impureza en minerales de Zn (~3 kg Cd/ton Zn), Cu y Pb (Volke, Velasco, & De la Rosa, 2005). Además el Cd se recupera como un subproducto presente en la minería, fundición y refinación del Zn > Pb > Cu. (Higueras y Oyarzun, 2013)

En el rango de pH de las muestras de suelo y polvo, el Cd<sup>2+</sup> al estar presente en los minerales procesados en la planta de beneficio por cianuración y flotación, forma complejos cadmio-cianuro e hidróxidos de cadmio (Cd<sub>2</sub>OH<sup>3+</sup>, CdOH<sup>+</sup>, Cd(OH)<sub>2(aq)</sub> y HCdO<sub>2</sub><sup>-</sup>), teniendo este último una alta solubilidad (Figura ). El Cd al reaccionar con piritita (FeS<sub>2</sub>) se vuelve muy soluble (Edafología, 2013). El Cd es más móvil que otros metales debido a la debilidad de las uniones que establece con los componentes del suelo (Covelo *et al.*, 2007). Por ello la alta biodisponibilidad y riesgo del contaminante al entrar en las cadenas tróficas.

### 5.6.3 Dispersión de Hg en las Muestras de Polvo y Suelo

Las concentraciones de Hg total obtenidas en las muestras de polvo y suelo se registraron entre 0.25 y 12.5 mg·kg<sup>-1</sup>, lo que indica que el 100% de las concentraciones están dentro de las C<sub>R</sub> tanto para uso de suelo residencial como industrial. En el centro de la zona habitacional se presentaron los niveles más elevados de Hg con concentraciones en un rango de 3-12.20 mg·kg<sup>-1</sup> (Figura 42).

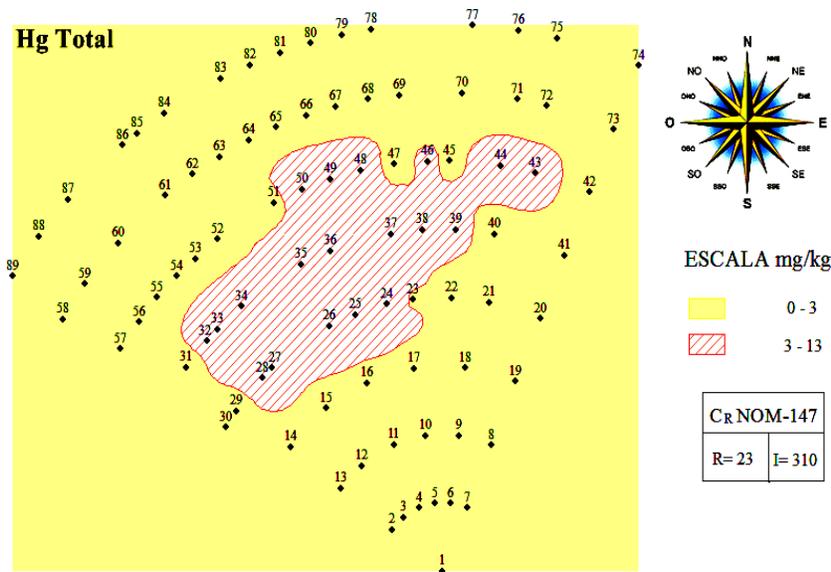


Figura 42. Isoconcentraciones de la dispersión del Hg total

El Hg soluble de la zona de estudio estuvo por debajo de 0.006mg·L<sup>-1</sup>, por lo que no rebasa la C<sub>R</sub> para ningún tipo de uso de suelo (Figura 43).

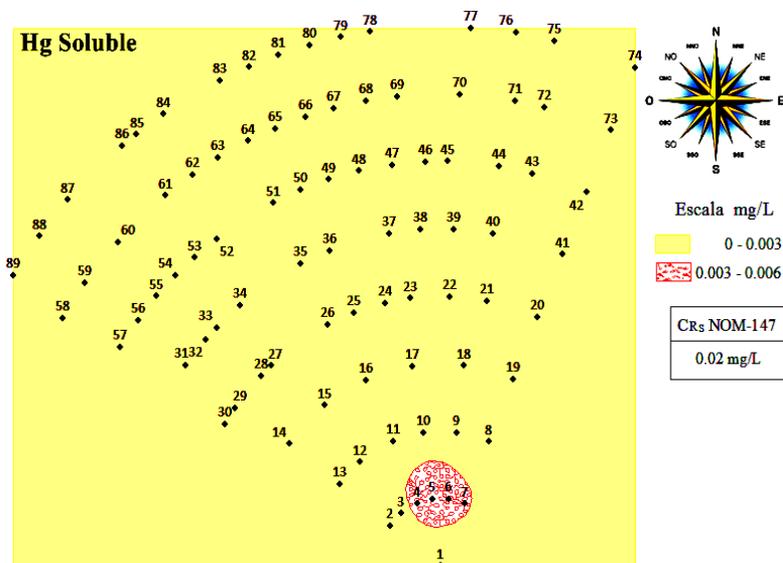


Figura 43. Isoconcentraciones de la dispersión del Hg soluble





Figura 45. Isoconcentraciones de la dispersión del Pb soluble

El Pb liberado en el ambiente es retenido por el suelo, comúnmente se encuentra como óxidos e hidróxidos y como complejos oxianiónicos metálicos. El  $Pb^{2+}$  es la forma más reactiva, formando complejos como la cerusita ( $PbCO_3$ ) a  $pH < 6$  y galena ( $PbS$ ) siendo las formas sólidas más estables del plomo (Volke, Velasco, & De la Rosa, 2005).

Las formas químicas del Pb en los rangos de  $pH$  (4.4-10.8) que pueden estar presentes en las muestras del sitio son; En precipitados de fases sólidas (s) de forma amorfa y/o cristalina como  $Pb^{2+}(s)$ ,  $Pb(OH)_2(s)$ ,  $PbO_3(H_2O)(s)$ ,  $PbO(s)$ , y en forma soluble como  $PbO(aq)$ ,  $Pb(OH)_2(aq)$ ,  $Pb(OH)_4(aq)$ , (National Institute of Advanced Industrial Science and Technology, 2005).

Además, el plomo es anfótero, pudiendo reaccionar con disoluciones ácidas para dar lugar a las correspondientes sales de  $Pb^{2+}$ , dando lugar a complejos en equilibrio entre diferentes hidróxidos de plomo solubles (Violante *et al.*, 2003), también comprobaron que el Pb es el metal que tiene una mayor afinidad por los oxihidróxidos de Fe, empezando la adsorción a  $pH > 3$ , aumentando la afinidad conforme aumenta el contenido de Fe.

### 5.6.5 Dispersión de Zn en las Muestras de Polvo y Suelo

Debido a que México no cuenta con una normatividad para sitios contaminados con Zn, los datos obtenidos se compararon con el límite máximo de concentración total en suelo residencial ( $8000 \text{ mg kg}^{-1}$ ), recomendado por el centro de investigación de la salud (ATSDR, 2005).

En la Figura 46 se presentan las isoconcentraciones del Zn total, el cual estuvo en un rango de  $68 \text{ mg kg}^{-1}$  a  $22,800 \text{ mg kg}^{-1}$ . El 7% de las mediciones exceden el límite.

En suelos contaminados con concentraciones muy elevadas de Zn y bajo condiciones reductoras ( $\text{Zn}^{+2}$ ), principalmente precipita en compuesto como;  $\text{Zn}(\text{OH})_2$ , smithsonita ( $\text{ZnCO}_3$ ), blenda ( $\text{ZnS}$ ) (WHO, 2001). El Zn es fijado en suelos arcillosos y silicatos el Zn disponible en la solución del suelo es adsorbido/fijado (USEPA, 2005).

La movilidad de zinc en suelo aumenta a un menor pH del suelo bajo condiciones oxidantes y con capacidad de intercambio catiónico baja. Por otro parte, la cantidad de zinc en solución generalmente aumenta cuando el pH es  $> 7$  en suelos con alto contenido de materia orgánica (ATSDR 2005).

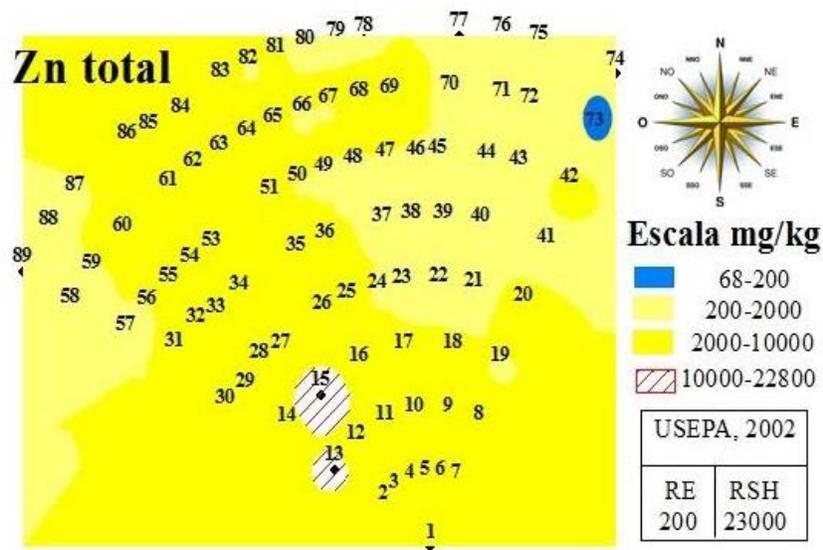


Figura 46. Isoconcentraciones de la dispersión del Zn total

Se tuvieron concentraciones de Zn soluble, en un rango de  $0.1-90 \text{ mg L}^{-1}$  (Figura 47). El Zn es uno de los metales más móviles en el suelo, generalmente forma compuestos insolubles (carbonatos e hidróxidos) a pH alcalinos (Volke, Velasco, & De la Rosa, 2005), sin embargo a condiciones ácidas ( $\text{pH} \leq 7$ ) los hidróxidos y carbonatos de Zn son agredidos por el dióxido de azufre, alcanzando el Zn su forma soluble (WHO 2001).

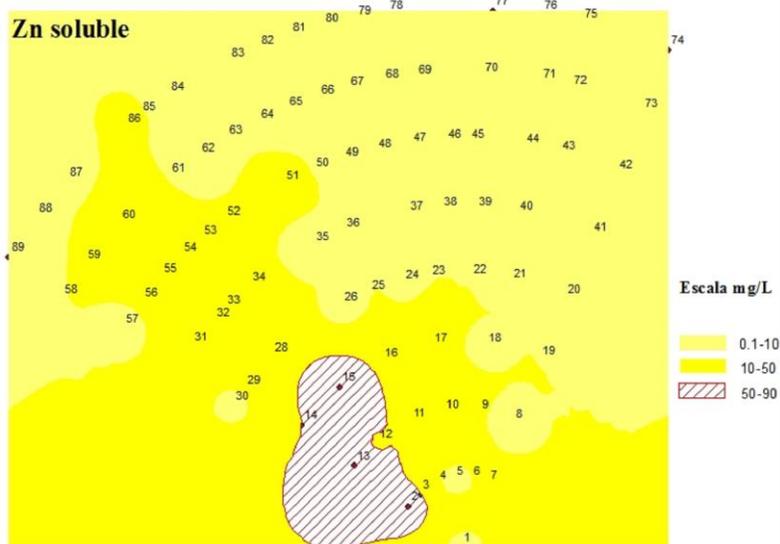


Figura 47. Isoconcentraciones de la dispersión del Zn soluble

### 5.6.6 Influencia del Fe en el Comportamiento del As, Cd, Pb, Zn

Las concentraciones de Fe total obtenidas fueron de  $149,770 \pm 584 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  en los residuos mineros, en las muestras de suelo de  $4,087 \pm 103 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  a  $124,333 \pm 302 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , y en el polvo el rango de  $6,527 \pm 153 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  a  $130,153 \pm 849 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  (Figura 48).

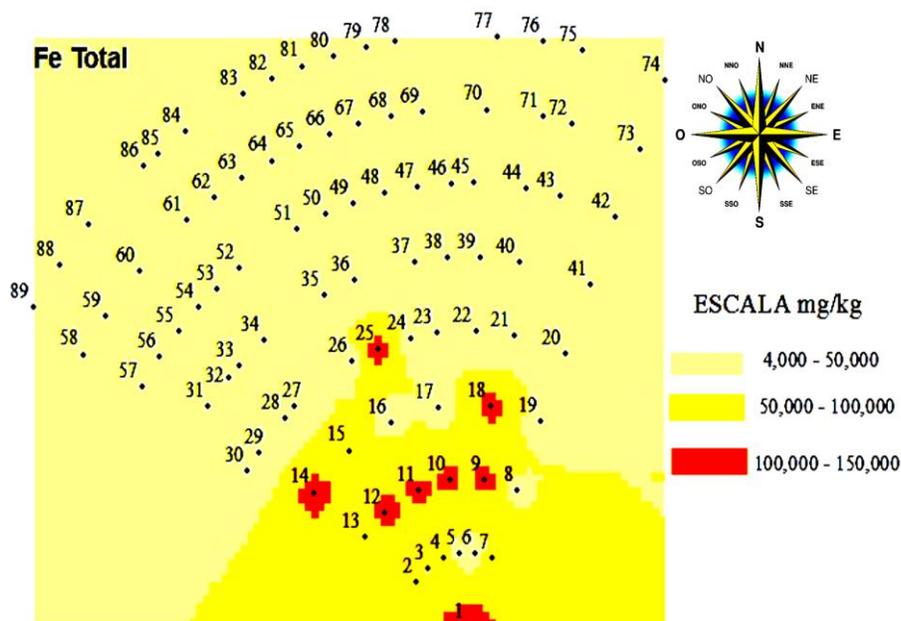


Figura 48. Isoconcentraciones de la dispersión del Fe total

---

El Fe está asociado con la retención e inmovilidad de los metales pesados y metaloide, especialmente Pb y Cd, y en menor extensión As (Galán & Romero, 2008).

Aunque el Fe es ligeramente móvil bajo la mayoría de las condiciones del suelo, los complejos son los responsables de la migración y lixiviación de Fe entre las capas del suelo. (Stumm y Morgan, 1996). En los suelos se establece que el Fe principalmente se produce en las formas de óxidos ( $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ) y oxihidróxidos como partículas pequeñas ó asociadas en forma amorfa con las superficies de otros minerales (Kabata-Pendias, 2011).

Cuando se incrementa el pH los oxihidróxidos de Fe (HFO) adsorben preferentemente a los metales en el orden;  $\text{Hg}^{2+} > \text{Be}^{2+} > \text{Ba}^{2+} > \text{Cr}^{3+} > \text{Pb}^{2+} > \text{Cu}^{2+} > \text{Cd}^{2+} = \text{Zn}^{2+} > \text{Ni}^{2+}$ . Al precipitar los HFO se convierte en un sustrato adecuado para adsorber compuestos solubles preferente, como fosfatos, arseniatos, silicatos, y metales pesados (Méndez-Ortiz *et al.*, 2012; USEPA, 2005). Así como los oxianiones adsorbidos por los HFO se desorben al aumentar el pH, como el arseniato, el cual empieza su desorción a  $\text{pH} > 9$  (USEPA, 2005).

Los metales asociados con hidróxidos de Fe se movilizan, el Fe se puede combinar con el S hasta convertirse en pirita ( $\text{FeS}_2$ ). Cuando los suelos y sedimentos contienen cantidades significantes de pirita, el  $\text{S}^=$  se oxida a  $\text{SO}_4^=$  liberando cantidades de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  y los metales se hacen muy solubles (Edafología, 2013).

## 5.7 Evaluación del Riesgo

### 5.7.1 Contenido y Dispersión de Pb total en Muestras de Polvo

En la Figura 49 se presenta la dispersión de Pb total en la zona habitacional, donde fue realizada la evaluación de riesgo.

Las concentraciones de Pb total en las muestras de polvo correspondientes a la zona habitacional, fueron comparadas con la concentración de referencia ( $C_R$ ) para uso de suelo residencial, indicada en la NOM-147 ( $400 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ), debido a que en México no existe la  $C_R$  para Pb en polvo.

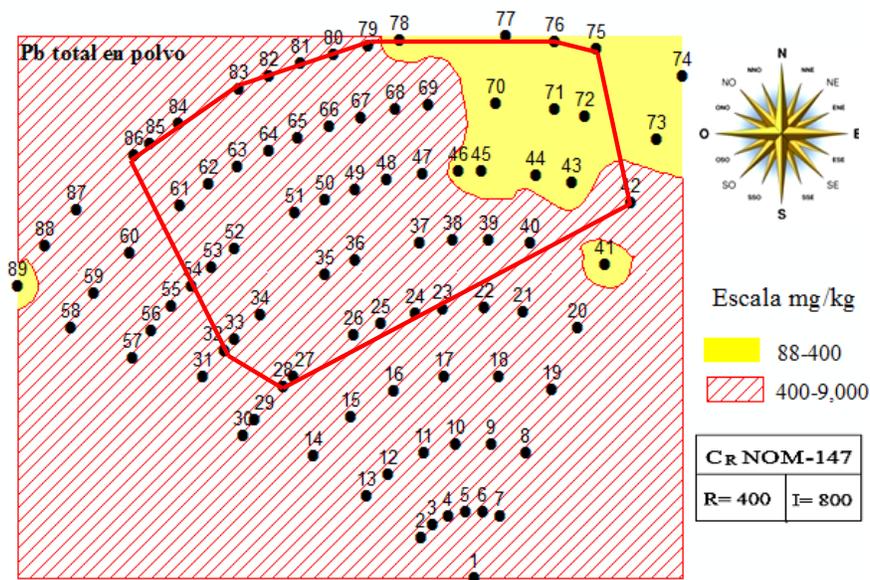


Figura 49. Dispersión de Pb total en la zona habitacional

El 78.8 % de las muestras sobrepasó la C<sub>R</sub>, la concentración de Pb total varió entre  $88.4 \pm 2.6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  y  $7242 \pm 100.4 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  (18 veces por arriba de la C<sub>R</sub>), registrándose esta última a 400m de distancia de los residuos. A 800m de los residuos mineros la concentración disminuyó a valores entre:  $983 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  y  $2397 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  (2.5 a 6 veces por arriba de las C<sub>R</sub> para uso de suelo residencial).

Las concentraciones de Pb total en polvo colectadas en las banquetas, esquinas y bordes de las calles pavimentadas en la zona habitacional adyacente a los depósitos de residuos mineros, revelan la existencia de la movilidad y dispersión de Pb presente en los residuos mineros, ocasionada principalmente por el transporte eólico. Ya que la dirección de los vientos dominantes del sitio provienen del S y E (desde las presas de jales hacia la zona habitacional). (INEGI, 2013; Olson, 2012).

El material contaminado es removido del aire por la lluvia que cae al suelo o a aguas superficiales. Así como la escorrentía superficial que se presenta en las presas de jales, ya que éstas tienen una pendiente descendiente de un 17.5% hacia la zona habitacional. El Pb liberado en el ambiente es retenido por el suelo, comúnmente se encuentra como oxihidróxidos y complejos oxianiónicos metálicos. (Volke *et al*, 2005).

En una investigación realizada por Romieu *et al.*, 1997, dicen que uno de los principales problemas de contaminación en Latinoamérica es por plomo. También estudios del grupo de Díaz-Barriga *et al.*, 1996, han mostrado que dicho tipo de contaminación suele afectar áreas marginadas. En estas áreas, algunos factores, como la escasa cubierta vegetal en zonas de recreación infantil, permiten que la ruta suelo/polvo sea una de las principales rutas de exposición.

Con el fin de mitigar la contaminación ambiental de la zona y recuperación del suelo se debe realizar una evaluación para la aplicación de tecnologías de remediación. En estudios sobre la contaminación del suelo en centros de atención para niños de 1-6 años, efectuados en tres ciudades de Noruega (Trondheim, Bergen y Oslo) entre los años de 1996 y 2007. Asentaron la urgencia de remediar los suelos hasta en un 38% (Ottesen et al., 2008).

En Australia para la remediación de suelos con concentraciones entre 300 y 2500mg kg<sup>-1</sup>, aplicaron la tecnología de remover los primeros 5cm del suelo contaminado, siendo estos reemplazados con suelo limpio (no contaminado) (Laidlaw y Taylor 2010). Dicha alternativa podría considerarse en la zona afectada combinada con la fitorremediación, sin embargo si no se dirigen los estudios a minimizar el movimiento de contaminantes de la fuente de residuos, difícilmente sería una alternativa de recuperación del sitio.

### 5.7.2 Evaluación del Análisis de Riesgo con el Modelo IEUBK

En la Tabla 16 se presentan las concentraciones de Pb en polvo obtenidas en el análisis estadístico. Con dichos valores se consideraron los tres escenarios (A=Mínimo, B=Mediana, C=Máximo) para la evaluación del análisis de riesgo en la zona de estudio.

Tabla 16. Concentraciones de Pb (mg kg<sup>-1</sup>) en las muestras de polvo

Área	N	(mg kg <sup>-1</sup> )		
		Rango Estadístico 95% confianza mediana		
		Mínimo (Q1)	Mediana	Máximo (Q2)
Zona habitacional (Polvo)	52	375	709	1363

Se exponen los resultados en la Tabla 17 de las concentraciones de Pb en sangre (µgPb-dL<sup>-1</sup>) y el % de la probabilidad de que sean mayores a 10µg-dL<sup>-1</sup> resultantes de las dos corridas (parámetros para Latinoamérica y EUA), en los tres escenarios. Donde se observa que los parámetros de Latinoamérica y IEUBK marcan una gran diferencia en el % de que la probabilidad sea > 10µg-dL<sup>-1</sup> de Pb en sangre.

Tabla 17. Concentración de Pb en sangre y % de probabilidad  $>10\mu\text{g-dL}^{-1}$

Concentración de Pb ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )		PARÁMETROS			
		Latinoamérica		IEUBK	
		Concentración Pb en sangre ( $\mu\text{gPb}\cdot\text{dL}^{-1}$ )	% Probabilidad > $10\mu\text{g}\cdot\text{dL}^{-1}$	Concentración Pb en sangre ( $\mu\text{gPb}\cdot\text{dL}^{-1}$ )	% Probabilidad > $10\mu\text{g}\cdot\text{dL}^{-1}$
Escenario A	375	8.00	31.68	4.18	3.19
Escenario B	709	12.15	66.08	6.83	20.82
Escenario C	1363	18.57	90.61	11.186	59.42

### 5.7.3 Asociación entre las Concentraciones de Plomo en Polvo y en Sangre.

Al incrementarse la concentración de Pb en polvo, se incrementa el nivel de plomo en sangre. (Figura 50)

Las concentraciones de Pb en polvo de  $100\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , predicen que las concentraciones de Pb en sangre en los niños estarán del orden de  $3.86\mu\text{g}\cdot\text{dL}^{-1}$  con los parámetros de Latinoamérica, y de  $1.74\mu\text{g}\cdot\text{dL}^{-1}$  con los parámetros del IEUBK. Las respuestas obtenidas con el modelo en todos los escenarios con ambos parámetros indican una relación curvilínea entre los niveles de Pb en sangre en los niños y la concentración de Pb en polvo. Estos datos coinciden con los estudios realizados por (Mielke, Dugas, *et al.* 1997), (Mielke, Gonzales, *et al.* 2007) en Luisiana, Nueva Orleans, Syracuse, Nueva York, ciudades de Estados Unidos de Norteamérica, considerando los parámetros del IEUBK, en el cual se obtuvo el mismo comportamiento.

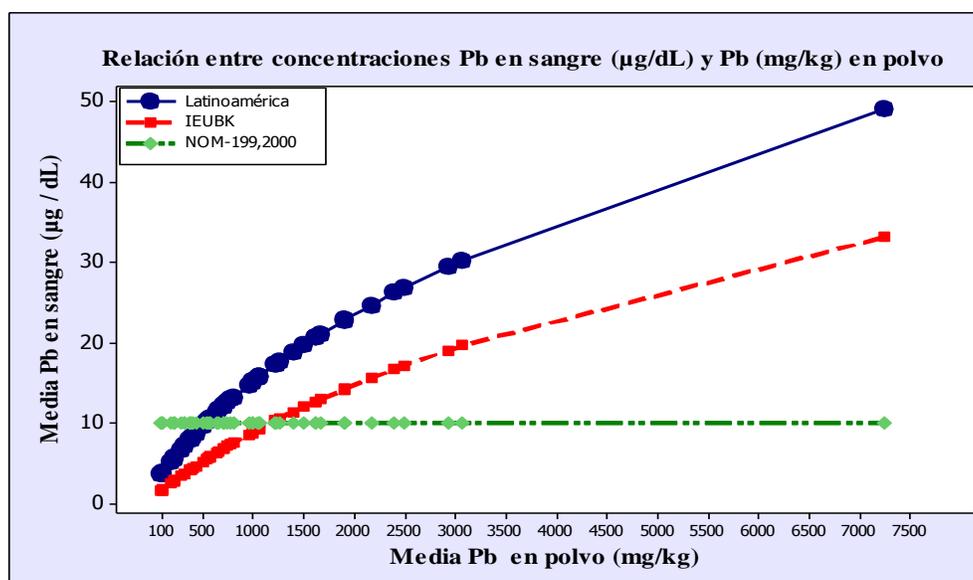


Figura 50. Curva de la relación entre las concentraciones de Pb en polvo y Pb en sangre

---

La ingesta de suelo y polvo contaminado con Pb inorgánico se considera la vía más importante de exposición (ATSDR, 2007) (IARC, 2006) (WHO, 1989) (WHO, 2000)

La toxicidad por Pb y sus efectos en la salud de los niños, presentan que el grupo más vulnerable son los niños debido a su comportamiento y su fisiología. Generalmente los niños ingieren suelo y polvo contaminado por el comportamiento compulsivo mano a boca, y por su fisiología inhalan más fácilmente el polvo y el suelo contaminado con Pb que se encuentra en la superficie. Asimismo se manifiestan problemas de comportamiento y/o socio-conductuales como la delincuencia juvenil y los crímenes violentos (ATSDR, 2007).

#### *Efectos en la salud*

Los efectos asociados con la exposición al plomo inorgánico y compuestos pueden presentarse en el sistema nervioso, hematológico, cardiovascular y el riñón. Sin embargo el plomo tiene diferente acción en los sistemas biológicos, por lo que podría afectar potencialmente a cualquier sistema u órgano en el cuerpo (Ministry for the Environment, 2011).

Considerando los parámetros de Latinoamérica, la probabilidad de riesgo de los niños en la zona habitacional de que tengan una concentración de Pb en sangre arriba de  $10\mu\text{g-dL}^{-1}$  con la mínima concentración ( $375\text{mg kg}^{-1}$ ) es de un 31.68%. Considerando la concentración de  $709\text{mg kg}^{-1}$  (mediana) la probabilidad se incrementa hasta 66.08%. Teniendo en consideración el escenario bajo concentraciones máximas de  $1396\text{mg kg}^{-1}$ , la probabilidad de tener una concentración de Pb en sangre por arriba de los  $10\mu\text{g-dL}^{-1}$  fue de 90.61%.

Los efectos de salud documentados que se presentan principalmente en los niños a diferentes concentraciones de plomo en sangre, siendo la vía principal de exposición la ingesta del polvo presente en el suelo, se muestran en la Tabla 18.

Tabla 18. Toxicidad de Pb y efectos en la salud de los niños

Concentración de Pb en polvo	Concentración de Pb en sangre ( X)	Efectos de salud	Referencia
Los primeros pocos mg de Pb		Múltiples estudios han demostrado los más fuertes efectos en el coeficiente intelectual (IQ)	Schnaas <i>et al.</i> , 2006 Canfield <i>et al.</i> , 2003 Lanphear <i>et al.</i> , 2005
8 a 500 mg kg <sup>-1</sup>	1 a 10 µg/dL	El IQ disminuye 7.4 puntos	Canfield <i>et al.</i> , 2003
< 172 mg kg <sup>-1</sup> 172 - 500 mg kg <sup>-1</sup>	< 5 µg / dL 5- 9.9 µg / dL	El IQ disminuye 4.9 puntos ; IQ (91.3 vs. 86.4)	Jusko <i>et al.</i> , 2008
172 - 500 mg kg <sup>-1</sup>	5-10 µg / dL	El IQ disminuye 5.0 puntos comparado con niños con niveles de 1-2 µg / dL	Surkan <i>et al.</i> , 2007
≤ 500 mg kg <sup>-1</sup>	< 10 µg / dL	(ADHD) Desorden de déficit de Atención e Hiperactividad  -Media de reducción en pruebas de: Lectura= 0.51  Escritura= 0.49  Matemáticas  - Daños renales - Caries dental  -Retraso en la pubertad Varones Mujeres	Nigg <i>et al.</i> , 2010 ATSDR, 2007  Chandramouli <i>et al.</i> , 2009  Chandramouli <i>et al.</i> , 2009 Miranda <i>et al.</i> , 2007  Miranda <i>et al.</i> , 2007  Fadrowski <i>et al.</i> , 2010 Moss <i>et al.</i> , 1999  Williams <i>et al.</i> , 2010 Selevan <i>et al.</i> , 2003

---

## 5.8 Aplicabilidad de la Fitorremediación

### 5.8.1 Caracterización de los Suelos Empleados en el Análisis para la Fitorremediación

#### 5.8.1.1 Cuantificaciones de pH, CE, CIC, M.O. $S_{TOTAL}$

Se presentan en la Tabla 19 los parámetros fisicoquímicos evaluados a los suelos de las macetas del grupo X (con M.O), y en la Tabla 20 los del grupo Y (sin M.O).

Tabla 19. Parámetros fisicoquímicos del grupo X (con M.O)

SUELO con M.O.		pH	CE (dS m <sup>-1</sup> )	CIC (Cmol Kg <sup>-1</sup> )	M. O. %	S <sub>TOTAL</sub> %
Sitio	Referencia					
0%	100%	7.67	417	32.37	4.65	0.05
25%	75%	6.29	2210	29.29	3.92	2.80
50%	50%	3.12	2550	24.17	3.17	6.30
75%	25%	2.35	4530	18.95	2.88	9.60
100%	0%	2.14	6150	12.05	1.50	13.80

Tabla 20. Parámetros fisicoquímicos del grupo Y (sin M.O)

SUELO sin M.O.		pH	CE (dS m <sup>-1</sup> )	CIC (Cmol Kg <sup>-1</sup> )	M. O. %	S <sub>TOTAL</sub> %
Sitio	Referencia					
0%	100%	6.08	440	31.96	4.71	0.05
25%	75%	6.20	2410	26.01	3.97	2.80
50%	50%	2.84	3120	21.35	3.22	6.30
75%	25%	2.10	5450	15.04	2.88	9.60
100%	0%	2.05	6420	9.44	1.50	13.80

El pH de las muestras de las macetas del grupo X presentó un rango de variación entre 2.14 y 7.67 lo cual indica que son suelos que van desde medianamente alcalino a fuertemente ácidos. Los valores de pH del grupo Y estuvieron en un rango de 2.05 a 6.20, indicando que son suelos que van desde moderadamente ácidos a fuertemente ácidos. (NOM-021).

De igual forma se puede apreciar en la Figura 51 que la CE, CIC, MO de los suelos del grupo X no presentaron variabilidad significativa con respecto a los suelos del grupo Y. Esto se debe a que el azufre (S) influye directamente con el suelo.

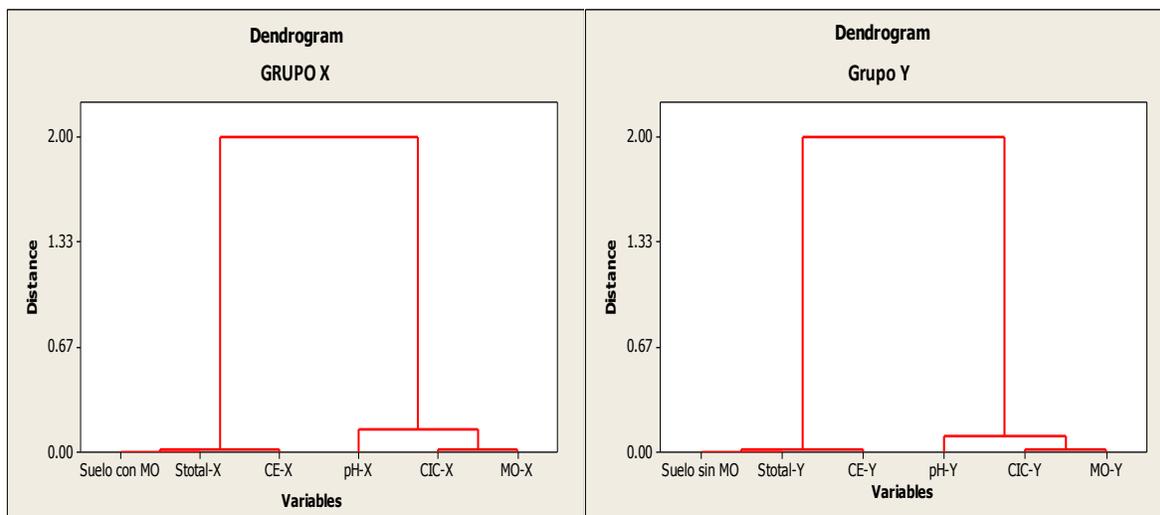


Figura 51. Dendrogramas de las características MO, Stotal, pH, CE, CIC de los grupos X, Y

### 5.8.1.2 Cuantificación de Metales Totales, Solubles, Intercambiables y Disponibles para las Plantas.

Se presentan las concentraciones de metales totales de los grupos X, Y respectivamente en la Tabla 21 y Tabla 22.

Las muestras B, C, D y E de los grupo X, Y exceden las concentraciones de referencia ( $C_R$ ) para uso de suelo agrícola de la Nom-147 para el As ( $22\text{mg kg}^{-1}$ ) y Pb ( $400\text{mg kg}^{-1}$ ).

Tabla 21. Metales totales ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en las macetas del grupo X

Tratamiento	Suelos con MO		$\text{As}_T$ ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	$\text{Cd}_T$ ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	$\text{Hg}_T$ ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	$\text{Pb}_T$ ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	$\text{Zn}_T$ ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	$\text{Fe}_T$ ( $\text{mg kg}^{-1}$ )
	Sitio	Referencia						
A	0%	100%	$1.10 \pm 0.02$	N.D	$0.09 \pm 0.007$	$21.5 \pm 1.2$	$66 \pm 5.2$	$1.9\text{E}+04 \pm 6.3\text{E}+02$
B	25%	75%	$398.2 \pm 15$	$1.6 \pm 0.02$	$0.15 \pm 0.03$	$1171 \pm 25$	$403 \pm 2.5$	$7.1\text{E}+04 \pm 2.3\text{E}+03$
C	50%	50%	$811.2 \pm 50$	$2.1 \pm 0.06$	$0.14 \pm 0.04$	$2343 \pm 88$	$800 \pm 31$	$4.4\text{E}+04 \pm 0.5\text{E}+04$
D	75%	25%	$176.3 \pm 90$	$3.2 \pm 0.07$	$0.13 \pm 0.008$	$3585 \pm 21$	$1256 \pm 71$	$4.2\text{E}+04 \pm 8.5\text{E}+03$
E	100%	0%	$543 \pm 163$	$5.6 \pm 0.10$	$0.16 \pm 0.0$	$5383 \pm 420$	$1789 \pm 65$	$4.7\text{E}+04 \pm 2.3\text{E}+03$

ND; No detectado. T; Totales

Tabla 22. Metales totales ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en las macetas del grupo Y

Tratamiento	Suelos sin MO		$\text{As}_T$	$\text{Cd}_T$	$\text{Hg}_T$	$\text{Pb}_T$	$\text{Zn}_T$	$\text{Fe}_T$
	Sitio	Referencia	( $\text{mg kg}^{-1}$ )					
A	0%	100%	1.30±0.07	1.07±0.15	0.47±0.02	19.4±2.2	71±2.2	1.5E+04±7.8E+02
B	25%	75%	418.9±31	2.76±0.07	1.1±0.31	1135±58	531±5.8	6.6E+04±3.3E+03
C	50%	50%	781.2±50	4.4±0.06	0.9±0.24	2046±149	909±24	8.4E+04±1.5E+04
D	75%	25%	176.3±90	5.8±0.17	0.80±0.0	3192±21	1389±38	8.3E+04±6.5E+03
E	100%	0%	542±172	7.6±0.10	0.70±0.04	3700±350	1614±43	1.2E+05±2.0E+04

T; Totales

Con respecto a las concentraciones de los metales solubles en la Tabla 23 y Tabla 24, las muestras C, D, E, del grupo X, exceden 9, 26.5 y 39.5 veces respectivamente la  $C_R$  para el Cd ( $0.1\text{mg L}^{-1}$ ). Y En relación al Pb las muestras D y E exceden 14.4 y 11.7 veces respectivamente la  $C_R$  ( $0.500\text{mg L}^{-1}$ ).

Tabla 23. Metales solubles ( $\text{mg L}^{-1}$ ) en las macetas del grupo X

Tratamiento	Suelos con MO		$\text{Cd}_s$	$\text{Hg}_s$	$\text{Pb}_s$	$\text{Zn}_s$	$\text{Fe}_s$
	Sitio	Referencia	( $\text{mg L}^{-1}$ )	( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	( $\text{mg L}^{-1}$ )	( $\text{mg L}^{-1}$ )	( $\text{mg L}^{-1}$ )
A	0%	100%	ND	ND	ND	0.0	5.7±0.27
B	25%	75%	ND	ND	ND	0.51±.007	ND
C	50%	50%	0.9±.002	ND	ND	57±.06	28.5±0.87
D	75%	25%	2.65±0.06	ND	7.2±.02	260.4±1.05	1548±13.4
E	100%	0%	3.95±.07	ND	5.85±.03	363.6±3.8	12520±113

ND; No detectado. S; soluble

Las muestras C, D y E del grupo Y exceden las  $C_R$  de la NOM-147 con respecto al Cd hasta 11, 14 y 16 veces respectivamente. Con respecto al Pb las muestras D y E exceden 16.6 y 11.8 veces la  $C_R$ .

Tabla 24. Metales solubles (mg L<sup>-1</sup>) en las macetas del grupo Y

Tratamiento	Suelos sin MO		Cd <sub>s</sub>	Hg <sub>s</sub>	Pb <sub>s</sub>	Zn <sub>s</sub>	Fe <sub>s</sub>
	Sitio	Referencia	(mg L <sup>-1</sup> )	(µg L <sup>-1</sup> )	(mg L <sup>-1</sup> )	(mg L <sup>-1</sup> )	(mg L <sup>-1</sup> )
A	0%	100%	ND	ND	ND	1.4±0.0	2.55±0.1
B	25%	75%	ND	ND	ND	3.75±0.008	ND
C	50%	50%	1.1±0.003	ND	ND	147.4±0.84	55.7±1.1
D	75%	25%	1.4±0.002	ND	8.3±0.07	261.4±1.02	5371±23.2
E	100%	0%	1.6±0.006	ND	5.9±0.04	434.5±7.2	14563±104

ND; No detectado. S; soluble

Los metales intercambiables del grupo X se presenta en la Tabla 25 y los del grupo Y en la Tabla 26. Los metales Cd y Pb en las muestras D y E del grupo X son intercambiable.

Tabla 25. Metales intercambiables (mg L<sup>-1</sup>) en las macetas del grupo X

Tratamiento	Suelos con MO		Cd <sub>I</sub>	Hg <sub>I</sub>	Pb <sub>I</sub>	Zn <sub>I</sub>	Fe <sub>I</sub>
	Sitio	Referencia	(mg L <sup>-1</sup> )	(µg L <sup>-1</sup> )	(mg L <sup>-1</sup> )	(mg L <sup>-1</sup> )	(mg L <sup>-1</sup> )
A	0%	100%	ND	ND	ND	0.7±0.002	ND
B	25%	75%	ND	ND	ND	1.6±0.008	ND
C	50%	50%	ND	ND	ND	2.35±0.07	ND
D	75%	25%	0.25±0.0	ND	6.6±0.7	11.8±0.95	17.85±0.02
E	100%	0%	0.4±0.0	ND	14.9±0.9	24.4±1.3	50.35±3.1

ND; No detectado. I; Intercambiable

En el grupo Y, el Cd solo es intercambiable en la muestra E. Estando el Pb intercambiable en las muestras C, D, y E.

Tabla 26. Metales intercambiables (mg L<sup>-1</sup>) en las macetas del grupo Y

Tratamiento	Suelos Sin MO		Cd <sub>I</sub>	Hg <sub>I</sub>	Pb <sub>I</sub>	Zn <sub>I</sub>	Fe <sub>I</sub>
	Sitio	Referencia	(mg L <sup>-1</sup> )	(µg L <sup>-1</sup> )	(mg L <sup>-1</sup> )	(mg L <sup>-1</sup> )	(mg L <sup>-1</sup> )
A	0%	100%	ND	ND	ND	1.95±0.007	ND
B	25%	75%	ND	ND	ND	3.1±0.02	ND
C	50%	50%	ND	ND	6.2±0.07	5.5±0.03	ND
D	75%	25%	ND	ND	9.5±0.05	18.5±1.2	1.7±0.005
E	100%	0%	0.41±0.0	ND	14.1±1.03	20.2±1.6	3.0±0.01

ND; No detectado. I; Intercambiable

Las concentraciones de los metales fácilmente disponibles para las plantas, se presentan en la Tabla 27 y 28.

Tabla 27. Metales fácilmente disponibles para las plantas del grupo X

Tratamiento	Suelos con MO		Cd <sub>D</sub>	Hg <sub>D</sub>	Pb <sub>D</sub>	Zn <sub>D</sub>	Fe <sub>D</sub>
	Sitio	Referencia	(mg L <sup>-1</sup> )	(µg L <sup>-1</sup> )	(mg L <sup>-1</sup> )	(mg L <sup>-1</sup> )	(mg L <sup>-1</sup> )
A	0%	100%	ND	ND	ND	0.7±0.002	5.7±0.27
B	25%	75%	ND	ND	ND	2.1±0.008	ND
C	50%	50%	0.9±0.002	ND	ND	59.4±0.06	28.5±0.87
D	75%	25%	2.9±0.06	ND	13.8±0.8	272.2±1.0	1565.9±14
E	100%	0%	4.35±0.07	ND	20.8±0.9	388±4.2	12570.4±105

ND; No detectado. D; Disponibles

Tabla 28. Metales fácilmente disponibles para las plantas del grupo Y

Tratamiento	Suelos sin MO		Cd <sub>D</sub>	Fe <sub>D</sub>	Hg <sub>D</sub>	Pb <sub>D</sub>	Zn <sub>D</sub>
	Sitio	Referencia	(mg L <sup>-1</sup> )	(mg L <sup>-1</sup> )	(µg L <sup>-1</sup> )	(mg L <sup>-1</sup> )	(mg L <sup>-1</sup> )
A	0%	100%	ND	5.7±0.27	ND	ND	3.35±0.07
B	25%	75%	ND	ND	ND	ND	6.85±0.1
C	50%	50%	1.1±0.003	28.5±0.87	ND	6.2±0.07	152.9±0.91
D	75%	25%	1.4±0.002	5373±11	ND	17.8±0.07	279.9±1.08
E	100%	0%	2.0±0.005	14566±133	ND	20.1±1.1	454.7±5.3

ND; No detectado. D; Disponibles

### 5.8.2 Desarrollo de las plantas

Se inició en el mes de octubre del 2011 la siembra de las semillas en los grupos de macetas descritos en el punto 4.6.2.1. La media de las semillas que germinaron y se desarrollaron durante la germinación se muestra en la Tabla 29.

En los sustratos del 75% y 100% de ambos grupos y en todas las especies no se presentó ninguna germinación. La especie que presentó la mejor germinación al 0%, 25% y 50%, en ambos grupos fue el *Bouteloua dactyloides*. La *Chloris virgata* presentó una menor germinación en ambos grupos al 0%, 25% y 50%. La *Gomphrena serrata* solo se desarrolló en el grupo Y al 0% y 25%.

Tabla 29. Total de plantas desarrolladas durante 3 meses

ESPECIES	GRUPO X Número de individuos desarrolladas					GRUPO Y Número de individuos desarrolladas				
	0%	25%	50%	75%	100%	0%	25%	50%	75%	100%
<i>Bouteloua dactyloides</i>	44	59	25	-	-	45	60	20	-	-
<i>Chloris virgata</i>	30	25	15	-	-	22	19	1	-	-
<i>Gomphrena serrata</i>	3	4	3	-	-	15	8	-	-	-

- No brotes

Las temperaturas registradas en el invernadero durante el desarrollo de las plantas se presentan en la Figura 52. La media de temperatura mínima fue de 11.5°C, y la máxima de 41°C.

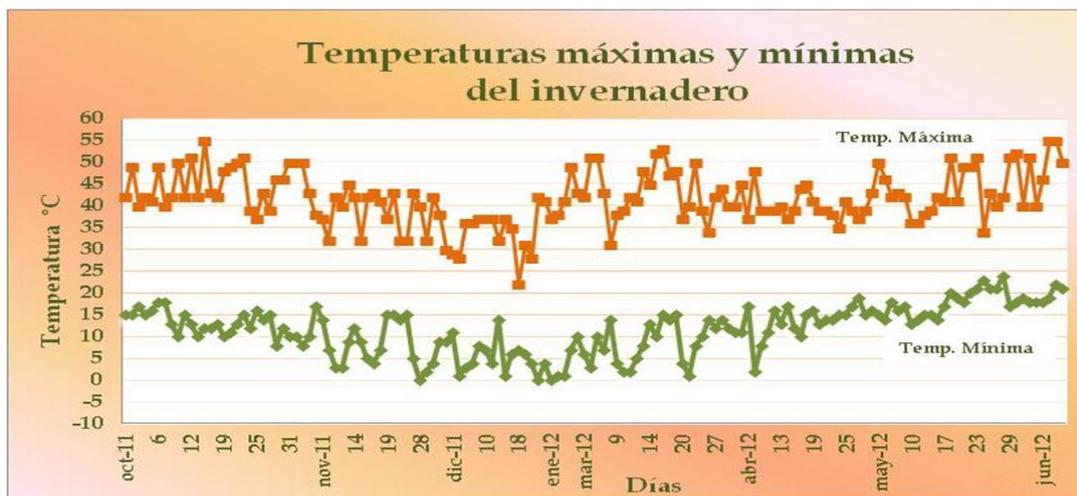


Figura 52. Temperaturas mínimas y máximas registradas en el invernadero.

### 5.8.3 Evaluación de las Plantas como Fitorremediadoras

#### 5.8.3.1 Concentración ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) de As, Cd y Pb en el *Bouteloua dactyloides*

En el sustrato del 50% contaminado se obtuvo la mayor concentración de los metales y metaloides en las partes de la planta *Bouteloua dactyloides*, esto se muestra en la Figura 53. Con respecto a el As y Cd fue en el tallo y el Pb donde se retuvo en la parte aerea (tallo y espigas de semillas).

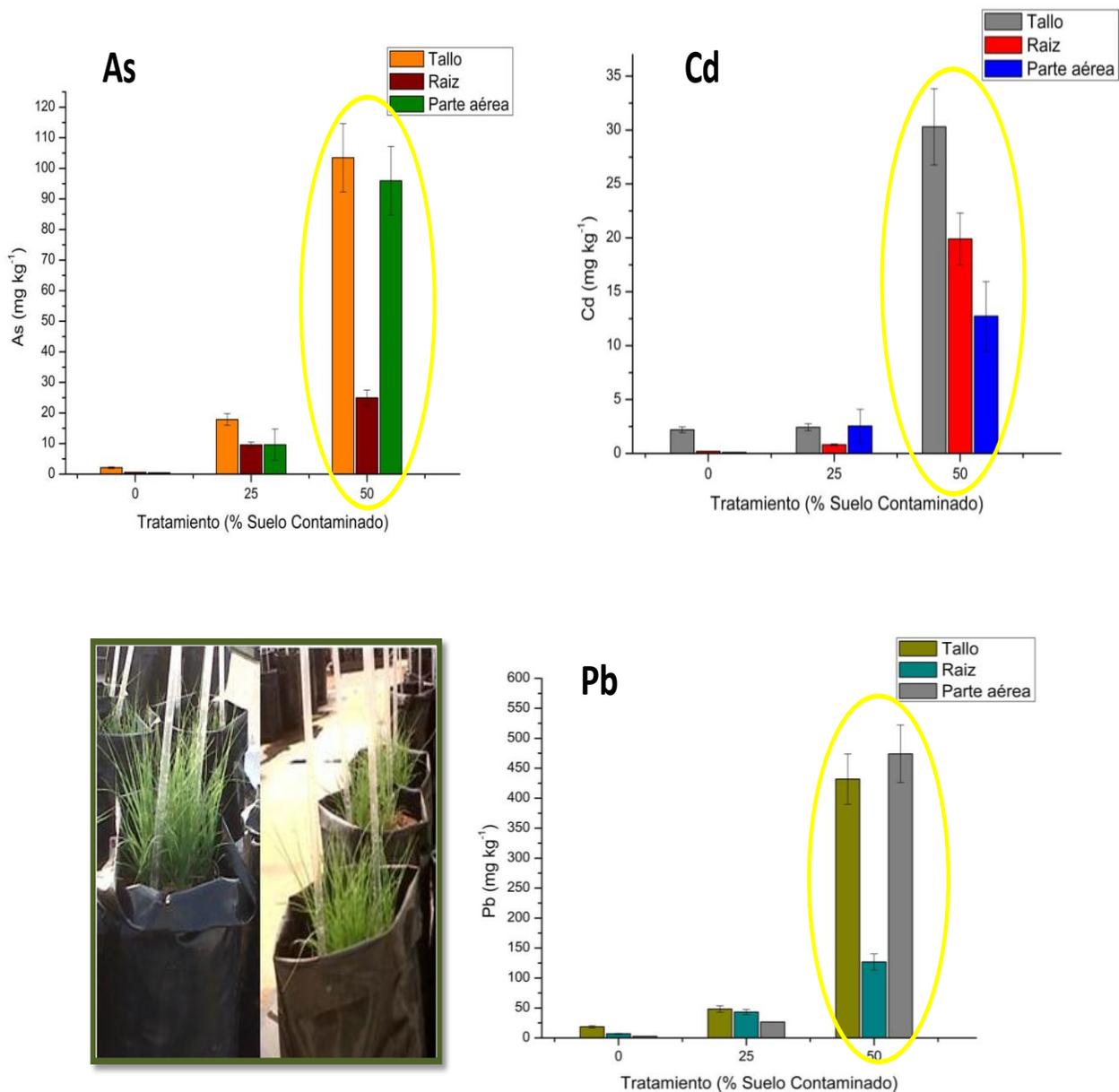


Figura 53. Concentración ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) de As, Cd, y Pb en *Bouteloua dactyloides*

### 5.8.3.2 Concentración ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) de As, Cd, y Pb en la *Chloris virgata*

En la Figura 54 se presentan las concentraciones de As, Cd, y Pb en las partes de la planta *Chloris virgata*. En el sustrato del 50% contaminado se presentaron las mas altas concentraciones de los metales. Con respecto a las mayores concentraciones de As y Cd fue en tallo y espiga. Mientras que la mayor concentración de Pb se presento en la raiz.

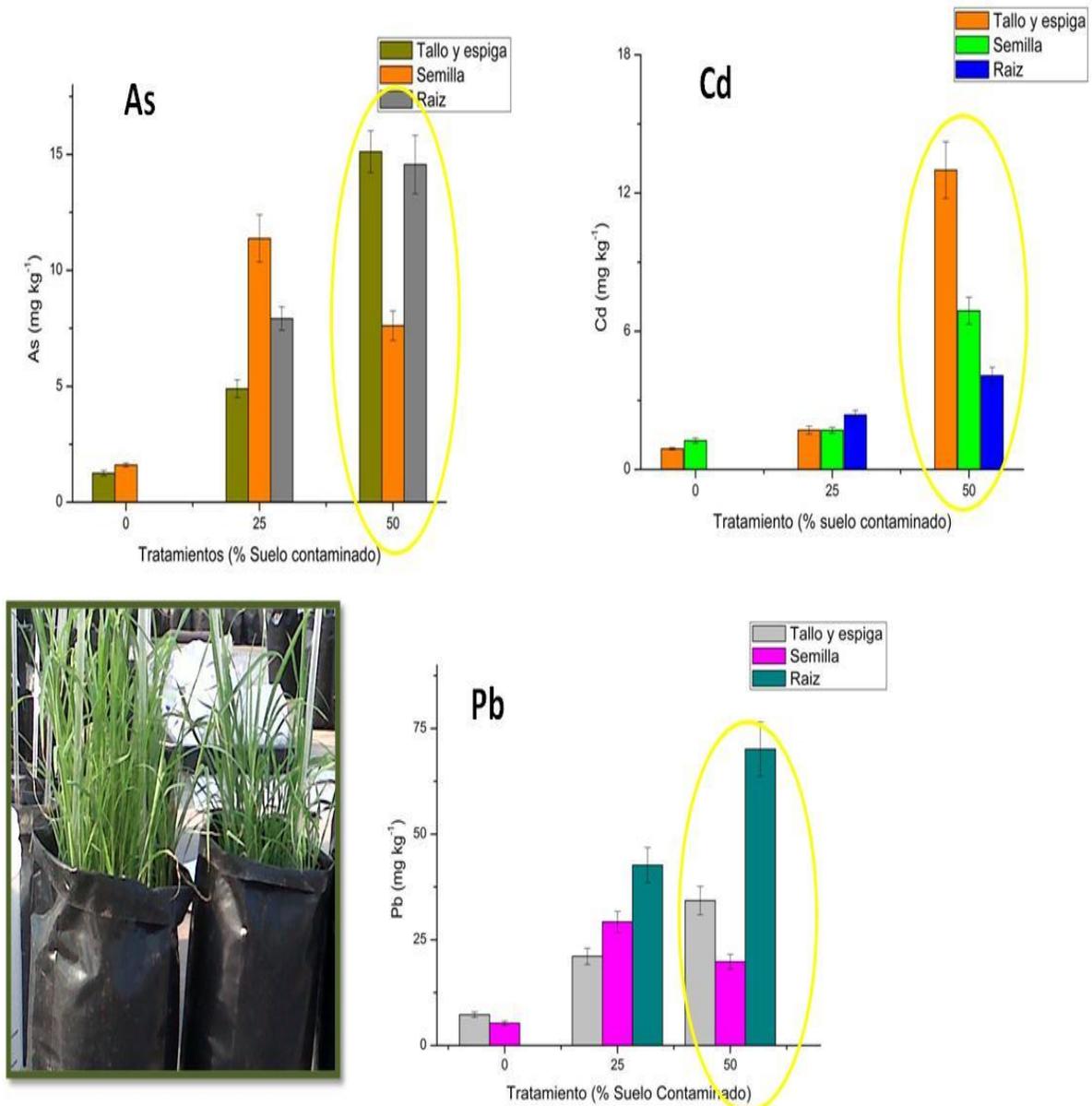


Figura 54. Concentración ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) de As, Cd, y Pb en *Chloris virgata*

### 5.8.3.3 Concentración( $\text{mg kg}^{-1}$ ) de As, Cd y Pb en la *Gomphrena serrata*

Se puede observar en la Figura 55 que la mayor concentración de los EPT (As, Cd y Pb) retenida por la planta fue en la raíz en el sustrato al 50%, mientras que en el sustrato al 25% la mayor concentración de Cd y Pb fue en las partes de tallo y hoja, y en la flor para el As.

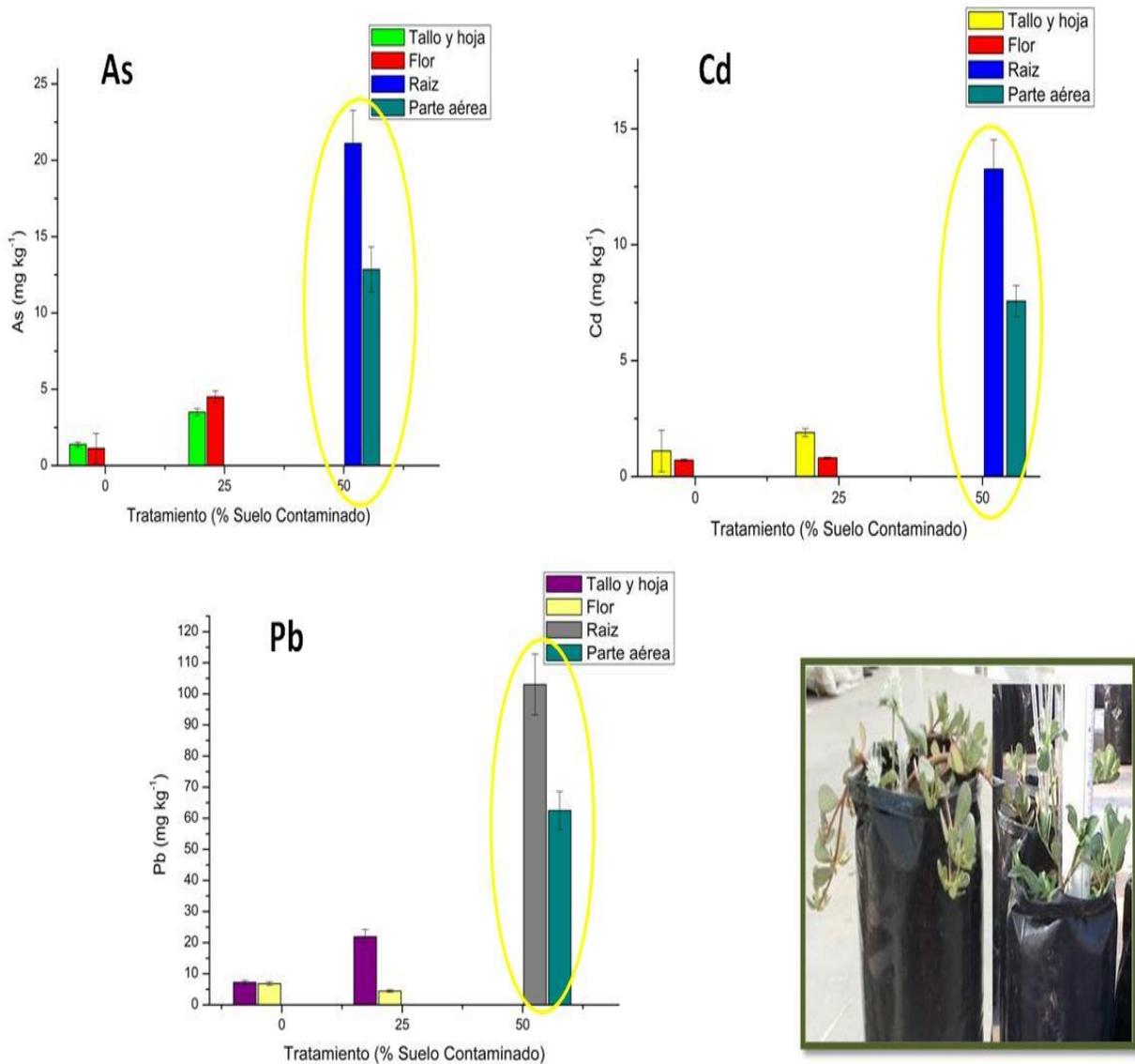


Figura 55. Concentración ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) de As, Cd, y Pb en *Gomphrena serrata*

---

#### 5.8.4 Clasificación de las plantas

De acuerdo a los resultados obtenidos de los factores de traslocación, transferencia y bioacumulación, las especies estudiadas son factibles para la aplicación en la Fitorremediación y éstas se clasifican como:

##### 5.8.4.1 *Bouteloua dactyloides*

De acuerdo a los resultados de los factores (Tabla 30), el *Bouteloua dactyloides* se clasifica como una planta traslocadora de As, Cd y Pb.

Tabla 30. Factores del *Bouteloua dactyloides*

<i>Bouteloua dactyloides</i>	As	Cd	Pb
<b>Factor de Traslocación</b>			
Tallo 50%	4.1		
Estolones 25%		5.0	
Aérea 50%			3.7
<b>Factor de Transferencia</b>			
Tallo 50%		6.9	
<b>Factor de Bioacumulación</b>			
Tallo 50%		33.7	
Aérea 50%			527

##### 5.8.4.2 *Chloris virgata*

En la Tabla 31 se muestran los factores obtenidos de la *Chloris virgata*, la cual se clasifica como estabilizadora de As y ligeramente traslocadora de Cd.

Tabla 31. Factores de la *Chloris virgata*

<i>Chloris virgata</i>	As	Cd
<b>Factor de Traslocación</b>		
Tallo y Espiga 50%		3.2
Semilla 50%	2.0	
<b>Factor de Transferencia</b>		
Semilla aérea 50%		1.6
<b>Factor de Bioacumulación</b>		
Tallo y Espiga 50%		14.4

---

#### 5.8.4.3 *Gomphrena serrata*

De acuerdo a los resultados de los factores de transferencia y bioacumulación (Tabla 32), la *Gomphrena serrata* se clasifica como estabilizadora del Cd.

Tabla 32. Factores de la *Gomphrena serrata*

<i>Gomphrena serrata</i>	Cd
<b>Factor de Transferencia</b>	
Raíz 50%	3.04
<b>Factor de Bioacumulación</b>	
Raíz 50%	14.7

Las plantas estudiadas se pueden utilizar en los parques y jardines contaminados con metales y metaloides de la zona habitacional. Debido a que tienen un alto potencial de uso en la técnica de fitorremediación. Siendo esta el primer paso para la fitoestabilización de los metales en el suelo y con ello la reducción del riesgo (Álvarez *et al.*, 2003).

---

## 6 DISCUSIÓN

El muestreo preliminar permitió determinar que el sitio seleccionado está contaminado y que los residuos mineros son la principal fuente de contaminación. Las concentraciones de As y Pb indicaron una posible dispersión de residuos hacia la zona habitacional. Con el muestreo específico de suelo y polvo se confirma la dispersión de los residuos con alto contenido de EPT. Los cuales sobrepasaron los criterios de referencia ( $C_R$ ) marcados en la NOM-147, excediendo el As 87 veces  $C_R$ , el Cd 1.4 y el Pb 20.5. Siendo los rangos de concentraciones totales para el As ( $14.7 - 2189.9 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) el Cd ( $1.0 - 193.2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ), y Pb ( $40.8 - 8238.1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ). Mientras que las concentraciones en forma soluble de Cd excedieron 5.6 veces ( $0.56 \pm 0.01 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) y el Pb 10.5 veces ( $5.3 \pm 0.03 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) las  $C_R$  de dicha norma.

La composición química de los residuos indica que estos contienen altas concentraciones de hierro ( $4,000$  a  $149,770 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) y azufre ( $138,000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ), los cuales al reaccionar con los EPT pueden formar principalmente complejos lixiviables y/o estables como sulfuros, entre ellos la arsenopirita ( $\text{FeAsS}$ ),  $\text{PbS}$ ,  $\text{CdS}$ , y oxihidróxidos de  $\text{PbO}(\text{s})$ ,  $\text{HCdO}_2^-$ , etc. Estando estos biodisponibles y/o bioaccesibles por las rutas de exposición la cual es principalmente el polvo proveniente de los residuos, el cual se deposita y acumula en el suelo de las áreas del sitio, siendo el medio de exposición directa de la población infantil y alto riesgo de salud para los niños y la población de la zona.

La evaluación de riesgo por exposición de Pb de la población infantil mediante el modelo biocinético (IEUBK), predice que desde un 31.68% hasta un 90.61% los niños de la zona podrían tener concentraciones de Pb en sangre por arriba de  $10 \mu\text{g}\cdot\text{dL}^{-1}$ . En la Tabla 33 se muestran investigaciones realizadas en zonas contaminadas con metales y metaloides, donde se tuvieron concentraciones de Pb en suelo y/o polvo dentro del rango de concentraciones evaluadas en este estudio, y a la vez se pueden observar los resultados del % de probabilidad de que sea mayor de  $10 \mu\text{g}\cdot\text{dL}^{-1}$  la concentración de Pb en las muestras de sangre tomadas directamente en los niños de los sitios.

La exposición a las concentraciones en que se encuentra el nivel de Pb en el sitio podría producir efectos neurológicos y hematológicos en los niños debido a la inhalación e ingesta por pica del Pb presente. En los estudios de remediación del sitio a través de la fitorremediación, los resultados indican que las plantas analizadas, actúan como estabilizadoras y traslocadoras. Caracterizándose el *Bouteloua dactyloides* como traslocadora de As, Cd y Pb, la *Chloris virgata* estabilizadora de As y ligeramente traslocadora de Cd, así como la *Gomphrena serrata* como estabilizadora del Cd.

Tabla 33. Referencias de investigaciones en zonas contaminadas con metales y metaloides

Ubicación Muestra	Concentración suelo superficial y polvo mg kg <sup>-1</sup>			Fuentes de Exposición		Vías de Exposición		Pb en sangre (µg dL <sup>-1</sup> )	Referencias
	As	Cd	Pb	E	H	In	Ing	>10%	
Torreón, Coah. Polvo	50 a 78	11 a 1,497	787 a 13231	✓	--	--	✓	n=5,259 88.3%	Valdés-Perezgasga y Cabrera Morelos., 1999
SLP Promedio en Suelo Polvo	---	---	983.2 607.5	✓	--	--	✓	n=3 92.6%	Díaz-Barriga <i>et al.</i> , 1999
SLP Suelo	19 a 17,384	---	31 a 3450	✓	✓	✓	✓	n=175 80%	Monroy <i>et al.</i> , 2002
Ávalos, Chih. Promedio en Suelo	---	---	742	✓	--	--	✓	n=94 75%	Ornelas <i>et al.</i> , 2007
Ávalos, Chih. Polvo SLP Polvo	---	---	62 a 4716 98 a 4225	✓	--	✓	✓	n= 67 70% n= 119 19%	Flores-Ramírez <i>et al.</i> , 2012
S Guillermo Suelo Polvo	22.7 a 2,190 24.7- 1,902	0.02 a 193.2 0.90-51.5	40.8– 8238 88.4 - 7242	✓	--	✓		n=52 31.7- 90.6%	Delgado-Caballero., 2014

As; Arsénico. Cd; Cadmio. Pb; Plomo. E; Eólica. H; Hídrica. In; Inhalación. Ing; Ingesta

---

## 7 CONCLUSIONES

La alta contaminación ambiental por Pb, As, y Cd presente en el polvo y suelo de la zona habitacional de estudio, indica una dispersión elevada de los elementos potencialmente tóxicos (EPT) presentes en los residuos mineros. La dispersión de los EPT es ocasionada primordialmente por el transporte eólico en la dirección de los vientos predominantes de la zona (de S a N y de E a W).

Los depósitos de residuos constituyen un alto riesgo de salud pública que debe atenderse de inmediato, y si no se minimiza la dispersión de los contaminantes en la zona, el riesgo de salud de la población expuesta sigue latente siendo las vías principales de exposición las siguientes:

- La inhalación de partículas finas de EPT distribuidas por el aire, y las partículas resuspendidas por el tráfico vehicular.
- La ingesta de suelo y polvo contaminado. (Pica en niños)

Las predicciones del modelo biocinética IEUBK, indican;

Que los niños que viven en la zona tienen una probabilidad de hasta un 91% de tener concentraciones de Pb en sangre por arriba de  $10\mu\text{g-dL}^{-1}$ . Existiendo un riesgo elevado de efectos en la salud por exposición al plomo.

De igual forma existe una correlación entre la calidad ambiental de las zonas residenciales y los recursos políticos y económicos a los que tienen acceso sus habitantes. Las mujeres que fungen como cabeza de familias monoparentales constituyen un grupo poblacional vulnerable debido a la inequidad de género que aún se vive en nuestro país en cuanto a derechos políticos y laborales de las mujeres. Esta situación determina que familias monoparentales encabezadas por mujeres no puedan acceder a la propiedad de la tierra en zonas habitacionales con una calidad ambiental aceptable y terminen habitando en zonas residenciales de bajo nivel socioeconómico frecuentemente descuidadas por las autoridades en lo referente a servicios urbanos y calidad ambiental acorde con la normatividad vigente.

La investigación ha permitido determinar que las especies *Bouteloua dactyloides*, *Chloris virgata*, y *Gomphrena serrata* podrían ser consideradas para aplicar la tecnología de fitorremediación en parques y jardines de la zona habitacional, para mitigar la contaminación ambiental de la zona y reducir los riesgos de los habitantes.

Los resultados de esta investigación tienen potencial de aplicación en otras zonas del país contaminadas con residuos mineros similares si dichas zonas presentan similitud en cuanto a las características ambientales y el tipo de flora existente.

---

## **8 RECOMENDACIONES**

Las montañas de residuos del sitio es la fuente de contaminación de la zona habitacional cercana al mismo.

La gestión de las acciones conducentes a lograr la limitación de la dispersión de contaminantes en la fuente, son inminentes para limitar la exposición de la población, y con ello el riesgo de efectos en la salud.

La Fitorremediación tiene un alto potencial de aplicación para limitar la dispersión de los EPT en jardines y áreas verdes en el sitio. Debido a la división sexual del trabajo que se practica en nuestra cultura, la población femenina y los niños son los que pasan más tiempo dentro de la zona contaminada, pues ésta corresponde a la zona habitacional, mientras que los varones se desplazan a otras zonas de la ciudad para realizar sus actividades laborales. Por tanto, las acciones de Fitorremediación tienen mayores probabilidades de llevarse a cabo si son emprendidas por la población femenina, tanto en las áreas verdes de los terrenos habitacionales como en las áreas públicas.

Sin soslayar la responsabilidad que las autoridades tienen sobre las áreas públicas verdes, se recomiendan emprender programas de Fitorremediación de parques y jardines en los que la población femenina de la zona participe activamente.

---

## 9 CONTRIBUCIÓN CIENTÍFICA

Aportación al conocimiento sobre la importancia de la magnitud de la contaminación generada por residuos mineros en zonas habitacionales y riesgos de exposición de la población al Pb.

En el futuro se recomienda investigar en aspectos como:

- Identificar los sitios contaminados y zonas de riesgo, para llevar a cabo una planeación adecuada del crecimiento urbano y limitar el riesgo de la población expuesta.
- Posibles diferencias en la ruta de exposición de hombres y mujeres.
- Riesgos a la salud específica de las mujeres.
- Posibles diferencias entre niñas y niños en cuanto al grado de vulnerabilidad a la contaminación.
- La distribución proporcional entre hombres y mujeres de la propiedad inmueble de zonas contaminadas.
- Potencial de la Fitorremediación como alternativa de mitigación de los contaminantes.

---

## 10 BIBLIOGRAFÍA

- ATSDR. (2005). Toxicological profile for zinc. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Department of Health and Human Services, Atlanta, Georgia, USA.
- ATSDR. (2007). Toxicological profile for lead, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Department of Health and Human Services. Atlanta, Georgia, USA.
- ATSDR. (2012). Toxicological profile for Arsenic. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Department of Health and Human Services. Atlanta, Georgia, USA.
- Calderón, J.; Navarro, M.E.; Jiménez-Capdeville, M.E.; Santos-Díaz, M.A.; Golden A., I.; Rodríguez-Leyva, V.; Borja-Aburto; Díaz-Barriga, F. (2001). Exposure to arsenic and lead and neuropsychological development in Mexican children. *Environmental Research*: 85, 69-76.
- CAMIMEX. (2011). Camara Minera de México. Volumen de la producción minera nacional del periodo 1990-2010. México: CAMIMEX, 76-77.
- Canfield, R.L., Henderson Jr., C.R., Cory-Slechta, D.A., Cox, C., Jusko, T.A., Lanphear, B.P., (2003). Intellectual impairment in children with blood lead concentrations below 10 microg per deciliter. *New England Journal of Medicine* 348, 1517-1526.
- Carrillo-González R. (2005). Niveles de contaminación de los suelos y las plantas.
- CFM. (1968). Comisión de Fomento Minero. Sumarios Estadísticos de la minería Mexicana. Mercurio.
- Chandramouli, K., Steer, C.D., Ellis, M., Emond, A.M., (2009). Effects of early childhood lead exposure on academic performance and behaviour of school age children. *Archives of Disease in Childhood* 94, 844-848.
- Chaney, R.L., Malik, M., Li, Y.M., Brown, S.L., Brewer, E.P., Angle, S., Baker, A.J.M. (1997). Phytoremediation of soil metals. *Biotechnology*.
- CONAFOR. (2009). Comisión Nacional Forestal. Restauración de ecosistemas forestales. Zapopan, Jalisco, México: SEMARNAT.

---

CRM. Consejo de Recursos minerales. (2001). Anuario estadístico de la minería mexicana. México.

De la Fuente, Lavallo Fernando. (1981). Estructura de la Minería en Chihuahua. GEOMIMET No. 112 (Revista GEOMIMET No. 112).

Díaz del Castillo, Rodríguez Felipe. (2008). Principios de Electrodeposición. México: UNAM Cuautitlán.

Díaz-Barriga, F. (1998). Metodología de Identificación y Evaluación de Riesgos para la Salud en Sitios Contaminados. México, D. F.: OPS/CEPIS/PUB/99.34.

Díaz, Barriga Fernando., Yañez, Leticia., Calderón, Jaqueline., y Carrizales, Leticia. (1999). Evaluación del riesgo en sitios contaminados con plomo aplicando un modelo de exposición integral (IEUBK). San Luis Potosí, SLP, México.

Díaz, Barriga Fernando., y Corey Orellana Germán. (1999). Evaluación del riesgo por la exposición a Plomo. Metodología de Identificación y Evaluación de Riesgos para la Salud en sitios Contaminados. San Luis Potosí, México.

Doadrio Villarejo, Antonio L. (2004). Ecotoxicología y acción toxicológica del mercurio. Anual. Real Acad. Nac. Farm. 70: 933-959.

Economía, Secretaría de. Estadísticas sobre explotación minera. (2010). Dirección General de Promoción Minera, Dirección de Promoción de Proyectos, Estadísticas, SE, México.

Edafología. (2014). <http://edafologia.ugr.es/index.htm> (último acceso: 12 de Febrero del 2014).

EPA CLU-IN. (2010). Contaminated Site Clean-up Information. Washington D,C., 2010.

Fadowski, J.J., Navas-Acien, A., Tellez-Plaza, M., Guallar, E., Weaver, V.M., Furth, S.L., (2010). Blood lead level and kidney function in US adolescents: the third national health and nutrition examination survey. Archives of Internal Medicine 170 (1), 75-82.

Flores-Ramírez R, Rico-Escobar E, Núñez-Monreal JE, García-Nieto E, Carrizales L, Ilizaliturri-Hernández C, Díaz-Barriga F. (2012).

---

Exposición infantil al plomo en sitios contaminados. Salud Publica Mex 2012;54:383-392.

FRTR. (2008). Federal Remediation Technologies Roundtable. Remediation Technologies Screening Matrix and reference Guide, Version 4.0.

Galán H. E., Romero B.A. 2008. Contaminación de suelos por metales pesados. Revista de la sociedad española de mineralogía.

Galváo, L. y Corey G. (1987). Mercurio. Serie vigilancia 7. Organización Mundial de la Salud.

Gobierno del estado de chihuahua. (2009). Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal. D. F.

Gomis, Yagües V. Servicio Científico-técnicos. 16 de Mayo de 2012. rua.ua.es.

González, R. Jenaro. (1946). La Industria Minera en el Estado de Chihuahua. México, D.F.: Comité Directivo para la Investigación de los Recursos Minerales de México.

González, Rodríguez José de Jesús. (2011). Minería en México. Referencias generales, régimen fiscal, concesiones y propuestas legislativas. México, D.F.: Centro de Estudios Sociales y de Opinión Pública. Documento de trabajo num.121

Guerrero, José J. (2010). Biotecnología Minera y Ambiental Minera. El ingeniero de minas, nº 35

Gulson, B.L., Masón K.J., Korsch M.J. y Howarth D. (1996). Non-orebody sources are significant contributors to blood lead of some children with low to moderate lead exposure in a mayor mining community.

Gutiérrez, Ruiz Margarita Eugenia, y Turrent Moreno Manuel. (1995). Los residuos en la Minería Mexicana. En Residuos Peligrosos en México, de Francisco Javier Garfías y Ayala y Luis Barojas Weber, 37. 1995.

Gutiérrez, Ruiz M.E. (2007). Los Residuos en la Minería Mexicana. <http://www.dietametabolica.es/documentos/EcologistasEnAcciónMercurio.pdf> (último acceso: 13 de Julio de 2010).

- 
- Hooda, P.S.; Alloway, B. V. (1994). Sorption of Cd and Pb by selected temperate and semi-arid soils: effects of sludge application and age of sludge soils. *Water, air, and soil pollution*.
- HSDB. (1997). Hazardous Substances Data Bank on Mercury. National Library of Medicine, Toxicology Information System. Washington, DC.
- IARC. (1993). International Agency for Research on Cancer: Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. Vol. 58.
- IARC. (2006). International Agency for Research on Cancer: Inorganic and organic lead compounds. IARC Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans, vol.87.
- IARC. (2012). International Agency for Research on Cancer: Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. [monographs.iarc.fr](http://monographs.iarc.fr)
- IARC. (2014). International Agency for Research on Cancer. France: World Health Organization.
- INE. (2004). Instituto Nacional de Ecología. Evaluación de tecnologías de remediación para suelos contaminados con metales.
- INE. (2005). Instituto Nacional de Ecología. Tecnologías de remediación para suelos contaminados por EPT.
- INE. (2007). Instituto Nacional de Ecología. La contaminación por mercurio en México. Vols. *Gaceta Ecológica*, julio-septiembre, número 072, de La contaminación por mercurio en México, de Mario Yarto Ramírez/ Arturo Gavilán García/ José Castro Díaz, 21-34. Distrito Federal.
- INE. (2007). Instituto Nacional de Ecología. Lo que usted debe saber sobre el mercurio y su situación actual en América del Norte. México, D. F.
- INEGI. (2004). Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Industrial Census.
- INEGI. (2010). Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Regiones Hidrológicas. México.
- INEGI. (2011). Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Panorama Sociodemográfico de Chihuahua.
-

- 
- INE-SEMARNAT. (2003). Instituto Nacional de Ecología- Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Introducción al análisis de riesgos ambientales. México, D.F.
- ITRC. (2009). The Interstate Technology & Regulatory Council. Phytotechnology Technical & Regulatory Guidance and Decision Trees, Revised. Washington, D. C.
- Jordán, L. A. (2005). Manual de Edafología. Departamento de Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola de la Universidad de Sevilla. Sevilla, España.
- Jusko, T.A., Henderson Jr., C.R., Lanphear, B.P., Cory-Slechta, D.A., Parsons, P.J., Canfield, R.L. (2008). Blood lead concentrations < 10 mg/dL and child intelligence at 6 years of age. *Environmental Health Perspectives* 116, 243-248.
- Kabata-Pendias Alina. (2011) Trace Elements in Soils and Plants, Fourth Edition. CRC Press, Taylor & Francis Group. Boca Raton, FL 33487-2742
- Kirk, R.E y Othmer D. F. (1967). Encyclopedia of chemical Technology. Vol. 16. New York, John Wiley and Sons: Kirk-Othmer.
- La Economía Colonial. Editor Responsable: Carlos Lombardi-Los Cedros 520, Cipolletti-Prov.Río Negro- República Argentina.Consultada.10-Febrero de 2014. <http://www.hechohistorico.com.ar/>.
- Lagarda, Ignacio. Batopilas y el Patrón Grande (Historias Mineras). 2010. (último acceso: 05 de 08 de 2010).
- Laidlaw, M. A. (2008). Resuspension of urban soils as a persistent source of lead poisoning in children: A review and new directions. *Applied Geochemistry* 23, ELSEVIER, 2021-2039.
- Lanphear, B.P., Hornung, R., Khoury, J., Yolton, K., Baghurst, P., Bellinger, D.C., Canfield, R.L., Dietrich, K.N., Bornschein, R., Greene, T., Rothenberg, S.J., Needleman, H.L., Schnaas, L., Wasserman, G., Graziano, J., Roberts, R. (2005). Lowlevel environmental lead exposure and children's intellectual function: An international pooled analysis. *Environmental Health Perspectives* 113, 894-899.
- Lasat, M. (2000). Phytoextraction of metals from contaminated soil: a review of plant/soil/metal interaction and assessment of pertinent agronomic issues. *Journal of Hazardous Substance Research*, 2, 1-25.
-

---

Lichtfouse Eric, Schwarzbauer Jan, Didier Robert. (2012). Environmental Chemistry for a Sustainable World. Springer Dordrecht Heidelberg London New York.

Lindberg, S. E., Wallschlager, D., Prestbo, E. M., Bloom, N. S., Price, J. and Reinhart, D. (2001). Methylated mercury species in municipal waste landfill gas sampled in Florida, USA. 4011-4015.

Malamud, Carlos. (1995). Historia de América. Madrid, España: Ed. Universitatis.

Márquez, Terrazas Zacarías. (2007). Pueblos Mineros de Chihuahua. Chihuahua: Universidad Autonoma de Chihuahua.

Marrugo Negrete, José Luis. (2006). Impacto ambiental por contaminación con níquel, mercurio y cadmio en aguas, peces y sedimentos en la cuenca del río san Jorge, en el departamento de Cordoba. Cordoba, España.

Melgoza, Castillo Alicia, Nieto Morales Carlos Raúl, Santos Sierra,Tristán J., Márquez Royo, Mario Humberto., Quintana Martínez Gustavo., y Keleng Lebque Toutcha. (2006). Manual práctico para la identificación de las principales plantas en los agostaderos de Chihuahua. Chihuahua, México.

Melgratti, D. I. (2005). Procedimientos analíticos para suelos normales y salinos, técnicas utilizadas en el laboratorio de suelos y agua. Argentina.

Mielke, H.W., Dugas, D., P.W., Mielke Jr., Smith, K.S., Smith, S.L., y Gonzales, C.R.(1997). Associations between soil lead and children's blood lead in urban New Orleans and rural Lafourche Parish of Louisiana. Environmental Health Perspectives: 950-954.

Mielke, H.W., Gonzales, C.R. Powell, E., Jartun, M., and Mielke Jr. P.W. (2007). Nonlinear association between soil lead and blood lead of children in metropolitan New Orleans, Louisiana: 2000-2005. Science of the Total Environment: 43-53.

Millhollen, A.G., Obrist, D., y Gustin, M.S. (2006). Mercury accumulation in grass and forb species as a function of atmospheric carbon dioxide concentrations and mercury exposures in air and soil. ELSEVIER, Chemosphere: 889-897.

---

Mineralia. (2013). <http://www.mineraliaspecimens.com/spanish /localidades/localidad-de-Santa-Eulalia-en-Mexico.html>. Consultada: 15 de Febrero de 2013.

Ministry for the Environment (2011). Draft toxicological intake values for priority contaminants in soil. Wellington, New Zealand.: Ministry for the Environment.

Miranda, M.L., Kim, D., Galeano, M.A., Pau, C.J., Hull, A.P., Morgan, S.P. (2007). The relationship between early childhood blood lead levels and performance on end-of-grade tests. *Environmental Health Perspectives* 115, 1242-1247.

Mitra, S. (1986). *Mercury in ecosystem, its dispersion and pollution today*. Editado por Transtetch Publications.

Monroy, Marcos., Díaz-Barriga, Fernando., Razo, Israel., Carrizales Leticia. (2002). Evaluación de la contaminación por arsénico y metales pesados (Pb, Cu, Zn) y análisis de riesgo en salud en Villa de la Paz-Matehuala, S.L.P.

Moss, M.E., Lanphear, B.P., Auinger, P. (1999). Association of dental caries and blood lead levels. *JAMA* 281 (24), 2294-2298.

Nachtergaele, F., Biancalani, R., y Petri, M. (2011). *Land degradation*. Roma: SALOW Background Thematic Report 3. FAO.

Navarro, A., Cañadas, D., Martinez, D., Rodriguez, J., y Mendoza, J.L. (2009). Application of solar thermal desorption to remediation of mercury-contaminated soils. *ScienceDirect*, April 2009: 1405-1414.

Nigg, J.T., Nikolas, M., Knottnerus, G., Cavanagh, K., Friderici, K. (2010). Confirmation and extension of association of blood lead with attention-deficit/hyperactivity disorder (ADHD) and ADHD symptom domains at population-typical exposure levels. *Journal of Child Psychology and Psychiatry* 51 (1), 58-65.

NMX-008. (2011). Norma Mexicana. NMX-008-SCFI-2011 «Análisis de agua - Determinación del pH .

NMX-132. (2006). Norma Mexicana. NMX-AA-132-SCFI-2006. Muestreo de suelos para la identificación y la cuantificación de metales y metaloides, y manejo de la muestra.

- 
- NOM-021. (2003). Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000, Que Establece las Especificaciones de Fertilidad, Salinidad y Clasificación de Suelos, Estudio, Muestreo y Análisis. D.F. México.
- NOM-028. (1993). Norma Oficial Mexicana NOM-028-SSA1-1993, Bienes y servicios. Productos de la pesca. Pescados en conserva. Especificaciones sanitarias. México., D. F.
- NOM-030. (1993). Norma Oficial Mexicana NOM-030-SSA1-1993, Bienes y servicios. Productos de la pesca. Crustáceos en conserva. Especificaciones sanitarias. México., D.F.
- NOM-053. (2003). Norma Oficial Mexicana NOM-053-SEMARNAT-1993 Que Establece El Procedimiento Para Llevar A Cabo La Prueba De Extracción Para Determinar Los Constituyentes Que Hacen A Un Residuo Peligroso Por Su Toxicidad Al Ambiente. D.F. México.
- NOM-127. (2000). Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994. Salud Ambiental, Agua Para Uso y Consumo Humano-Límites Permisibles de Calidad y Tratamientos a que debe Someterse el Agua Para Su Potabilización". D.F. México.
- NOM-138. (2005). Norma Oficial Mexicana NOM-138-SEMARNAT/SS-2003, Límites Máximos Permisibles de Hidrocarburos en Suelos y las Especificaciones para su Caracterización y Remediación. D.F.
- NOM-147. (2004). Norma Oficial Mexicana NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, Que establece criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, bario, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plata, plomo, selenio, talio y/. México, D.F.: SEMARNAT.
- NOM-199. (2000). Norma Oficial Mexicana NOM-199-SSA1-2000, Salud ambiental. Niveles de plomo en sangre y acciones como criterios para proteger la salud de la población expuesta no ocupacionalmente. México.
- Oldeman, L.R. (1998). Guidelines for general assessment of the status of human-induced soil degradation. Wagenin: ISRIC.
- Olson, Gallo J.C. (2012). Reporte Meteorológico de los vientos. Chihuahua, Chih.México: Aeropuerto Internacional Roberto Fierro.

---

OPS. (1978). Organización Panamericana de la Salud. Criterios de Salud Ambiental I, Mercurio. Washington, D.C.

Ornelas, Hicks Margarita., Sanín, Aguirre Luz Helena., Díaz-Barriga Fernando., Reza, López Sandra Alicia., y Romieu Isabelle. (2007). Evaluación de riesgo de intoxicación por plomo en la zona urbana aledaña a una fundidora en Chihuahua, México. Vol. I, No. 1 • Enero-Abril 2007. TECNOCENCIA Chihuahua.

Ottesen, R. A. (2008). Soil pollution in day-care centres and playgrounds in Norway: national action plan for mapping and remediation. *Environmental Geochemistry Health*, 30:623-637.

Peña, E. Carlos., Carter, E. Dean., y Ayala-Fierro, Felix. (2001). Toxicología Ambiental. Evaluación de Riesgos y Restauración Ambiental. Arizona, EU: Southwest Hazardous Waste Program.

Peñalosa, Jesus M. (2009). Fitoextracción y fitoestabilización de metales pesados. Madrid, España.

PNUMA. (2002). Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. División Productos Químicos. Evaluación Mundial sobre el Mercurio. Ginebra.

Posadas, Martha Isabel., y Arroyave, María del Pilar. (2006). Efectos del mercurio sobre algunas plantas acuáticas tropicales. EIA (Escuela de Ingeniería de Antioquía) Vol 6: 57-67.

PROESMIN. Parque Ecológico PROESMIN. 5 de marzo de 2014. <http://parqueecologico.proesmin.com/index.php/temas/45-tecnologias-de-biorremediacion/52-biorremediacion>.

Rábago, Juan-Aracil Isaura. (2011). Capacidad de amortiguación de la contaminación por plomo y por cadmio en suelos de la comunidad de Madrid. Madrid, España: Universidad Complutense de Madrid, Facultad de Farmacia.

Randall, Paul., y Chattopadhyay, Sandip. (2004). Advances in encapsulation technologies for the management of mercury-contaminated hazardous wastes. *Journal of Hazardous Materials*, 2004: 211-223.

Romieu I, C. T.-A. (1995). Environmental urban lead exposure and blood lead levels in children of México City. *Environmental Health*

---

Perspectives. Journal of the National Institute of Environmental Health Sciences, Volume 104, Number 1. 1036-1040.

Rosati A., Hugo, Palma A., Daniel, Besa M., Carolina, García-Huidobro V, Cristian., Cádiz, Rodrigo F., y Riquelme C, Susana. (2014). Hecho historico/ Archivos-América. Febrero 8, 2014. <http://www7.uc.cl>.

SACC Ingenieros SRL. (2004). Metalurgia del oro. En Modulos de capacitación tecnico ambiental, 21. Lima, Mollehuaca, Ica.

Sánchez, D.M, Quejido, A.J., Fernández, M., Hernández, C., Schmid, T., Millán, R., Vera, R., González, M., Aldea, M., Martín, R., Morante, R., 2005. Mercury and trace elements fractionation in Almacén soils through the application of different sequential extraction procedures. Anal. Bioanal. Chem. 381: 1507-1513.

Sanín, L. H. (2007). Perspectivas en el diseño de intervenciones para disminuir la exposición a metales pesados sobre los recién nacidos. Salud Pública de México 49, edición especial: E76-E78.

Schnaas, L., Rothenberg, S.J., Flores, M.F., Martinez, S., Hernandez, C., Osorio, E., Velasco, S.R., Perroni, E., (2006). Reduced intellectual development in children with prenatal lead exposure. Environmental Health Perspectives 114 (5), 791-797.

Secretaria de Economía. (2010)<http://www.economia-snci.gob.mx:8080/siaviWeb/siaviMain.jsp>. 10 de marzo de 2009. (último acceso: 2010).

Selevan, S.G., Rice, D.C., Hogan, K.A., Euling, S.Y., Pfahles-Hutchens, A., Bethel, J. (2003). Blood lead concentration and delayed puberty in girls. New England Journal of Medicine 348, 1527-1535.

Seller, K. (1999). Fundamentals of hazardous waste site remediation. Lewis Publishers.

SEMARNAT. (2004b). Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Información proporcionada por la Dirección General de Gestión Integral de Materiales y Actividades Riesgosas. México.

SEMARNAT. (2012). Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Informe de la situación del medio ambiente en México. Compendio de Estadísticas Ambientales Indicadores Clave y de desempeño Ambiental Edición 2012. 15 de agosto de 2013.

---

[http://app1.semarnat.gob.mx/dgeia/informe\\_12/07\\_residuos/cap7\\_6.html](http://app1.semarnat.gob.mx/dgeia/informe_12/07_residuos/cap7_6.html).

SEMARNAT. (2012). Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Sitios contaminados registrados con residuos peligrosos en el SISCO. México: Dirección General de Gestión Integral de Materiales y Actividades Riesgosas. Subsecretaria de Gestión para la Protección Ambiental, 2012.

SEMARNAT. (2013). Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Subsecretaría de Gestión para la Protección Ambiental, Dirección General de Gestión Integral de Materiales y Actividades Riesgosas. Sitios registrados como pasivos ambientales, Octubre, 2013.

SGM. (2011). Servicio Geológico Mexicano. Panorama Minero del Edo. de Chihuahua. México: Servicio Geológico Mexicano.

Sierra H., María José. (2009). Alternativas de uso agrícola para suelos con altos contenidos de Mercurio: Aplicación a la comarca minera de Almadén. Madrid: CIEMAT.

Sierra, M. J., Millán R., y Esteban, E. (2008). Potential use of *Solanum melongena* in agricultural areas with high mercury background concentrations. ScienceDirect, February 2008: 2143-2149.

SISCO.(2007). Sistema Informatico de Sitios Contaminados. Manual para la identificación y registro de sitios contamnados. México: SEMARNAT (Secretaria de Medio Ambiente y recursos naturales).

Sommar, J., Feng, X.. and Lindqvist, O. (1999). Speciation of volatile mercury species present in digester and deposit gases. Applied Organometallic Chemistry 13. Vol. 13, 441-447.

Superfund. The University of Arizona. Acceso el 4 de 7 de 2013. <http://superfund.pharmacy.arizona.edu/content/43123-fitodegradaci%C3%B3n>.

Surkan, P.J., Zhang, A., Trachtenberg, F., Daniel, D.B., McKinlay, S., Bellinger, D.C. (2007). Neuropsychological function in children with blood lead levels <10 mg/dL. Neurotoxicology 6, 1170-1177.

Taylor Mark P., L. M. (2011). Potential for childhood lead poisoning in the inner cities of Australia due to exposure to lead in soil dust. *Environmental Pollution* 159, ELSEVIER, 1-9.

- 
- UAM. (2014) Universidad Autónoma Metropolitana. casa del tiempo. 15 de Enero de 2014. <http://www.uam.mx>.
- UNCCD. (2012). United Nations Convention to Combat Desertification. Zero net land degradation. A sustainable development goal to Rio+20. Bonn, Germany: UNCCD SECRETARIAT, 2012.
- USEPA. (1983). United States Environmental Protection Agency. Methods for chemical analysis of water and wastes. Method number 0415.1. Organic Carbon, Total-Combustion or Oxidation 600/4-79-020. March 1983, rev. 2003. Office of research and development Washington, DC 20460.
- USEPA. (1986). United States Environmental Protection Agency. Method 9081 for the cation-exchange capacity of soils (Sodium Acetate). <http://www.epa.gov/wastes/hazard/testmethods>, Sedd Specification 5.2 Valid Values April 2010. Visited 07.12.2012.
- USEPA. (1994). (2002). United States Environmental Protection Agency. Reference manual: Documentation of updates for the integrated exposure uptake biokinetic model for lead in children (IEUBK). Washington, DC 20460.Revisada 2002.
- USEPA. (2001). United Statrs Environmental Protection Agency. Supplemental guidance for developing soil screening levels for superfund sites.
- USEPA. (2002). Treatment Technologies for Site Cleanup: Annual Status Report. 10th Edition. Office of Solid Waste and Emergency Response. [Consultada en linea Octubre 5 2008] <http://www.epa.gov/TIO>.
- USEPA. (2005). United States Environmental Protection Agency. Issue paper on the environmental chemistry of metals. Risk Assessment Forum. 1200 Pennsylvania Ave NW Washington, DC 20460 Contract #68-C-02-060. January 25, 2005.
- USEPA. (2005). United States Environmental Protection Agency.Toxicological review of zinc and compounds. in support of summary information.
- USEPA. (2007). United States Environmental Protection Agency. Framework for Metals Risk Assessment. Office of the Science Advisor Risk Assessment Forum. Washington, DC 20460.
-

- 
- USEPA. (2007). United States Environmental Protection Agency. Method 3051 Microwave Assisted Acid Digestion of Sediments, Sludges, Soils and Oils. Washington D.C. 20460.
- USEPA. (2007). United States Environmental Protection Agency. Treatment Technologies for site Cleanup: Annual Status Report, Twelfth Edition. Washington D.C. 20460.
- USEPA. (2008). United States Environmental Protection Agency. Great Lakes Pollution Prevention and Toxics Reduction. <http://www.epa.gov/grtlakes/bnsdocs/mercsrce/mercreg.html#Mercury%20Air%20Emissions>. último acceso: 09 de 09 de 2010.
- USEPA. (2011). United States Environmental Protection Agency. Emission factor Documentation for AP-42, Section 13.2.1 Paved Roads. Measurement Policy Group Office of Air Quality Planning and Standards.
- USEPA. (2012). Method 9081 cation-exchange capacity of soils (sodium acetate). <http://www.epa.gov/wastes/hazard/testmeth>.
- Valdés, Perezgasga Francisco y Cabrera, Morelos Victor M. (1999). La contaminación por metales pesados en Torreón, Coahuila, México. Septiembre de 1999, primera edición.
- Van Deuren, Lloyd, J., Chetry, T. S., Liou, R. y Peck, J. (2002). Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide.
- Van Paemel, Marleen., Dierick, Noel., Janssens, Geert., Fievez, Veerle., y De Smet, Stefaan. (2010). Selected trace and ultratrace elements: Biological role, content in feed.» Belgica, 741-759.
- Vargas-Tisnés, Gloria. (2013). Pedro Fermín de Vargas y Bárbara Forero: un amor ilustrado. Revista Credencial Historia. Publicación digital en la página web de la Biblioteca Luis Ángel Arango del Banco de la República. Colombia.
- Volke Sepulveda, Tania, y Velasco Trejo Juan Antonio. (2002). Tecnologías de remediación para suelos contaminados. Talleres gráficos de Jiménez Editores e Impresores, S.A. de C.V.
- Volke, Sepulveda Tania, Velasco, Trejo Juan A., y De la Rosa, Pérez David A. (2005). Suelos contaminados por metales y metaloides: muestreo y

- 
- alternativas para su remediación. México: SyG Editores, S. A. de C. V., 2005.
- Vreudge, M.J.A. (1983). Flotation characteristics of arsenopyrite. Vancouver, BC, Canada: Ph.D. Thesis University of British Columbia.
- WHO. (1989). World Health Organization. Lead – environmental aspects. Environmental health criteria 85, World Health Organization.
- WHO. (2000). World Health Organization. Air quality guidelines for Europe 2nd edn. World Health Organisation.
- WHO. (2001). World Health Organization. Environmental Health Criteria for Zn; 221 . Geneva.
- Williams, P.L., Sergeev, O., Lee, M.M., Korrick, S.A., Burns, J.S., Humblet, O., DelPrato, J., Revich, B., Hauser, R. (2010). Blood lead levels and delayed onset of puberty in a longitudinal study of Russian boys. *Pediatrics* 125 (5), 1088-1096.
- Wong, M.H. (2003). Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. *Chemosphere*. 6: 775-780.
- Zhao, Dongye., Barnett, Mark O., He, Feng., y Xiong, Zhong. (2009). Immobilization of mercury in sediment using stabilized iron sulfide nanoparticles. Elsevier, *Water Research* 43 : 5171-5179.