



Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología

Universidad Nacional Autónoma de México

Unidad Académica Mazatlán



**Cd, Hg y Pb en sitios mineros de Zacatecas:
Concentración total y fraccionamiento geoquímico.**

T E S I S

Que para obtener el grado académico de
Maestro en Ciencias
(Química Acuática)

P r e s e n t a:

IBQ. DANIEL OLVERA BALDERAS

Director de tesis

DR. MARTÍN FEDERICO SOTO JIMÉNEZ

Comité tutorial

DRA. MARÍA AURORA ARMIENTA HERNÁNDEZ

DRA. SILVIA CASTILLO BLUM

DR. CARLOS RENÉ GREEN RUIZ

DR. JORGE RICARDO RUELAS INZUNZA

Mazatlán, Sin., enero de 2011.



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

Este trabajo se realizó en el laboratorio de Isotopía Estable de la Unidad Académica Mazatlán del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). El estudio se financió con fondos del proyecto (Fomix CONACYT-Zacatecas 16273): “Metales pesados (As, Cd, Cu, Hg, Pb, Zn) en indicadores ambientales y ecológicos en dos sitios mineros del estado de Zacatecas: niveles de contaminación, fuentes de procedencia mediante isotopía estable y fitoremediación”, a cargo del Dr. Martin Federico Soto Jiménez.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso del autor y/o director del trabajo. Este puede ser obtenido escribiendo a la siguiente dirección:

daniel-olvera@live.com.mx y/o martin@ola.icmyl.unam.mx.

Si el permiso se otorga deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo de la siguiente manera:

Olvera-Balderas D. 2011. Cd, Hg y Pb en sitios mineros de Zacatecas: Concentración total y fraccionamiento geoquímico. Tesis de Maestría, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM. 159 p.

DEDICATORIA

A mi Madre

A mi hermana

A toda mi familia

A mi novia

Y a todos los que contribuyeron con mi formación académica

"Tu espíritu es el plumero de cualquier tela de araña.

Detrás de cada línea de llegada, hay una de partida.

Detrás de cada logro, hay otro desafío.

Mientras estés vivo, siéntete vivo.

Si extrañas lo que hacías vuelve a hacerlo.

No vivas de fotos amarillas...

Sigue aunque todos esperen que abandones.

No dejes que se oxide el hierro que hay en tí.

Haz que en vez de lástima, te tengan respeto.

Cuando por los años no puedas correr, trota.

Cuando no puedas trotar, camina.

Cuando no puedas caminar, usa el bastón. ¡Pero nunca te detengas! "

MADRE TERESA DE CALCUTA

AGRADECIMIENTOS

A Dios por llenarme de dicha y amor al brindarme un hogar y familia de la cual siempre estaré profundamente orgulloso.

A mi madre y amiga Julieta, la mujer fuerte de corazón a quien dedico este trabajo por darme su apoyo incondicional durante todos estos años, por acompañarme en los buenos y malos momentos y sobre todo por su infinito amor, cariño comprensión y sacrificios, ya que de no ser así yo no estaría aquí.

A mi hermana Claudia por ser un ejemplo de fortaleza y seguridad y un gran ejemplo de que todos los problemas son nada cuando existe el amor.

A mi familia: Mis abuelos Luis y María Luisa quienes siempre estarán en mi corazón y formaran parte de mi vida y formación y que con mis tíos, tías, primos, primas y sobrinos siempre estuvieron conmigo para aconsejarme y guiarme por el camino del trabajo y la superación teniendo siempre en cuenta los buenos valores.

A mi novia Cristina quien fue y es la luz que me alumbra durante mis momentos oscuros, y confusos, por ser un pilar en el cual siempre me apoye y quien estuvo ahí para escucharme y aconsejarme.

A mi Director de tesis el Dr. Martin Soto Jiménez ejemplo de amistad, éxito y humildad, quien realizó un gran aporte a mi formación, guía en mi desarrollo como estudiante y de este trabajo hasta su culminación, y quien me mostro que siempre se puede ser mejor y se puede llegar hasta donde se desea con el trabajo arduo (que tanto es mucho).

A mis asesores:

Al Dr. Carlos René Green Ruiz, por ser además de un excelente maestro una gran persona a quien admiro; por su apoyo durante todo el proyecto, sus valiosos consejos y por brindarme su amistad y confianza.

Al Dr. Jorge R. Ruelas Inzunza, por las recomendaciones realizadas, su orientación y consejos, que contribuyeron a la estructuración de este trabajo.

A la Dra. Ma. Aurora Armienta Hernández y a la Dra. Silvia Castillo Blum, por sus valiosas sugerencias y contribuciones aportadas a mi trabajo.

A todos los profesores que me impartieron clase pues cada uno contribuyó en mi formación científica y académica en especial al Dr. Yovani Montaña Ley, por sus buenos comentarios y motivación durante toda mi estancia en la unidad.

A Denisse Yolanda Tirado Escovar y Marlén Salazar Portillo, por la ayuda en el desarrollo de la técnica de extracciones secuenciales y en el análisis de metales.

A Jesús Armando León Cañedo y Abraham Hernández Ríos, por su ayuda en la determinación de metales totales.

A las pas. M en C. Karen Yamila Brito Solano, Adriana Pérez, Perla Mellado Vázquez y al M en C Omar Hernández, por sus contribuciones en la determinación de materia orgánica.

A Magdalena Berges Tiznado y Carmen Cristina Osuna Martínez por su contribución en la determinación de carbonatos.

A Carolina Bojorquez Sánchez y Analilia Zapata por su apoyo en la recolección de muestras.

Al Quím. Humberto Bojorquez Leyva por su colaboración en la utilización del equipo de laboratorio para la realización de los diversos análisis.

A Sra. Clara Ramírez Jáuregui responsable de la Biblioteca Regional "María Elena Caso" de la Unidad Académica Mazatlán por su apoyo para la recopilación bibliográfica.

A la Lic. Victoria Montes responsable de la Mapoteca de la Unidad Académica Mazatlán por su apoyo en la recopilación de datos estadísticos y en la elaboración del plan del muestreo mediante la facilitación de mapas de la región.

A Margarita Cordero por su apoyo en lo relacionado con los aspectos administrativos.

Al Ing. Alberto Castro del Río por su apoyo en el desarrollo de las técnicas para determinación de granulometría.

A Germán Ramírez Reséndiz, Carlos Suárez y Herlinda Virgen por su ayuda en video conferencias y apoyo técnico en lo relativo a computo e informática.

A la Universidad Nacional Autónoma de México, al Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, en especial a la Unidad Académica Mazatlán.

Al CONACYT por la beca otorgada para poder llevar a cabo mi Posgrado.

Agradezco al proyecto Fomix CONACYT-Zacatecas 16273 por el financiamiento otorgado para llevar a cabo la investigación.

A la Secretaria de Salud de Zacatecas por el apoyo brindado para la realización de esta tesis en especial al Ing. Jesús Zamora de la Torre y al Ing. Salvador Garcia Sánchez.

A la Junta Intermunicipal de Agua Potable y Alcantarillado de Zacatecas y al Instituto Tecnológico de Fresnillo por su apoyo en la logística para la tomas de muestras.

A mis amig@s: Karen, Perla, Magda, Marlene, Denisse, Cristina, Adriana, Caro, Julia, Elsa, Arcelia, Susy, Sara, Chano, Mauricio, Siria, Gladys, Vicente, Manuel, Mario, Víctor y a todos mis amigos que han estado conmigo durante mi estadía en el Instituto, con los que pase muy buenos momentos, tome cafecito que nunca serán igual en ningún otro lado y que nunca olvidare.

A todos mis compañeros y todos lo que ahora pudiera olvidar, pero que son parte importante de mi vida.

ÍNDICE GENERAL

	Pag.
RESUMEN	1
ABSTRACT	2
I. INTRODUCCIÓN	3
1.1. México y Zacatecas en la producción de metales	3
1.2. La industria minero-metalúrgica: fuente de contaminación por metales	6
1.3. Asociación geoquímica	10
II. ANTECEDENTES	13
III. HIPÓTESIS	19
IV. OBJETIVOS	20
4.1. Objetivo General	20
4.2. Objetivos Específicos	20
V. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO	21
5.1. Orografía y uso potencial del suelo	21
5.2. Hidrografía	22
5.3. Regiones y distritos mineros	22
VI. MÉTODOS	25
6.1. Toma de muestras	25
6.2. Preparación de material de muestreo	26
6.3. Preparación y análisis de muestras	27
6.4. Análisis de metales traza	27
6.4.1 Determinación de Cd, Pb y Hg	28
6.4.2. Determinación de aluminio total como elemento normalizador	29
6.5. Análisis físico-químicos	29
6.6. Factor de enriquecimiento (FE)	29

6.7. Análisis y procesamiento de los datos	30
6.8. Precisión y exactitud	31
VII. RESULTADOS Y DISCUSIONES DE METALES EN SUELOS CIRCUNDANTES A LA FUNDIDORA “RECICLADO DE METALES GILDARDO GÓMEZ ALONSO”	32
7.1. Suelos circundantes a la planta fundidora	32
7.2. Análisis fisicoquímicos y texturales	33
7.3. Metales en suelos	37
7.4. Factor de enriquecimiento	47
7.5. Fraccionamiento geoquímico y movilidad de Cd y Pb.	49
VIII. CONCLUSIONES DE METALES EN SUELOS CIRCUNDANTES A LA FUNDIDORA “RECICLADO DE METALES GILDARDO GÓMEZ ALONSO”.	53
IX. RESULTADOS Y DISCUSIONES DE JALES MINEROS	55
9.1. Análisis fisicoquímicos y texturales de los jales	56
9.2. Metales en los jales (Cd, Hg y Pb)	60
9.3. Fraccionamiento geoquímico y movilidad de Pb y Cd en los jales	74
X. CONCLUSIONES DE JALES	83
XI. RESULTADOS Y DISCUSIONES DE SUELOS EN COMUNIDADES HUMANAS	84
11.1. Análisis fisicoquímicos y texturales	84
11.2. Metales en suelos	88
11.3. Factor de enriquecimiento (FE)	91
11.4. Fraccionamiento geoquímico de Pb y Cd en suelos de comunidades humanas cercanas a los jales de Morelos	93
11.5. Análisis de correlación múltiple en suelos de comunidades humanas aledañas a los jales de Morelos	94

11.6. Movilidad de Cd y Pb en suelos de comunidades humanas cercanas a los jales de Morelos	96
11.7. Fraccionamiento geoquímico de Cd y Pb en suelos aledaños a jales con FE>1	96
11. 8. Análisis de correlación múltiple en suelos aledaños a jales con FE>1	97
11. 9. Movilidad de Cd y Pb en suelos aledaños a jales con FE>1	97
XII. CONCLUSIONES DE COMUNIDADES HUMANAS	100
XIII. CONCLUSIONES GENERALES	101
XIV. RECOMENDACIONES	104
XV. LITERATURA CITADA	105
XVI. ANEXOS	130

ÍNDICE DE FIGURAS

No.		Pag.
1	Producción histórica de Ag, Cd, Hg y Pb en México (INEGI, 2001; USGS, 2008).	4
2	Depósitos mineros ricos en Ag-Pb-Zn-Cd y localización de los principales complejos metalúrgicos en México (Clark et al., 1982).	5
3	Producción nacional de Pb, Ag, Cd y Hg en toneladas métricas (TM) del año 1988 a 2008 (CMM, 2009).	5
4	Minas y plantas de beneficio en Zacatecas.	6
5	Etapas de procesamiento de los minerales hasta su refinamiento.	8
6	Imagen espacial de la dispersión de jales mineros de la antigua mina El Bote	10
7	Puntos de muestreo circundantes a la planta fundidora	32
8	Clasificación textural de los suelos recolectados en el área aledaña a la planta fundidora (10 km ²).	36
9	Distribución de la concentración de metal con respecto a la distancia y dirección de la fundidora "Reciclado de Metales Gildardo Gómez Alonso", A) Pb, B)Cd.	43
10	Distribución de fuerzas eólicas, de abril del 2007 a marzo 2008.	44
11	Correlación entre concentraciones de Cd y Pb en suelos	46
12	Frecuencia del factor de enriquecimiento en los suelos circundantes a la fundidora "Reciclado de Metales Gildardo Gómez Alonso"	49
13	Sitios de recolecta de muestras y ubicación de los jales en estudio	57
14	Clasificación textural de los jales	58
15	Concentración de metales por grupo de jales	61
16	Concentraciones de Cd y Pb por fase geoquímica en cada grupo de jal	76
17	Clasificación textural de las comunidades humanas	87
18	FE de Cd, Hg y Pb en suelos de comunidades humanas	92

ÍNDICE DE TABLAS

No.		Pag.
1	Estudios realizados en sitios impactados por actividades mineras en México.	15
2	Regiones mineras del Estado de Zacatecas	23
3	Comparación de concentraciones ($\mu\text{g/g}$) de metales obtenidas del Material de Referencia Estándar SMR 2584 (polvo de interiores) y de jales mineros RTS-3 y (CCRMP).	31
4	Resumen de parámetros fisicoquímicos de los suelos circundantes a la fundidora "Reciclado de Metales Gildardo Gómez Alonso"	34
5	Estadística descriptiva de las concentraciones de metales en los suelos circundantes a la fundidora "Reciclado de metales Gildardo Gómez Alonso"	37
6	Resumen de los resultados de concentraciones de metales en suelos con respecto a la dirección y distancia de la fundidora "Reciclado de metales Gildardo Gómez Alonso"	40
7	Condiciones climáticas prevalecientes durante un año antes del muestreo del Aeropuerto Internacional General Leobardo C. Ruiz, Zac. ($22^{\circ}53'49.60''\text{N}$ $102^{\circ}41'12.80''\text{O}$)	45
8	Análisis de correlación múltiple de Spearman	48
9	Estadística descriptiva de las concentraciones de jales de Morelos y de Guadalupe; Al (%) y Pb, Cd y Hg ($\mu\text{g/g}$).	60
10	Concentraciones informadas de Cd, Hg y Pb en jales mineros en México.	64
11	Concentraciones informadas de Cd, Hg y Pb en jales mineros del mundo.	68
12	Distribución de la concentración de Cd y Pb en las fases geoquímicas	75
13	Análisis de correlación múltiple a los jales de Morelos.	81
14	Análisis de correlación múltiple a los jales de Guadalupe.	82
15	Descripción de las comunidades humanas muestreadas	85
16	Análisis estadístico de las concentraciones de metales en suelos de comunidades humanas	88

17	Resumen de resultados de concentraciones de Pb, Cd y Hg ($\mu\text{g/g}$) por comunidad.	89
18	Correlación de Spearman en suelos de comunidades humanas cercanas a los Jales de Morelos	95
19	Correlación de Spearman en suelos con FE>1 aledaños a Jales	99

RESUMEN

Se analizaron las concentraciones totales de Cd, Pb y Hg en fracciones geoquímicas en jales de minas abandonadas, suelos y/o polvos urbanos de regiones mineras y comunidades de Zacatecas. El aluminio también fue analizado como elemento de referencia para el cálculo de factores de enriquecimiento (FE). El análisis de metales se realizó por espectrometría de absorción atómica por flama (Al, Cd y Pb), horno de grafito (Cd y Pb) y por generación de hidruros (Hg). La técnica de fraccionación geoquímica seguida fue la propuesta por Tessier et al (1979).

Una de las áreas de estudio fue alrededor de una planta desbismutadora, ya desmantelada localizada cerca de San Ignacio, municipio de Fresnillo, Zacatecas. Se recolectaron 76 muestras de suelos circundantes a la planta fundidora cubriendo un área de 10 km², principalmente conformada por campos agrícolas. Las concentraciones en los suelos recolectados varió entre 0.02 a 9.11 µg/g, 0 a 2.91 µg/g y 8.9 a 9,216 µg/g, para Cd, Hg y Pb respectivamente. Una alta asociación fue encontrada entre Cd y Pb, lo que sugiere que tienen la misma fuente de emisión. Además se encontró una asociación inversa entre las concentraciones de Cd y Pb con la distancia a la fundidora, lo que la señala como la fuente principal de estos metales. De acuerdo a los resultados del fraccionamiento geoquímico el orden de asociación para el Cd fue: F3>F4>F1>F2>F5; mientras que para Pb fue: F2>F3>F4>F5>F1. La movilidad estimada para Cd fue 3 veces mayor al Pb. Los FE fueron desde ligeramente enriquecidos hasta extremadamente contaminados.

También se estudiaron jales en dos sitios correspondientes a las minas "El Bote" (n=13) y en las inmediaciones de una presa de agua llamada "La Zacatecana" (n=34). En el primer sitio, las concentraciones de Cd variaron de 0.8 a 40 µg/g, de Hg de 0.8 a 15 µg/g y para Pb de 423 µg/g a 1525 µg/g. El segundo grupo de muestras se recolectó en las inmediaciones de la comunidad La Zacatecana, Municipio de Guadalupe. En este sitio el Cd varió de 2.4 a 51 µg/g, el Hg de 6.2 a 195 µg/g y el Pb de 40 a 6331 µg/g. La asociación geoquímica en los jales de Morelos para Cd se dio en el siguiente orden: F1>F3>F5>F2>F4; mientras que en los jales de Guadalupe fue F1>F5>F3>F2>F4. En el caso del fraccionamiento de Pb, se encontró el mismo orden de fases en ambos grupos, con el siguiente orden de asociación: Pb F5>F3>F4>F2>F1. Encontrando en ambos jales una mayor movilidad del Cd. En los jales de Morelos ~6 veces mayor y en los jales de Guadalupe ~3 con respecto al Pb.

El tercer grupo de muestras fue de suelos y polvos en asentamientos humanos y comunidades de Zacatecas (n= 32). Las concentraciones para Cd variaron de 0.03 a 43 µg/g, para Hg variaron de 0.1 a 184 µg/g y para Pb de 5.4 a 1,184 µg/g. El Cd presentó el siguiente orden de asociación: F3>F1>F2>F5>F4; y el Pb el siguiente: F5>F3>F4>F2>F1. La movilidad, al igual fue mayor para el Cd entre ~4 y 5 veces con respecto al Pb. Al compararse con los límites de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA), para Cd (3 µg/g) existen 7 sitios que requieren de remediación y 5 para Pb (250 µg/g). En el caso de Hg se tomó el límite del Consejo Canadiense Ambiental (CCME, por sus siglas en inglés; 6 µg/g) de acuerdo al cual se tienen 5 sitios que sobrepasan el límite. En estas muestras los FE fueron desde ligeramente enriquecidos hasta extremadamente contaminados.

ABSTRACT

We analyzed the total concentrations of Cd, Pb and Hg in geochemical fractions of abandoned mine tailings, soil and / or dust of urban communities in mining regions and Zacatecas. Aluminum was also analyzed as a reference for the calculation of enrichment factors (EF). Metal analysis was performed by atomic absorption spectrometry (AAS) by using flame (Al, Cd and Pb), graphite furnace (Cd and Pb) and hydride generation (Hg). The geochemical fractionation technique followed was that proposed by Tessier et al (1979).

One study area was around a Bismuth recycling plant, dismantled and located near San Ignacio, Municipality of Fresnillo, Zacatecas. We collected 76 samples of soils surrounding the smelter plant covering an area of 10 km², mainly comprised of agricultural fields. Concentrations in soils collected varied between 0.02 to 9.11 µg/g, 0 to 2.91 µg/g and 8.9 to 9,216 µg/g for Cd, Hg and Pb respectively. A high association was found between Cd and Pb, suggesting that they have the same source. In addition we found an inverse association between concentrations of Cd and Pb with distance from the smelter, which mark it as the main source of these metals. According to the results of the geochemical fractionation of association order for the Cd was: F3> F4> F1> F2> F5, while for Pb was: F2> F3> F4> F5> F1. The estimated mobility for Cd was 3 times higher than Pb. The EF ranged from slightly enriched to extremely contaminated.

Also studied tailings corresponded to "El Bote" (n = 13) and "La Zacatecana" (n = 34) mines. In the first place, Cd concentrations ranged from 0.8 to 40 µg/g of Hg from 0.8 to 15 µg/g for Pb of 423 to 1.525 µg/g. The second set of samples was collected in the vicinity of the community of La Zacatecana, municipality of Guadalupe. On this site the Cd ranged from 2.4 to 51 µg/g, Hg from 6.2 to 195 µg/g, Pb from 40 to 6331 µg/g. The geochemical association to Cd in tailings from Morelos occurred in the following order: F1> F3> F5> F2> F4. While in the tailings of Guadalupe was F1> F5> F3> F2> F4. In the case of fractionation of Pb, we found the same sequence of fractions in both groups, with the following order of association: Pb F5> F3> F4> F2> F1. Found in both tailings a greater mobility of Cd. In the tailings of Morelos was ~ 6 times higher and in the tailings of Guadalupe ~ 3 with respect to Pb.

The third group of samples of soil and dust was at human settlements and communities in Zacatecas (n = 32). Cd concentrations ranged from 0.03 to 43 µg/g for Hg ranged from 0.1 to 184 µg/g for Pb from 5.4 to 1.184 µg/g. The Cd had the following association: F3> F1> F2> F5> F4; and Pb as follows: F5> F3> F4> F2> F1. With regard to mobility, as in previous cases, it was higher for Cd between ~ 4 and 5 times compared to Pb. When compared with the limits of the Environmental Protection Agency's (USEPA) to Cd (3 µg/g) there are 7 sites that require remediation and 5 for Pb. In the case of Hg was taken to the limit of the Canadian Council of Ministers of the Environment (6 µg/g) according to which they have 5 sites that exceed the limit (250 µg/g). EF in these samples ranged from slightly enriched to extremely contaminated.

I. INTRODUCCIÓN

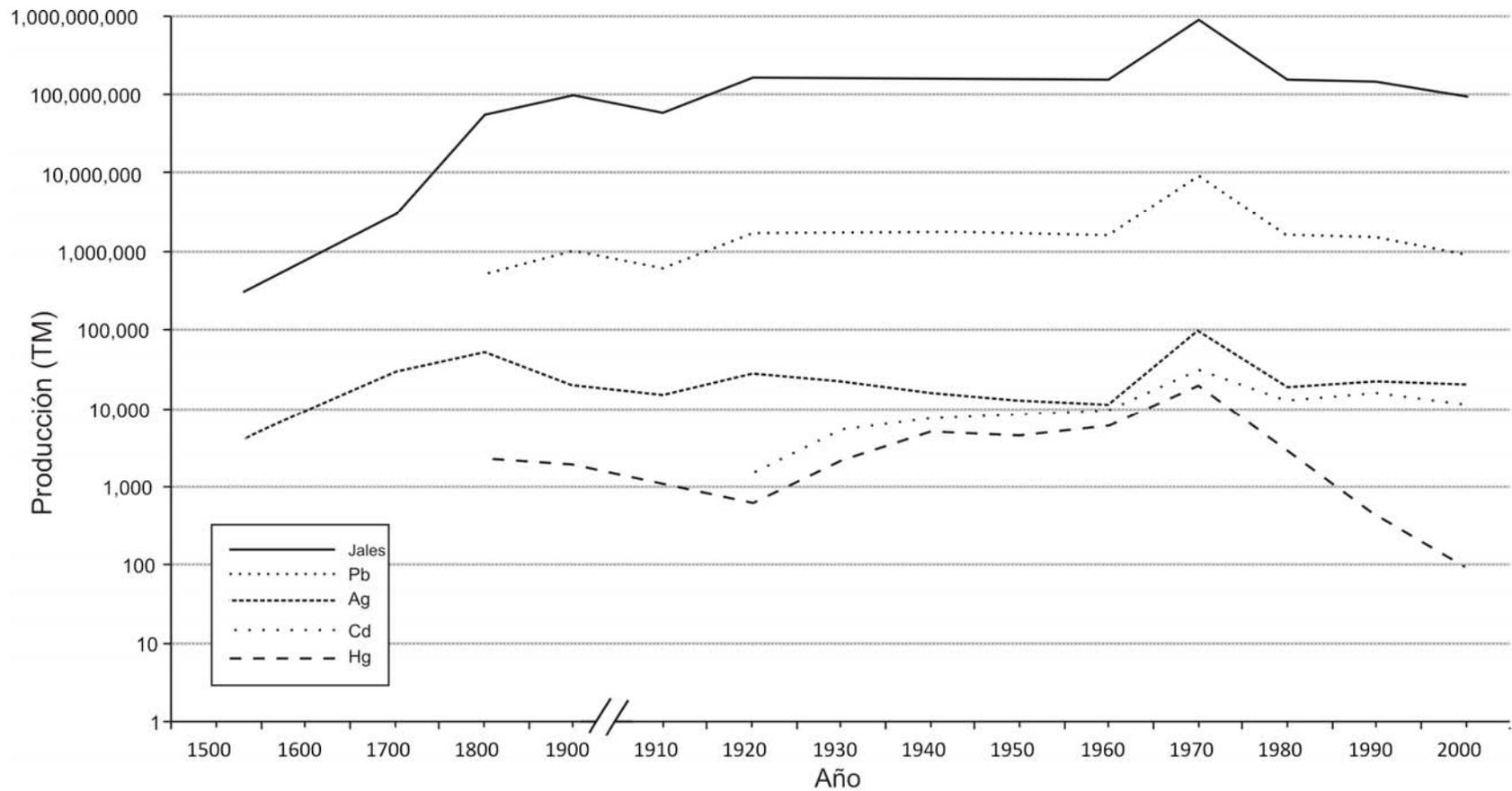
1.1. México y Zacatecas en la producción de metales

En México se ha practicado la minería a gran escala por cinco siglos. El Estado de Zacatecas, ha sido históricamente una de las regiones más ricas en plata (Ag) del mundo. De acuerdo con los registros históricos, México ha producido más de 420,000 toneladas métricas (TM) de Ag desde 1521 al 2008 (INEGI, 2001; USGS, 2008) (Figura 1).

La mayor parte de Ag producida en México ha sido extraída de minas de acantita y galena localizadas en Zacatecas, que aun hoy en día, sigue siendo uno de los líderes mundiales en la producción de este metal precioso.

Debido a la naturaleza polimetálica de la galena, el principal mineral de donde se explota la Ag en México (Figura 2), se tiene también una alta producción de otros metales asociados como el Cd, Pb y Zn (Figura 1), y en menor cantidad de Cu y As (Clark et al., 1982; INEGI 2000) .

De acuerdo con la Cámara Minera de México (CMM, 2009), nuestro país sigue siendo uno de los primeros productores de metales a nivel mundial: 2° lugar en plata (con una producción anual de 2,224 a 3,146 TM; Figura 3) con una aportación a nivel mundial del 14.3%, 6° en cadmio (1,297 a 1,973 TM) con el 7.8% y 5° lugar en plomo (89,838 a 181,741 TM) con el 3.8%. Hoy en día la producción de Hg en México no presenta un papel importante a nivel mundial (6 a 735 TM).



	Revolución industrial (1750-1850)							
Conquista de Mexico (1522)	Implementación del amalgamamiento con Hg (1550's)	Guerra de independencia (1810-1821)	Revolución Mexicana (1910-1917)	Inicio de adición de Pb en Gasolinas (1920's)	Huelgas de México (1936-1938)	Utilización de Cd en PVC's (1960's)	Máxima adición de Pb en gasolinas (1970's)	Inicio de eliminación de sustancias peligrosas (Cd, Hg, Pb) en componentes electrónicos (2000's)
		Fomento en la producción de Hg (1840's)	1ra. Guerra Mundial (1914-1918)	Extracción de minerales por flotación (1920's)	2da. Guerra Mundial (1939-1945)		Regulación de Cd en materiales (1970's)	
				1ros. Registros de producción de Cd (1927)	Utilización del Cd como anticorrosivo en acero (1940's y 1950's)		Inicio de la eliminación de Pb en gasolinas (1980's)	

Figura 1. Producción histórica de Ag, Cd, Hg y Pb en México (INEGI, 2001; USGS, 2008).

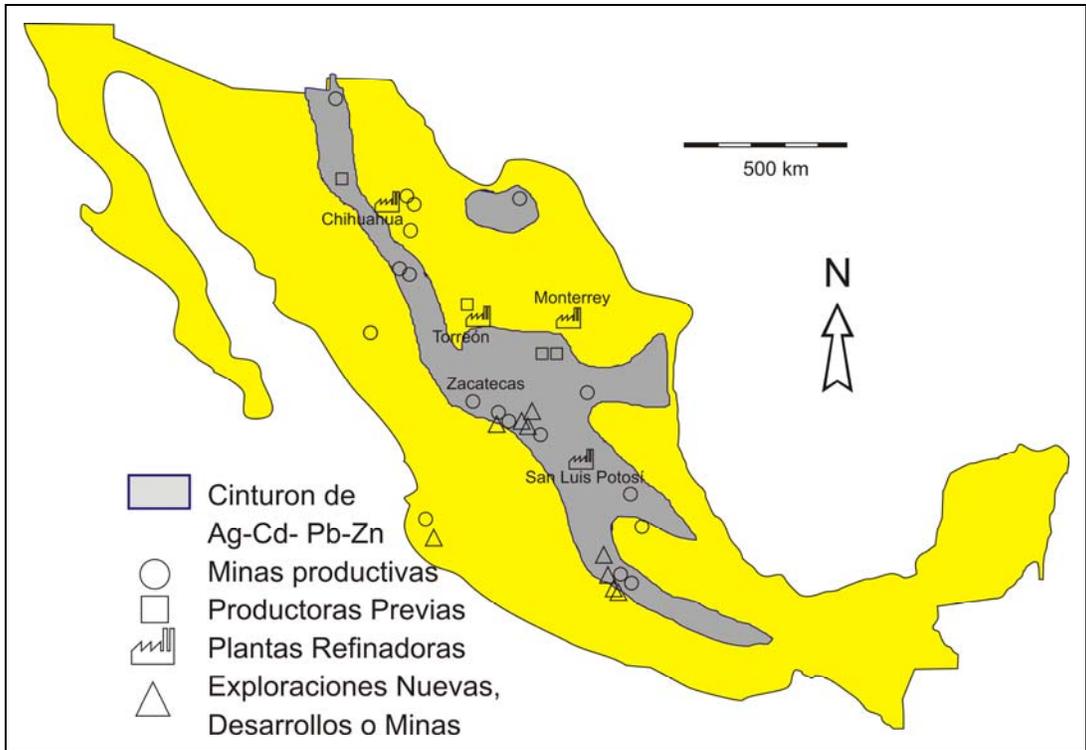


Figura 2. Depósitos mineros ricos en Ag-Pb-Zn-Cd y localización de los principales complejos metalúrgicos en México (Clark et al., 1982).

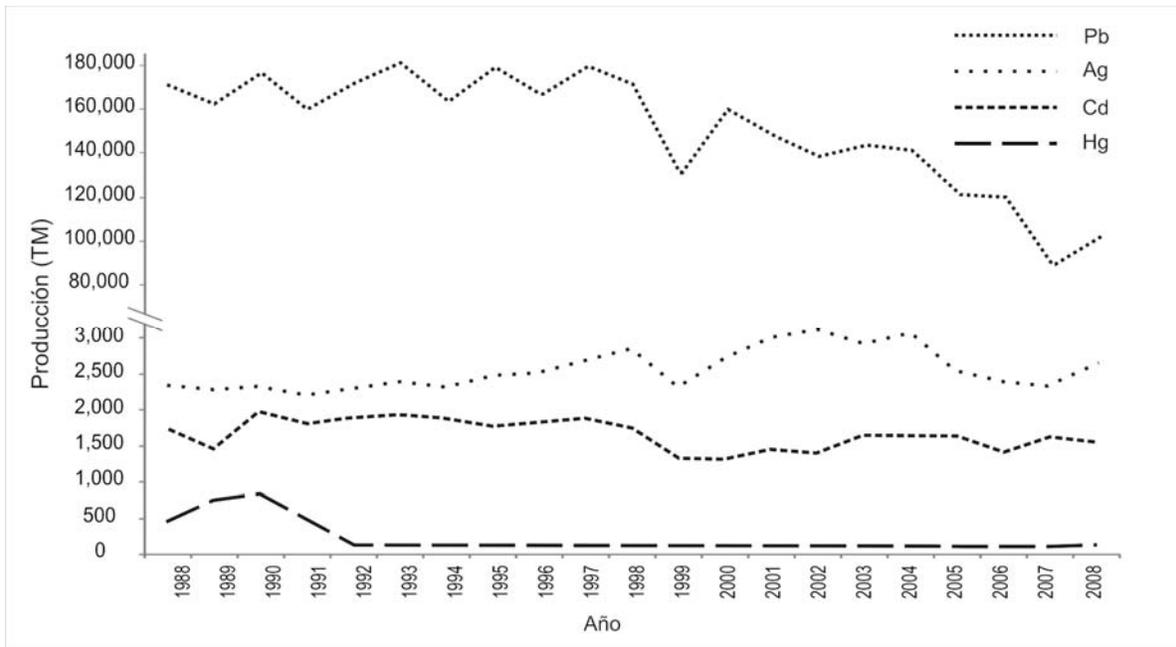


Figura 3. Producción nacional de Pb, Ag, Cd y Hg en toneladas métricas (TM) del año 1988 a 2008 (CMM, 2009).

En la actualidad Zacatecas cuenta con al menos 9 minas activas, 400 inactivas y 13 plantas de beneficio en lo referente a la producción de minerales metálicos (Figura 4; SGM, 2009; La descripción completa de cada mina se encuentra en el Anexo 1).

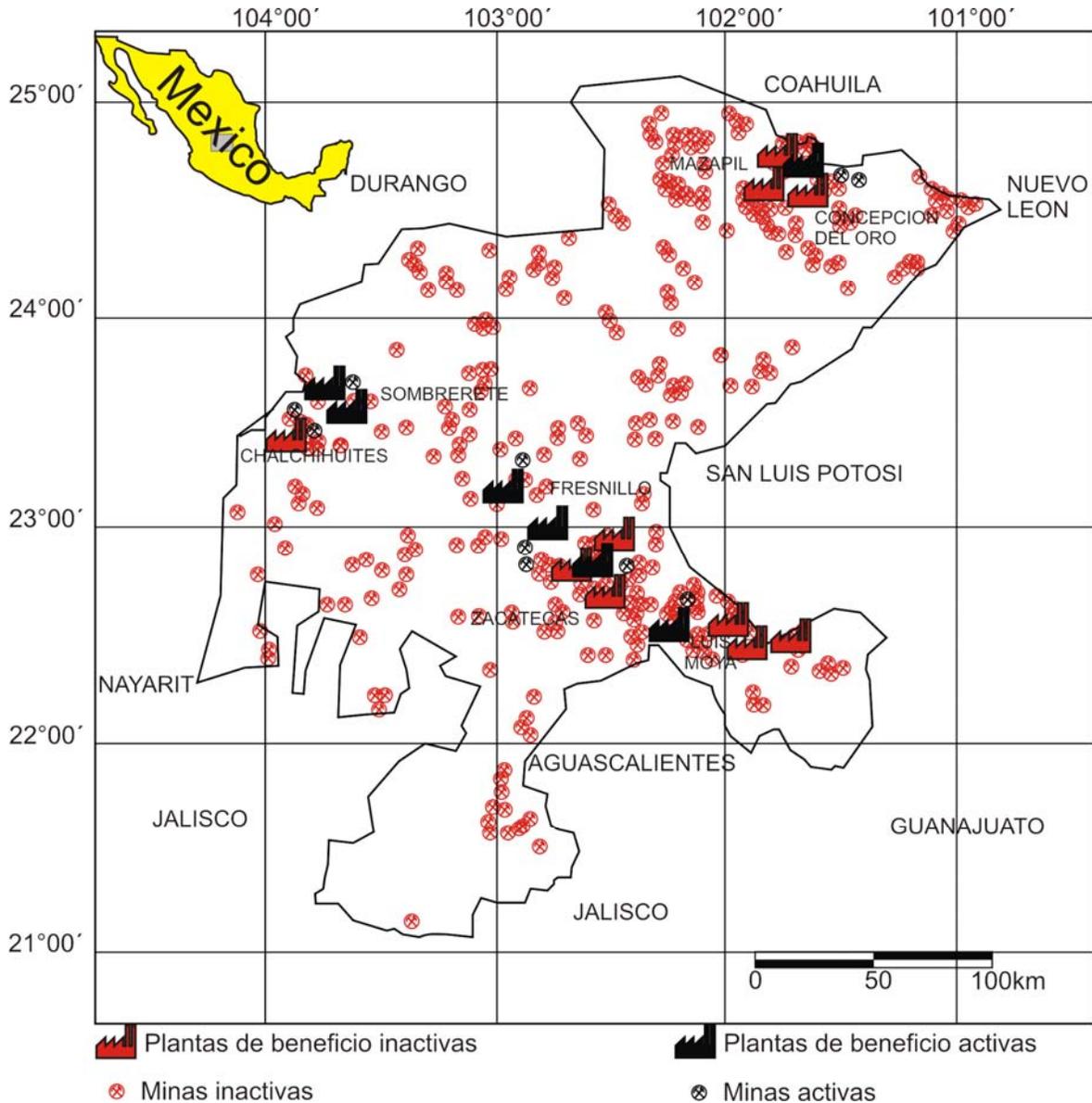


Figura 4. Minas y plantas de beneficio en Zacatecas.

1.2. La industria minero-metalúrgica: fuente de contaminación por metales

Es conocido que los desechos mineros y las emisiones atmosféricas de la producción pirometalúrgica de metales no ferrosos constituyen la fuente más importante

de metales al aire, suelos y ambientes acuáticos a nivel mundial (Nriagu y Pacyna, 1988; WHO, 1989). Estas actividades han provocado que se presente contaminación ambiental por arsénico y metales pesados (Pb, Zn, Cd Cu) en diferentes regiones del mundo (e.g. Nriagu y Pacyna, 1988; Esterman y Maynard 1998; Van Alphen 1999; Monroy et al., 2002; Hilts 2003; Morrison, 2003).

Para la extracción de los metales, los minerales son sujetos a un proceso de molienda, concentración, fundición y de refinación (Figura 5). En general, todas las etapas pueden resultar en problemas ambientales de alto impacto ya que se generan aguas residuales, residuos peligrosos y en algunos casos, emisiones a la atmósfera (INE, 2009). Sin embargo, las etapas que más contaminación producen son las de explotación de los minerales y la de fundición/refinación. En particular, la extracción, molienda y concentración de minerales produce una gran cantidad de residuos o jales que son depositados en sitios aledaños a las minas, los cuales tienen apariencia y textura de sedimentos finos. Su acumulación puede formar enormes montañas (Ver Fotografía 1, Anexo 2). En los jales, con una granulometría que va desde arenas finas hasta limo-arcillosos, el drenaje del agua puede ser rápido, reteniéndose poca agua en la superficie, lo cual provoca la erosión de los cerros y los materiales pueden ser arrastrados por escorrentías o por el viento y ser dispersados en grandes extensiones del territorio, incluso a decenas de kilómetros desde su sitio de depósito (Sánchez, 1995; Mendez-Ramirez, 2001). Además del proceso de erosión, pueden ocurrir procesos de lixiviación y de reacciones químicas resultando en la liberación de los elementos tóxicos.

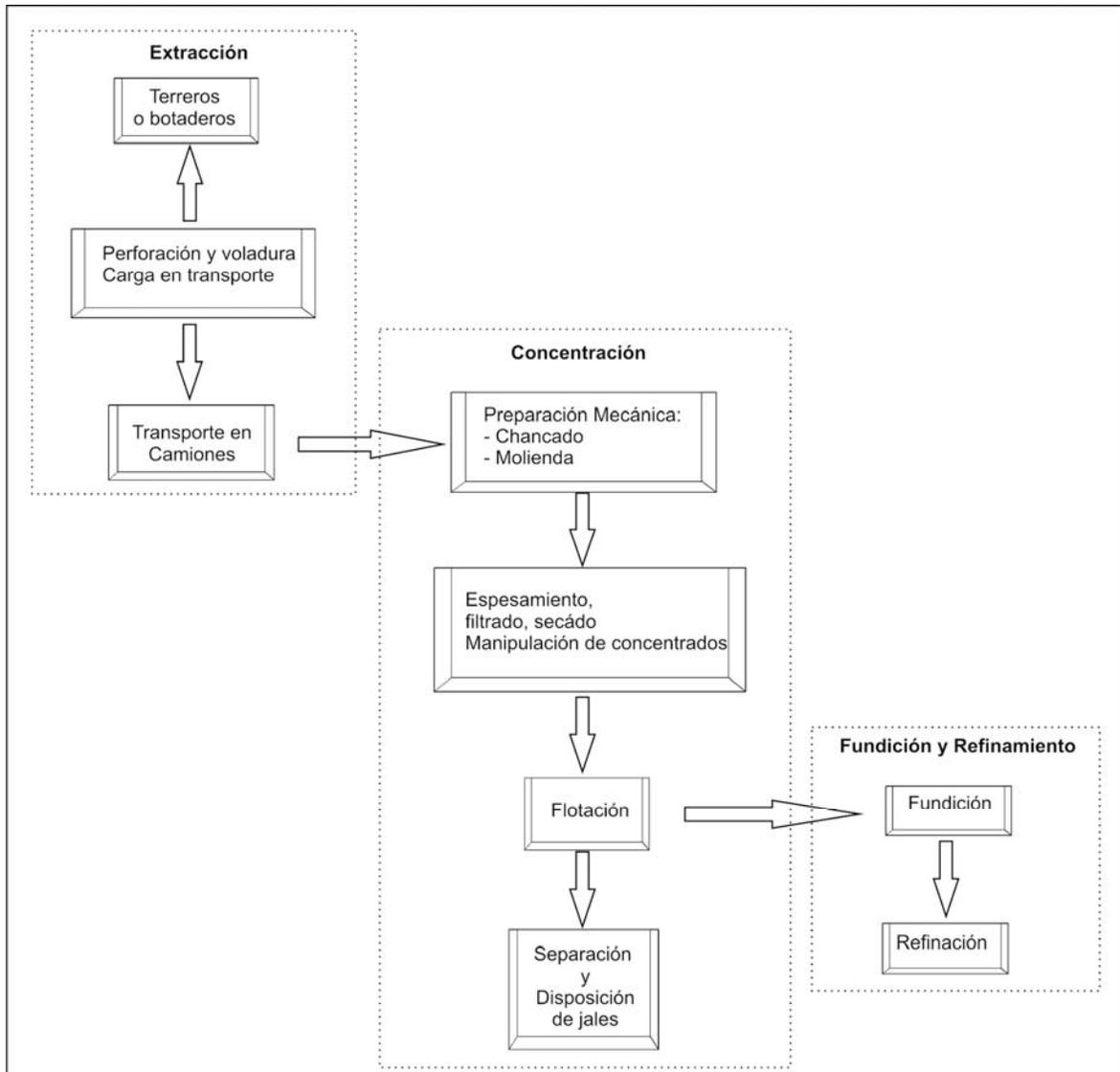


Figura 5. Etapas de procesamiento de los minerales hasta su refinamiento.

En México, la intensa actividad minera realizada desde los años de la década 1510's a la fecha, ha generado y acumulado enormes cantidades de desechos mineros (colas o jales). Aunque la extracción de metales ha variado históricamente según los métodos empleados y el tipo de mineral procesado, la recuperación total de los metales del mineral no ha sido completamente eficiente. Es decir, siempre quedan residuos de metales en concentraciones no redituables económicamente pero ambientalmente importantes. Considerando el grado promedio de extracción de metal, de

<1% para Ag y del 3 al 5% para el Cd, Pb, y Zn (García-Meza et al., 2004), se estima que de cada tonelada de minerales procesados se producen ≥ 950 kg de desechos mineros (Allan, 1995).

Basados en cálculos de la producción histórica de Ag, la explotación de depósitos de Ag-Cd-Pb-Hg ha generado una enorme cantidad de jales, estimados en más de 1,700 millones de TM (Figura 1). En todo el territorio nacional se cuenta con miles de depósitos de residuos con un total aproximado de 2,000 millones de toneladas. De acuerdo a estimaciones de Manzanares-Acuña et al. (2005) aproximadamente 200,000 TM se encuentran en distritos de Zacatecas, 100,000 TM en Guanajuato y más de 200,000 TM en Pachuca, Hidalgo. Fracciones importantes de estos metales pueden estar siendo liberados al ambiente (suelo, agua y atmósfera) constituyendo un serio riesgo de salud pública. Las actividades mineras, pasadas y presentes, han dejado cientos de sitios con estos jales clasificados hoy en día como residuos peligrosos (EDUNAT III, 1991; Mendez-Ramirez, 2001).

En la actualidad, debido que las operaciones mineras son más eficientes, la emisión de metales al ambiente es menor (Jiménez et al., 2006). Sin embargo, impactos localizados pueden encontrarse en lugares muy alejados de donde se originan debido a su transporte y dispersión (Figura 6). Parte de estos metales presentes en los desechos mineros pudieran estar siendo lixiviados hacia los cuerpos de agua superficiales o hacia las aguas subterráneas, y estar siendo movilizados a áreas urbanas, terrenos agrícolas o áreas de pastoreo, llegando a representar un riesgo para la biota y los humanos (Ver Fotografía 2, Anexo 2). Incluso se ha observado que algunas comunidades humanas, en su mayoría mineras, se han asentado cerca o sobre los desechos minerales explotados (Ver Fotografía 3, Anexo 2).



Figura 6. Imagen espacial de la dispersión de jales mineros de la antigua mina “El Bote”.

1.3. Asociación geoquímica.

Los estudios sobre las concentraciones totales de metales pesados se emplean generalmente para ser comparados con las concentraciones de estos elementos en el ambiente natural, o bien, con los límites establecidos por normas ambientales y de salud. Aunque el conocimiento de las concentraciones totales en matrices ambientales y/o en biomonitores es muy útil para verificar si un ambiente se encuentra impactado o si se cumple con alguna normativa, esta información no es suficiente para determinar el potencial de biodisponibilidad del metal, y por ende, de su toxicidad para la biota (Soto-Jiménez et al., 2001; 2003). Por lo que se aplican en el campo de la geoquímica técnicas que buscan, además de determinar las concentraciones totales, su especiación química. En particular, se han desarrollado técnicas para la extracción de los metales traza de diferentes fracciones geoquímicas en rocas, suelos y sedimentos.

La mayoría de las técnicas para la determinación de la concentración total asumen un mismo comportamiento de los elementos metálicos, metaloides y no-metales en sistemas naturales, sin embargo, es bien sabido que la movilidad, disponibilidad y toxicidad de los elementos depende en gran medida de su asociación geoquímica en los suelos y sedimentos (Tessier et al., 1979; Salomons y Förstner, 1980; Bryan y Langston, 1992; Buatier et al., 2001; Soto-Jiménez y Páez-Osuna, 2001; Soto-Jiménez et al., 2001). Por tanto, la determinación de la distribución de metales en las diferentes fracciones geoquímicas es de enorme importancia ambiental (Jenne y Luoma, 1977; Förstner, 1993; Prusty et al., 1994; Buatier et al., 2001; Pagnanelli et al., 2004). El fraccionamiento de los metales está influenciado por la naturaleza del mineral de origen, las características del suelo o sedimentos donde se acumula (mineralogía y textura), por factores ambientales (pH y Eh y otros factores externos como el clima temperatura y humedad), y por procesos industriales y/o biogeoquímicos a los que el elemento fue sometido (Rosental et al., 1986; Alloway, 1995; Novotny, 1995; Usero et al., 1997; Sauquillo et al., 2003).

En la práctica, un sedimento puede ser fraccionado en diferentes fases geoquímicas operacionalmente definidas a las cuales se asocian los metales pesados (Gibbs, 1973; Gupta y Chen, 1975, Brannon et al., 1976, Tessier et al., 1979; Salomons y Förstner, 1980; Förstner et al., 1981; Nirel et al., 1985). Diferentes autores han informado que las fracciones más móviles y peligrosas son precisamente la "adsorbida e intercambiable", "enlazadas a fases carbonatadas" y la "enlazada a fases reducibles" (Förstner, 1985). Además, estas fracciones están más relacionadas con la fracción del metal de fuentes antropogénicas (Soto-Jiménez, 1998).

En la actualidad existe una amplia variedad de protocolos de extracción secuencial (Anexo 3). Ninguna técnica de extracción secuencial se ha establecido como un método estándar plenamente aceptado. Sin embargo, una de las técnicas más utilizadas en las extracciones químicas secuenciales lo constituye la propuesta por Tessier et al. (1979).

Este es un protocolo de aplicación secuencial de reactivos según cinco etapas, que permite obtener información sobre la asociación de metales traza a cinco fracciones geoquímicas en los sedimentos: 1) intercambiable, 2) carbonatada, asociada a carbonatos, 3) oxidable, unido a óxidos de Fe y Mn, 4) asociada a materia orgánica y/o sulfuros y 5) litogénica, unido a la fracción residual. La gran ventaja de esta técnica es que se obtiene información útil para evaluar el potencial de disponibilidad biológica y fisicoquímica del metal, su movilización y su transporte. Sin embargo, como ocurre con todas las técnicas de extracción, existen problemas relacionados. Entre estos se pueden destacar la falta de una completa selectividad de los reactivos empleados, la propia definición operativa de estos métodos, la redistribución (o reabsorción) elemental, las condiciones experimentales bajo las que se puede ejecutar el protocolo, la escasez de materiales de referencia sólidos y, derivados de este último problema, la dificultad de su validación. A pesar de todos estos inconvenientes metodológicos, los procedimientos de extracción secuencial constituyen en la actualidad la mejor aproximación para describir la asociación geoquímica de los elementos traza con las diferentes fracciones de los sólidos.

II. ANTECEDENTES

A pesar del progreso en la reducción de emisiones particuladas y la implementación de controles a través de lineamientos regulatorios, la extracción y concentración de minerales, y la recuperación de los metales en las fundidoras y refinadoras son todavía una significativa fuente de emisión de contaminantes al ambiente (Dudka y Adriano, 1997; Esterman y Maynard 1998; Hilts et al., 2003; Hunter Health 2003; Morrison 2003; Van Alphen 1999). Existen múltiples reportes a nivel internacional (e.g. Esterman y Maynard 1998; William et al., 2002; Loska et al., 2004; Zentner y Rondó, 2004; Bacon y Dinev, 2005; Ettler et al., 2005; Swarup et al., 2006) y nacional (e.g. Díaz Barriga, et al., 1997; Ornelas et al., 1999; García- Vargas et al., 2001; Pineda-Zavaleta et al., 2004; Carrizales et al., 2006) señalando que tales actividades aún hoy en día resultan en degradación ambiental y representan un serio problema de salud pública. El polvo y suelos de las áreas urbanas alrededor de estos complejos contienen por lo general niveles elevados de metales asociados a los minerales procesados, resultado de la emisión y movilización de tales contaminantes desde las áreas de extracción, beneficio, depósito y/o fundición (e.g., Buchauer, 1973; Ragaini et al., 1977; Franzin et al., 1979).

Como ha ocurrido en otros países de economías emergentes, la actividad minera y metalúrgica se ha llevado a cabo sin las medidas adecuadas de prevención de contaminación, lo que ha resultado en problemas ambientales por metales. La mayoría de los sitios afectados se encuentran cerca de donde se localizan los principales depósitos de minerales y los complejos metalúrgicos (Figura 2; ILZSG, 1984).

En diversas poblaciones localizadas en los estados de Zacatecas, San Luis Potosí, Hidalgo, Coahuila y Durango, se han informado impactos ambientales y en

algunos de estos sitios también problemas de salud pública (Tabla 1). Sin embargo, la producción minera en México, se concentra en doce entidades: Chihuahua, Michoacán, Zacatecas, Durango, Sonora, Coahuila, Guanajuato, San Luis Potosí, Hidalgo, Sinaloa, Colima y Jalisco (SEMIP, 1994). Los complejos metalúrgicos se localizan en la zona centro-norte del país en los estados de Coahuila, San Luis Potosí y Nuevo León.

La escasa cobertura vegetal del suelo debido al clima seco de estas regiones del país y la falta de pavimentación de grandes extensiones de los sitios afectados, origina condiciones que favorecen la movilización de metales por el transporte de partículas de polvo fino. Parte de este material es depositado en las zonas urbanas de pequeñas comunidades o grandes ciudades cercanas o bien, alejadas de los sitios mineros y/o áreas de procesamiento. Los metales pueden también ser lixiviados y transportados a los cuerpos de aguas superficiales y a los mantos freáticos. La inhalación e ingesta de estos polvos enriquecidos con metales y/o el uso de aguas contaminadas representa un riesgo elevado de afectación a la salud pública. De hecho, en las dos últimas décadas se han informado problemas serios de altas concentraciones de metales en aguas subterráneas, en la atmósfera y en áreas urbanas alrededor de las áreas de minas y metalúrgicas. En la Tabla 1 se presenta un resumen de los estudios realizados en diferentes áreas impactadas en México.

Por siglos los residuos mineros como jales y terreros han sido depositados a lado de las minas y/o vertidos intencional o accidentalmente por cañadas y arroyos. En el país existen cientos (o quizás miles) de sitios que fueron o están siendo usados para el depósito de tales residuos, cuyo riesgo potencial es desconocido. A pesar del desarrollo y modernización en los procesos de extracción y procesamiento de los recursos minerales, la generación de grandes cantidades de residuos provenientes de sus procesos continúa.

Tabla 1. Estudios realizados en sitios impactados por actividades mineras en México.

Localidad	Metal	Referencia
Torreón (Coah.)	As, Cd, Pb, Zn.	Durazo y Ramos, 1988; Albert y Badillo, 1991; Cebrian et al., 1994; Benin et al., 1999; Valdes y Cabrera, 1999; Rosas et al., 1999; García-Vargas et al., 2001; Moyeda-Sánchez, 2007; Sánchez-Rodríguez, 2007; Olvera-Balderas, 2008.
Bermejillo (Dgo)	As, Cd, Pb, Zn.	Moyeda-Sánchez, 2007; Sánchez-Rodríguez, 2007; Olvera-Balderas, 2008.
Zimapán (Hgo.)	As	Armienta y Rodriguez, 1993; Armienta y Rodriguez, 1995; Garcia, 1997; Méndez y Armienta, 2003; Ongley et al., 2007.
San Luís Potosí, Villa de la paz y Matehuala. (S. L. P.)	Ag, As, Au, Ba, Be, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se, Tl, V, Zn	Díaz-Barriga et al., 1993; Castro-Larragoitia et al., 1997, Monroy et al., 2002; Razo et al., 2004; Carrizales et al., 2006; Chiprés et al., 2008; Romero y Gutierrez-Ruiz, 2008, 2010.
Chihuahua, Parral, Naica, Sta. Bárbara (Chih.)	Ag, As, Ba, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se, Zn	Benin et al., 1999 ; Alarcón et al., 2005; Gutierrez-Ruiz et al., 2007

Monterrey. (N. L.)	As, Cd, Pb	Benin et al., 1999.
Zacatecas, Sombrerete, Fresnillo, Noria de Ángeles, Guadalupe. (Zac.)	As, Cd, Pb, Zn	Cebrian, 1998; Sánchez-Guerra. 2005; Carrillo-González y González-Chávez, 2006; Manzanares-Acuña et al., 2006; Ramírez-Ortiz y Nuñez-Monreal, 2009; Rodríguez-Elizalde et al., 2010.
Guanajuato (Gto.)	As, Cd, Co, Cu, Pb, Hg, Se, Zn	García-Meza et al., 2004; Mendoza-Amezquita et al., 2006.
Taxco (Gro.)	Ag, As, Ba, Be, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se, Tl, V.	Romero y Gutierrez-Ruiz, 2008, 2010; Romero et al., 2010.
Zacazonapan (Edo. de Mex.)	Ag, As, B, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ga, Mg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Si, Sr, Ti, V, Zn	Lizárraga-Mendiola, 2008.
Nacozari (Son.)	Mn, Ni, Cu, Zn, As, Rb, Sr, Zr, Ba, Hg, Pb	Meza-Figueroa et al., 2009

Actualmente la industria minera en México genera >120 millones de toneladas de desechos al año que se depositan en sitios a lo largo de todo el país (Díaz-Barriga et al., 1997). La superficie de suelo degradado por causas de contaminación en 1999 fue de 25,967 km² (INEGI, 2000a), la gran mayoría relacionado a actividades mineras. Sin embargo, han sido pocos los estudios realizados para evaluar el impacto de estos residuos peligrosos (e.g. Cebrian, 1998; García-Meza et al., 2004; Mendoza-Amezquita et al., 2006; Chiprés et al., 2008; Romero y Gutiérrez-Ruiz, 2008).

En el estado de Zacatecas se han generado jales mineros durante siglos, mismos que se han depositado y dispersado en grandes áreas a lo largo de Zacatecas. Sin embargo, no se tiene un listado de su ubicación, volumen, composición química ni del riesgo potencial que representan para los seres vivos debido a la presencia de Pb, Cd, As y Hg. De acuerdo a Ramírez-Ortiz y Nuñez-Monreal (2009), hay al menos 390 depósitos inactivos, 402 minas, 32 plantas de beneficio y un millón 648 mil hectáreas concesionadas para la explotación minera (<http://www.planetaazul.com.mx/www/2010/05/22/exige-uaz-inventario-de-residuos-mineros/>)

A la fecha, Semarnat-Zacatecas ha identificado cinco sitios de mayor riesgo para la salud humana: La Zacatecana, Vetagrande, Noria de Ángeles, San Felipe del Nuevo Mercurio y Concepción del Oro. En estos sitios se ha practicado la minería desde el siglo XVI. La Zacatecana, localizada en el Valle de Guadalupe, en Zacatecas, es un ejemplo de estos sitios, cuyo depósito de jales ha sido eventualmente arrastrado junto con los materiales aluviales y acumulado en la presa conocida como La Zacatecana (Ramírez-Ortiz y Nuñez-Monreal, 2009) (Ver Fotografía 5, Anexo 2).

Desde mediados del siglo XVI las técnicas de purificación de Ag y otros metales han variado notablemente. Uno de los más usados en los primeros siglos fue el proceso llamado amalgamación o “beneficio de patio”, implementado en la Nueva España alrededor del año 1550. Este proceso permitió extraer una mayor proporción de Ag del

mineral, y resultó rentable para la explotación de antiguos pozos o vetas de baja Ley. Este procedimiento se basaba en la utilización del mercurio, que era mezclado con la plata molida y depositado por dos meses en grandes patios. Esta amalgama luego era lavada y fundida, obteniéndose plata más pura, pero recuperándose sólo una parte del mercurio, mientras que el resto se perdía durante la fase de lavado y era depositado junto con los desechos (Cárabes-Pedroza et al., 1998). La tecnología del amalgamiento en la región se utilizó a gran escala la década de 1550 a aquélla de 1880 (Manrique-Valle y Vite-Alcocer, 2001; Belmont-Bernal, 2008). La demanda de Hg de la Nueva España a principios del siglo XVII era mayor a los 400 kilos por año (e.g. 4,170 quintales en 1609). Se estima que durante el periodo entre 1560 y 1700 se importaron más de 20 mil toneladas de mercurio, y entre 1700 y 1820 se importaron más de 30 mil toneladas. La región de Zacatecas fue la que presentaba el mayor consumo con 25-65% del total (e.g. 1000 quintales en 1609). Una mayor cantidad de Hg se perdía durante el proceso, estimada en 200-220 g (7-8 onzas) por libra de plata producida (Kerl et al., 1868).

La acumulación de Hg en jales mineros con una antigüedad mayor a los 100 años en Zacatecas y en otras regiones del país constituye un serio problema ambiental debido su toxicidad (Sánchez-Guerra, 2005). Se han informado concentraciones tan elevadas que incluso resulta económicamente costoso el reprocesamiento de tales jales antiguos para la recuperación del mercurio y plata y otros metales (Manrique-Valle y Vite-Alcocer, 2001).

III. HIPÓTESIS

- La presencia de Cd y Pb en jales es esperada dada la naturaleza polimetálica de los minerales explotados (e.g. la galena y acantita) y debido a que en la extracción minera no se recupera el 100% de los metales contenidos en los minerales.
- Dado el uso de Hg para el amalgamiento de la plata desde la antigüedad hasta finales del siglo XIX, se espera encontrar jales enriquecidos con Hg.
- Debido a la menor eficiencia en la recuperación de metales, se espera que los jales más antiguos presenten mayores concentraciones de metales.
- Dada la relativamente mayor movilidad de algunos metales, se espera el siguiente orden de asociación a fracciones más lábiles: Cd > Pb.

IV. OBJETIVOS

4.1. Objetivo General

Analizar el contenido de metales (Cd, Hg y Pb) en jales de minas abandonadas, suelos y/o polvos urbanos de regiones mineras de Zacatecas, determinando su concentración total y asociación en diferentes fracciones geoquímicas.

4.2. Objetivos Específicos.

- Determinar la concentración de Cd, Hg y Pb en jales mineros, en suelos (de asentamientos humanos, de tierras cultivo y/o de crianza de animales) y en polvos urbanos.
- Determinar mediante fraccionamiento geoquímico la biodisponibilidad de Cd y Pb (Protocolo de Tessier).
- Determinar el factor de enriquecimiento en suelos y polvos mediante la normalización de las concentraciones de metales, empleando al aluminio como elemento de referencia.
- Comparar las concentraciones obtenidas de metales con estándares nacionales e internacionales.

V. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

El estado de Zacatecas, se localiza en la región centro-norte del país (Figura 4), con ubicación en latitud norte 25°08' y 21°03', longitud oeste 100°48' y 104°21', a una altitud promedio de 2,100 m.s.n.m., con 2,420 m.s.n.m., en la ciudad capital. Esta entidad, colinda al norte con el estado de Coahuila, al este con San Luis Potosí, al suroeste con Aguascalientes, al sur con Jalisco, al oeste con Durango y al suroeste con Nayarit y está conformado por 58 municipios agrupados en nueve regiones económicas en donde existen 4,564 localidades, de las que el 90% tienen menos de 500 habitantes. Zacatecas tiene una superficie de 74,669 km² equivalente al 3.7% de la superficie total del país, ocupando el octavo lugar nacional en extensión. Tres cuartas partes del territorio corresponden a zonas áridas y semiáridas. Su clima es semiseco a excepción del noroeste cuyo clima es seco y árido, su temperatura media anual es de 16 °C y su precipitación pluvial es de 510 mm/año. Las variaciones extremas en la temperatura y precipitación son: 35° C máxima y 6 °C mínima; 910 mm máxima y 324 mm mínima (SGM, 2009).

5.1. Orografía y uso potencial del suelo

Tres cuartas partes del territorio zacatecano corresponden a zonas áridas y semiáridas; sólo el 14% ofrece condiciones favorables para la agricultura, el 78% para la ganadería y el 7% están cubiertos de bosques maderables y no maderables. El paisaje se caracteriza por ser rocoso, con profundos cañones sierras y llanos. Las sierras zacatecanas, encierran grandes yacimientos de oro, plata, cobre y zinc, principalmente en la Sierra de Zacatecas (SGM, 2009). Existen rocas ígneas, sedimentarias y metamórficas, cuyas edades de formación abarcan desde el Triásico hasta el Reciente. Las más antiguas son rocas metamórficas de bajo grado (filitas, pizarras y esquistos), las de mayor distribución territorial son las rocas ígneas del

Terciario (andesitas, tobas, riolitas y basaltos) que afloran en la mayor parte de la Sierra Madre Occidental y en algunas áreas de las otras provincias geológicas que abarcan el estado. Las rocas sedimentarias, del Mesozoico, (Jurásico y Cretácico) forman estructuras plegadas (anticlinales y sinclinales) que a su vez han sido dislocadas por fracturas y fallas de tamaño regional. Estas dislocaciones también afectan a los otros tipos de roca existentes en Zacatecas. Además El Estado de Zacatecas está comprendido dentro de cuatro provincias geológicas: 1) La Sierra Madre Occidental, 2) La Sierra Madre Oriental, 3) La Mesa del Centro y 4) El Eje Neovolcánico (INEGI, 2005).

5.2. Hidrografía

El sistema hidrográfico, está formado por dos cuencas: la cuenca del Pacífico, integrado por el sistema Chapala-Río Grande de Santiago conformada por los ríos San Pedro, Juchipila, Jerez, Tlaltenango, San Andrés, Atengo, Valparaíso; y una cuenca endorréica conformada principalmente por los ríos Calabacillas, Zaragoza, Los Lazos, San Francisco y Aguanaval (SEP, 1997; SGM, 2009).

5.3. Regiones y distritos mineros.

En el Estado se encuentran 17 regiones mineras, que se han agrupado de acuerdo al tipo de mineralización y ubicación (Tabla 2). Los tradicionales distritos mineros de Fresnillo y Zacatecas tienen en la actualidad una intensa actividad extractiva y en lo que se refiere a la producción auro-argentífera, la mayoría de las empresas continúan realizando trabajos de exploración con el fin de aumentar sus reservas e incrementar los ritmos de producción (SGM, 2008).

Tabla 2. Regiones mineras del Estado de Zacatecas

No.	Región minera	Mineralización	Tipo de yacimiento	Distrito y zonas
1	San Julián-Teyra	Au, Ag, Pb, Zn, Cu	Relleno de fisura	San Julián
2	Concepción del Oro	Ag, Pb, Zn, Fe, Au	Chimeneas, y cuerpos diseminados	Melchor Ocampo, Noche Buena, Providencia y El Salvador
3	Miguel Auza Juan Aldama	Ag, Au, Pb, Cu, Sn	Vetas	Miguel Auza Juan Aldama
4	Nuevo Mercurio	Hg	Relleno de fisura	Nuevo Mercurio
5	Fco. Murguia (Nieves)	Au, Ag, Pb, Zn, Fe	Vetas irregulares	Santa Rita, San Gregorio, Concordia y El Rosario
6	Sombrerete	Au, Ag, Pb, Zn, Cu, Sn, Hg	Cuerpos de reemplazamiento vetas, chimeneas mantos	Sombrerete, San Martín, Chalchihuites
7	Saín Alto	Hg, Sn	Vetas, cuerpo irregular y stockworks	Cerro Colorado, Bonancita, Sáuz y Nuevo Mercurio
8	Villa de Cos	Mn, Hg, Sb, F.	Chimeneas, cuerpos irregulares tabulares	Abundancia, Margarita, La Prieta, San Felipe de Jesús, Tenango, El Capirote, y El Burrito
9	Jiménez del Teul	Au, Ag, Pb, Zn, Cu, Sn	Vetas	Jiménez del Teul
10	Fresnillo	Ag, Pb, Zn	Stockwork, diseminados mantos chimeneas y vetas	Fresnillo
11	Valparaíso	Au, Ag, Sn, Bi	Vetas	Valparaíso
12	Zacatecas	Ag, Pb, Zn, Cu, Cd	Vetas y cuerpos estratiforme	Zacatecas
13	Villa Nueva - Jalpa	Fluorita, Ag, Pb, Zn, Cu	Vetas	Villanueva, Jalpa
14	Panfilonatera Ojo Caliente	Ag, Pb, Zn.	Vetas y cuerpos de reemplazamiento	Pánfilo Natera, Ojo Caliente
15	Real de Ángeles	Pb, Ag, Zn	Cuerpo irregular	Real de Ángeles agotado)
16	Pinos	Au, Ag, Sn	Brechas, vetas	Pinos
17	Mezquital del Oro	Au, Ag, Mn.	Vetas lenticulares	Mezquital del Oro

Región minera de Zacatecas

De acuerdo a Núñez-Espinal et al. (2002), la región minera de Zacatecas comprende el distrito del mismo nombre conformado por los sistemas de Vetas Pánuco, Veta Grande, Mala Noche, El Bote – La Cantera, San Rafael y El Orito y la zona mineralizada de Francisco I. Madero. Las rocas expuestas en la región pertenecen a dos secuencias vulcano-sedimentarias del mesozoico, con metamorfismo de bajo intervalo, rocas ígneas intrusivas y extrusivas del Terciario y depósitos detríticos del reciente. La mineralización en el distrito de Zacatecas, principalmente polimetálica, pero también auroargentífera, está representada de manera primordial por varios sistemas o grupos de vetas. En la zona de Francisco I. Madero la mineralización consiste de vetas argentíferas y de cuerpos estratiformes de zinc, plomo y plata. Al sur de la región, donde predominan las rocas riolíticas, se conocen varios depósitos de caolín y varios bancos de cantera.

VI. MÉTODOS

6.1. Toma de muestras

Las muestras de suelos se recolectaron por encima de los 2 cm de profundidad, empleando espátulas de plástico dentro de un círculo de acrílico de 0.07 m² para delimitar el área y para evitar corrientes de aire, además se utilizó un tamiz de 1 mm de poro para eliminar partículas mayores a ese tamaño. En las poblaciones se recolectó además polvo exterior acumulado en calles, banquetas y/o en los exteriores de casas. Las muestras de jales se recolectaron en depósitos de dos tipos: 1) en los cerros formados por los jales donde se tomaron muestras a diferentes profundidades con fines de tener la variabilidad de los metales en tales residuos; 2) en los jales que han sido dispersados naturalmente vía fluvial y/o eólica, se tomaron muestras superficiales, al igual que los suelos, en múltiples puntos procurando cubrir la mayor área posible. Todas las muestras se colocaron en doble bolsa de sello hermético debidamente etiquetadas con clave de muestra, fecha, hora, posición geográfica y elevación por GPS.

En este estudio se recolectaron muestras de suelos circundantes a una planta fundidora. Esta área de estudio es una zona principalmente de campos agrícolas y algunas comunidades como San Ignacio, Río Florido, Bañuelos y la colonia Morelos, todas pertenecientes al municipio de Fresnillo. Se eligieron dos sitios con depósitos mineros (acumulados y dispersos) pertenecientes a las Minas el Bote, y Zacatecana. Por último, se evaluó la contaminación por metales como Cd, Hg y Pb en algunas comunidades cercanas a sitios mineros abandonados y/o en operación.

En los tres casos, una descripción más detallada se muestra en los capítulos siguientes (VII, IX y XI).

6.2. Preparación de material de muestreo

Todo material utilizado en la determinación de metales se lavó en tres etapas siguiendo la metodología descrita por Moody y Lindstrom (1977), la cual consiste en sumergir el material en una solución jabonosa libre de fosfatos durante tres días, se enjuaga con agua ultrapura de tres a cuatro veces hasta eliminar la solución jabonosa por completo. El material se sumerge de nuevo en un contenedor de sello hermético con ácido clorhídrico (2 M), por al menos 72 horas. Posteriormente el material se enjuaga con agua ultrapura de tres a cuatro veces para ser sumergido en un contenedor de sello hermético con ácido nítrico (2 M) por al menos 72; horas pasado este tiempo se procede a enjuagar el material de tres a cuatro veces con agua ultrapura para eliminar el ácido nítrico. Ya que el material es enjuagado y se encuentra libre de ácido nítrico, es secado bajo una campana de flujo laminar con filtro de alta eficiencia en partículas de aire (HEPA, por sus siglas en Inglés) clase 100 durante 24 horas. Por último se empaqueta en doble bolsa con sello hermético nueva, limpia y etiquetada, para ser guardado hasta su uso en contenedores de sello hermético y evitar así el posible contacto directo con polvo u otros factores que pudiesen alterar la limpieza del material. Cabe mencionar que todo el proceso descrito con anterioridad se realizó en un laboratorio limpio, libre de contaminación equipado con campana de extracción de vapores ácidos y sistema de filtración de aire HEPA clase 1000 para asegurar la calidad del aire interior. El agua ultrapura a la que se hace referencia es agua tratada de la siguiente manera: el agua de la red es pasada por un filtro de fibra de 0.5 micras, filtro de carbón activado, filtro de ósmosis inversa, lámpara de luz U.V., doble filtro con resinas de intercambio iónico y finalmente pasadas a través de un equipo de filtración Milipore para obtener una agua de nivel ultrapura con una resistividad de $18.2 \text{ M}\Omega \text{ cm}^{-1}$.

6.3. Preparación y análisis de muestras

Las muestras de suelos fueron sometidas a desecación al menos por 12 horas en estufa a 45 °C para la eliminación de cualquier rastro de humedad. Posteriormente, a las muestras se les determinó su peso, fueron molidas, homogeneizadas y almacenadas para su digestión y análisis posterior en recipientes de plástico con cierre hermético.

6.4. Análisis de metales traza.

Las alícuotas de las muestras de suelos, polvos y jales (~0.25 g) fueron digeridas con HCl, HNO₃ y HF de acuerdo a los procedimientos de Loring y Rantala (1977) para análisis de metal total, usando un equipo de digestión ModBlock. El procedimiento consiste en adicionar a cada muestra 4 mL de agua regia (HNO₃: HCl, 1:3 v/v) y 2 mL de HF en una bomba de teflón. Después de desgasificada la muestra, se cerraron las bombas y se digirieron durante 12 horas a una temperatura de 120-140 °C. Una vez las muestras digeridas se encontraron a temperatura ambiente, fueron transferidas a frascos de polipropileno conteniendo 1 g de H₃BO₄ y aforadas a 25 mL, con agua ultrapura (Soto-Jiménez et al., 2006).

Las muestras de suelos y polvos se analizaron por el procedimiento de extracción secuencial propuesto por Tessier et al. (1979; Anexo 4) para determinar la disponibilidad relativa de los metales a la biota y su potencial efecto tóxico, en la cual, los metales son extraídos en cinco fases geoquímicas operacionalmente definidas, como: adherida intercambiable (F1); carbonatada (F2); asociada a oxi-hidróxidos de Fe y Mn (F3); enlazada a materia orgánica y sulfuros (F4) y fracción litogénica (F5) o unido a la fracción residual.

6.4.1 Determinación de Cd, Pb y Hg

Las muestras con concentraciones elevadas de Cd y Pb se determinaron mediante un equipo de espectrometría de absorción atómica marca Varian Spectraa 220-AA. Este equipo se utilizó en el modo de flama (FAAS, por sus siglas en Inglés,) para soluciones de digeridos con altas concentraciones (en el orden de la partes por millón, $\mu\text{g/g}$) y en modo de horno de grafito (GFAAS, por sus siglas en Inglés) en soluciones con bajas concentraciones (en el orden de la partes por billón, ppb). En el modo de horno de grafito, con una mayor sensibilidad, se empleó la corrección de fondo con lámpara de deuterio con el objeto de reducir interferencias generadas por absorción molecular y se usó una solución de paladio como modificador (Soto-Jiménez y Páez-Osuna., 2008).

Las concentraciones de Hg se determinaron por el método de Hatch y Ott (1968), modificada por Loring y Rantala (1992), mediante el acoplamiento del equipo de espectrometría de absorción atómica a un generador de hidruros (marca Varian VGA-77). Permitiendo cuantificar al Hg en el orden de ppb, debido a su alta sensibilidad.

En esta técnica, el mercurio se reduce químicamente al estado atómico libre haciendo reaccionar al Hg^{2+} de la muestra con un reductor fuerte, como son los iones de estaño (II), llevándolo a su estado elemental (Hg^0) mediante la transferencia de electrones por parte del Sn.

El mercurio, en forma de vapor se arrastra del vaso de reacción burbujeando nitrógeno a través de la solución. Los átomos del mercurio son transportados a una celda de absorción que se coloca en el paso de luz del espectrómetro de absorción atómica. A medida que los átomos de mercurio pasan por la celda de muestreo, la absorbancia medida se incrementa indicando el aumento de concentración del metal en el paso de luz (Haswell, 1991).

6.4.2. Determinación de aluminio total como elemento normalizador

La determinación de aluminio se realizó a través del equipo de espectrometría de absorción atómica en modo FAAS, para lo cual se utilizó como solución matriz de KCl (2000 μg de K^+ mL^{-1}) como diluyente para evitar la ionización del elemento (Loring y Rantala, 1992).

6.5. Análisis físico-químicos

Aun cuando en campo se recolecto solamente suelo menor a 1mm, para conocer mas detalladamente la composición textural de las muestras, se llevo a cabo el análisis granulométrico, el cual fue realizado de acuerdo con la metodología propuesta por Folk (1974; Anexo 5). La determinación de carbono inorgánico (CaCO_3) se determinó mediante titulación invertida con hidróxido de sodio (NaOH; Rauret et al., 1987; Anexo 6). Por su parte la determinación de carbono orgánico (C org) se analizó mediante la metodología propuesta por Loring y Rantala (1977; Anexo7). Por último, los análisis del potencial de hidrógeno (pH) y conductividad eléctrica (CE), se realizaron de acuerdo a la NOM-021-RECNAT-2000.

6.6. Factor de enriquecimiento (FE)

El cálculo del factor de enriquecimiento en los tres metales (Cd, Hg, Pb) se realizó con la siguiente ecuación (Soto-Jiménez y Páez-Osuna, 2001):

$$FE = [(M/Al)_s / (M/Al)_r]$$

Donde:

FE = factor de enriquecimiento,

(M/Al) s = relación metal (Cd, Hg, Pb)-aluminio en muestras.

(M/Al) r = relación metal (Cd, Hg, Pb)-aluminio en corteza.

Tomando como valores naturales en la corteza los informados por Martin y Meybeck (1979) de 3.5 % para Al, 0.2 $\mu\text{g/g}$ para Cd y 11.2 $\mu\text{g/g}$ para Pb, mientras que para Hg se tomó el valor informado por Berry y Mason (1959) de 0.5 $\mu\text{g/g}$.

Para fines de este estudio, se realizó la siguiente clasificación de la contaminación considerando el factor de enriquecimiento:

- ≤ 1 no impactado o natural.
- $> 1 \leq 5$ ligeramente enriquecido.
- $> 5 \leq 10$ enriquecido.
- $> 10 \leq 20$ fuertemente enriquecido.
- $> 20 \leq 50$ contaminado.
- $> 50 \leq 100$ fuertemente contaminado.
- > 100 Extremadamente contaminado.

6.7. Análisis y procesamiento de los datos

Para una mejor interpretación y análisis, los datos obtenidos se procesaron con ayuda del programa Microsoft Excel 2007, construyendo gráficos comparativos entre las diversas variables y datos obtenidos así como estadística básica. Se utilizó el software Statistica 7.0 (Statsoft Inc., Tulsa, USA) para realizar el análisis estadístico de normalidad, análisis de varianzas así como diferentes pruebas de tipo no paramétricas.

Se realizaron pruebas de normalidad de los datos. De acuerdo a la prueba Shapiro-Wilk GOF se determinó que las variables originales no presentan una distribución normal ($P < 0.05$), excepto para el aluminio. Dado que la mayoría de variables no mostraron una distribución normal, se procedió a aplicar pruebas estadísticas no paramétricas. Se realizó un análisis de correlación múltiple y de regresión lineal determinando el coeficiente de correlación de Spearman (Spearman, 1904; Reimann et al., 2002; Soto-Jiménez y Páez-Osuna, 2008). Para calcular el coeficiente de correlación ρ de Spearman (1904) se transforman los datos originales a valores en un intervalo de -1 a 1. Este es un método alternativo al de Pearson para variables que no siguen el supuesto de normalidad.

El análisis comparativo se realizó siguiendo la prueba de Kolmogorov-Smirnov ($p < 0.01$) el cual consiste en comparar una muestra independiente idénticamente distribuida de una distribución univariable desconocida con una muestra de referencia con una distribución conocida (en nuestro caso el de distribución normal). El resultado de la prueba es un valor p que indica si se puede tomar como distribución normal o si esta hipótesis es rechazada (Soto-Jiménez y Páez-Osuna, 2008).

6.8. Precisión y exactitud

La precisión se obtuvo a partir de la determinación de seis réplicas de una misma muestra. Se calculó el promedio y la desviación estándar y el coeficiente de variación de acuerdo a la fórmula:

$$C_V = \frac{\sigma}{\bar{x}} \cdot 100$$

Tabla 3. Comparación de concentraciones ($\mu\text{g/g}$) de metales obtenidas del Material de Referencia Estándar SMR 2584 (polvo de interiores) y de jales mineros RTS-3 (CCRMP).

SMR 2584					
Metal	Concentración Certificada	Intervalo de Confianza	Concentración determinada	Recuperación %	Coefficiente de Variación
Al (%)	2.32 ± 0.06	1.61 – 2.51	2.05 ± 0.45	89	22
Cd	10 ± 1.1	8.9 - 11.1	9.86 ± 1.1	99	9
Hg	5.2 ± 0.24	4.96 - 5.44	5.72 ± 0.74	110	13
Pb	9761 ± 67	9694 - 9694	8375 ± 115	86	1
RTS-3					
Metal	Concentración Certificada	Intervalo de Confianza	Concentración determinada	Recuperación %	Coefficiente de Variación
Al (%)	4.79	4.62 – 4.96	5.07 ± 0.51	106	10
Pb	146	126-166	143.8 ± 6.4	99	4

VII. RESULTADOS Y DISCUSIONES DE METALES EN SUELOS CIRCUNDANTES A LA FUNDIDORA “RECICLADO DE METALES GILDARDO GÓMEZ ALONSO”

7.1. Suelos circundantes a la planta fundidora

Hasta hace algunos años operaba una planta desbismutadora y fundidora de plomo, denominada “Reciclado de Metales Gildardo Gómez Alonso”, localizada a 500 metros del centro de la comunidad de San Ignacio, municipio de Fresnillo, Zacatecas. De acuerdo a Manzanarez-Acuña et al. (2006), una de las actividades de la empresa era la desbismutación del plomo, cuyo producto final era el bismuto, el resto se convertía en desecho. Se desconoce el tiempo de operación, pero fue desmantelada en el 2007.

En este estudio se recolectaron 76 muestras de suelos circundantes a esta planta fundidora, cubriendo un área de 10 km². Esta área de estudio es una zona principalmente de campos agrícolas y comprende comunidades rurales como San Ignacio, Río Florido, Bañuelos y la colonia Morelos, todas pertenecientes al municipio de Fresnillo (Figura 7).

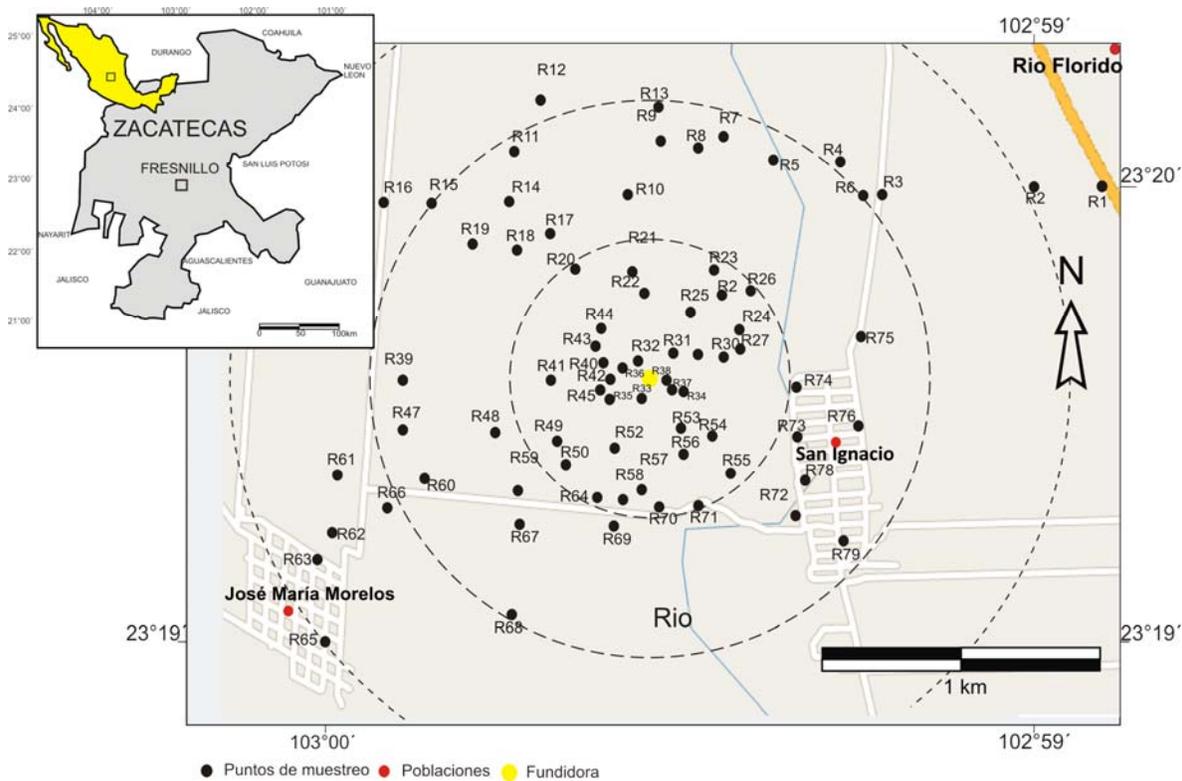


Figura 7 Puntos de muestreo circundantes a la planta fundidora

7.2. Análisis fisicoquímicos y texturales

La Tabla 4 presenta un resumen de los resultados de los análisis de C org, CaCO₃, pH, CE, y textura, realizados en torno a la planta fundidora, la totalidad de los datos se presenta en el Anexo 8. Los datos fueron ordenados según su distancia y orientación tomando como punto de referencia a la fundidora (23°19.774'N y 103°00.032'O) considerada como la principal fuente de aporte de metales (Pb, Cd y Hg) a los suelos circundantes.

En general el contenido de C org varió desde 2 a 13% (6 ± 2 %) y MO (materia orgánica; factor de conversión de 1.3; NOM-021-RECNAT-2000) de 3 a 22% (10 ± 4 %). El contenido de CaCO₃ varió desde 0.5 a 11% (5 ± 2 %). Los valores de pH se encontraron dentro de 5.68 a 8.02 (6.9 ± 0.49). Por último se obtuvieron valores de CE de 85 a 6,955 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (870 ± 925 $\mu\text{S}/\text{cm}$). De acuerdo a los valores obtenidos y la clasificación que describe la NOM-021-RECNAT-2000 (Anexo 9), estos suelos se pueden clasificar como suelos con contenidos de MO desde muy bajos hasta muy altos. En cuanto al contenido de CaCO₃ se encuentran dentro de los intervalos de bajo y mediano contenido. Los valores de pH se encontraron dentro del intervalo de moderadamente ácido a ligeramente alcalino, y en promedio neutro. Por último se obtuvieron valores de CE dentro de los intervalos con efectos despreciables de salinidad a suelos salinos. En los análisis granulométricos se encontró una mayor predominancia del contenido de arenas con un 66%, seguido de limos (24%) y arcillas (10%). De acuerdo a la clasificación de Sheppard (1954), el 43% de las muestras de suelos recolectadas mostraron una textura areno-limosa, 40% arenas, 7% arcillo-limo-arenosos, 6% limo-arcillosos y 4% a suelos limo-arenosos y areno-arcillosos (Figura 8).

La gran variabilidad mostrada en esta región está dada principalmente por las características de su formación, esta región pertenece a los periodos Cuaternarios, Terciarios y Cretácico (http://www.e-local.gob.mx/wb/ELOCALNew/enciclo_zac).

Tabla 4. Resumen de parámetros fisicoquímicos de los suelos circundantes a la fundidora “Reciclado de metales Gildardo Gómez Alonso”.

Estación	Distancia (m) (Dirección)	n	MO (%)	CaCO ₃ (%)	pH	CE (μS/cm)	A (%)	L (%)	Arc (%)	Finos (%)	Mz	σ
25, 31	0-300 (N)	2	8	4	6.8	828	59	31	10	41	4.2	2.7
21,22, 23	301-600 (N)	3	6±1	3±1	7±0.1	787±316	77±6	14±5	9±1	23±6	3.3±0.3	2.4±0.1
8, 9, 10	601-900 (N)	3	6±3	4±0	7.2±0.2	330±213	70±4	11±9	19±9	30±4	3.2±1	2.7±0.1
7, 13	901-1200(N)	2	6	3	7.6	885	66	19	14	34	3.9	2.9
30	0-300 (NE)	1	9	2	6.7	520	54	35	11	46	4.5	2.5
24, 26, 27	301-600(NE)	3	5±2	3±1	7.1±0.1	623±366	70±8	20±5	10±3	30±8	3.7±0.5	2.5±0.2
3, 4, 5, 6	601-900 (NE)	4	6±2	4±2	7.3±0.2	1203±752	61±24	28±16	11±10	39±24	4.1±1.2	2.5±0.2
1, 2	901-1200 (NE)	2	6	8	6.3	1043	42	36	21	58	5.6	2.0
28, 29	0-300 (E)	2	5	3	7.0	433	62	27	11	38	4.0	2.4
74, 75, 76	301-600 (E)	3	6±0	6±2	7±0.3	2803±3596	74±18	17±11	10±12	26±18	3.6±1	2.3±0.9
54	0-300 (SE)	1	7	5	8.1	2785	57	37	6	43	4.2	2.2
55, 72, 73, 78	301-600 (SE)	4	4±1	7±3	7.3±0.5	681±323	81±8	14±8	5±2	19±8	3.2±0.4	2.0±0.2
79	601-900 (SE)	1	6	11	6.5	640	85	10	6	15	2.6	2.1
53, 56	301-600 (S)	2	6	4	6.3	570	42	40	18	58	5.1	2.5
57, 69, 70, 71	601-900 (S)	4	5±1	4±1	7.4±0.3	683±288	70±19	22±12	8±9	30±19	3.9±1.1	2.3±0.3
35	301-600 (SO)	1	6	4	6.8	515	55	32	13	45	4.5	2.5

49, 50, 52, 58, 64	601-900 (SO)	5	6±2	4±3	7.3±0.4	636±345	78±9	15±7	7±4	22±9	3.4±0.4	2.2±0.4
59, 67	901-1200 (SO)	2	6	5	6.4	665	37	51	12	63	5.4	2.5
60, 66, 68	1201-1500(SO)	3	8±2	6±2	6.6±0.4	703±145	71±9	24±7	5±2	29±9	3.4±0.6	2.3±0.3
62, 63, 65	1501-1800(SO)	3	5±1	4±3	7.2±0.6	1408±747	78±18	16±11	6±6	22±18	3.3±1.2	1.8±0.4
36, 37, 38, 42, 43, 45	0-300 (O)	6	8±3	6±3	6.5±0.5	677±505	74±12	19±10	7±4	26±12	3.3±0.7	2.3±0.4
41	301-600 (O)	1	7	5	6.4	505	76	17	7	24	3.2	2.4
48	601-900 (O)	1	7	3	6.8	935	87	13	0	13	2.6	1.5
39, 47	901-1200 (O)	2	5	3	6.7	643	69	21	10	31	3.9	2.4
61	1201-1500 (O)	1	5	5	5.8	720	83	13	4	17	2.9	1.8
32	0-300 (NO)	1	4	3	6.8	350	77	14	9	23	3.5	2.4
20, 44	301-600 (NO)	2	6	3	6.2	460	87	8	5	13	3.0	1.8
17, 18	601-900 (NO)	2	8	5	7.0	1243	38	49	13	62	5.3	2.5
11, 12, 14, 15,19	901-1200 (NO)	5	6±4	4±3	6.8±0.2	706±264	30±26	50±23	20±5	70±26	6.0±1.5	2.5±0.5
16	1201-1500(NO)	1	4	5	6.8	720	55	27	17	45	4.7	2.9

A- arenas; L- limos; Arc- arcillas; Mz- tamaño promedio; σ - selección; MO- materia orgánica; CE- conductividad eléctrica.

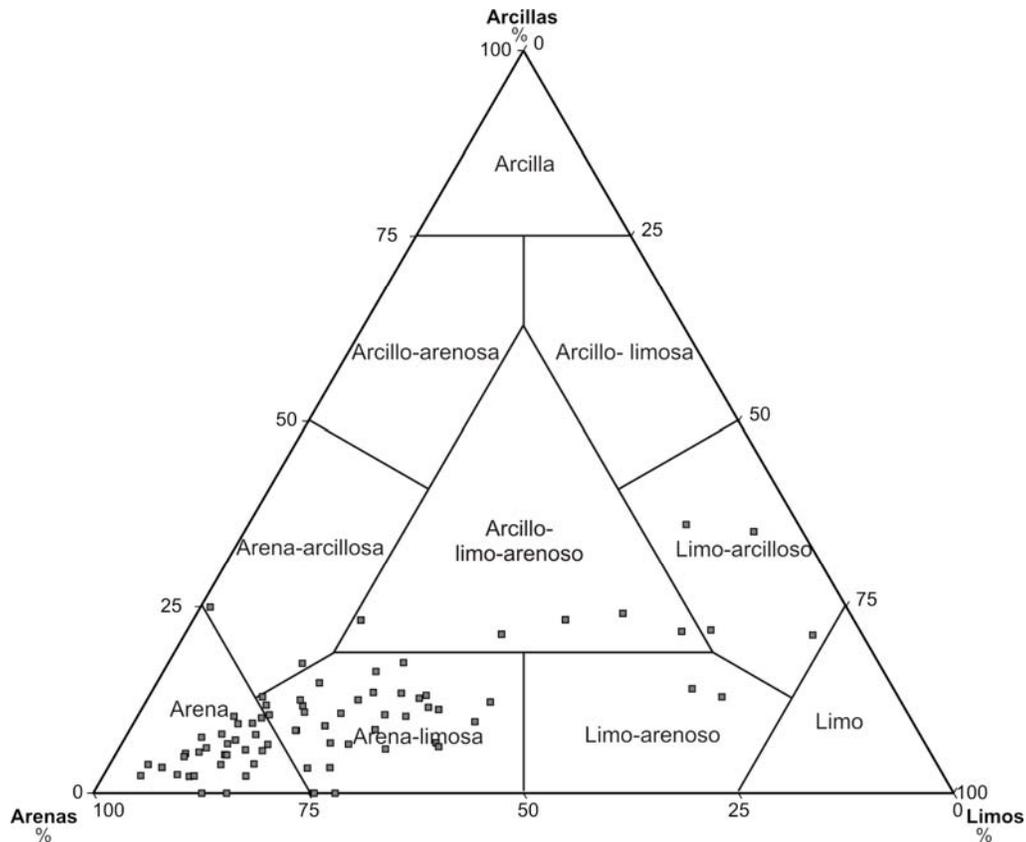


Figura 8. Clasificación textural de los suelos recolectados en el área aledaña a la planta fundidora (10 km²).

Para el Cuaternario su composición es de rocas sedimentarias e ígneas extrusiva con aluvial (49%), además de conglomerado y basalto. Para el terciario presenta rocas sedimentarias e ígneas extrusiva con riolita-toba ácida (30%).

Los suelos en esta sub-provincia son en general de origen residual y aluvial y sólo en pequeñas zonas coluvio aluvial. La gran variedad de asociaciones presentes hace que la fertilidad de éstos sea diversa aunque frecuentemente alta, presentando cuatro tipos de suelo: (1) xerosol, suelos áridos que contienen materia orgánica; (2) castañosem, y; (3) fozem, ambos suelos ricos en materia orgánica y en nutrientes; y (4) regosol, suelos poco desarrollados, constituidos por material suelto, muy semejante a la roca de la cual se originó (<http://mapserver.inegi.gob.mx/geografia/espanol/estados/zac/...>).

7.3. Metales en suelos.

La Tabla 5 presenta el resumen estadístico de los resultados de las concentraciones de Cd, Hg, Pb y Al en los suelos circundantes a la fundidora “Reciclado de Metales Gildardo Gómez Alonso” (ver base de datos completa en Anexo 8). Las concentraciones de metales en suelos fueron muy variables.

Tabla 5. Estadística descriptiva de las concentraciones de metales (Al en % y Cd, Hg y Pb en $\mu\text{g/g}$ con base en peso seco) en los suelos circundantes a la fundidora “Reciclado de Metales Gildardo Gómez Alonso”

Metal	N	\bar{x}	Me	Min	Max	DE.	Error Std.
Al	73	4.13	4.26	1.19	8.84	1.16	0.13
Cd	73	0.43	0.08	0.02	9.11	1.23	0.14
Hg	73	0.91	0.85	< L.D.	2.91	0.47	0.05
Pb	73	354	24.7	8.85	9216	1351	155

LD = 0.006 $\mu\text{g/g}$; \bar{x} - media aritmética; Me- mediana; Min- valor mínimo; Max- valor máximo; DE. – Desviación estándar; Error Std.- error estándar.

Las concentraciones de Cd (0.02 a 9.11 $\mu\text{g/g}$; $0.43 \pm 1.23 \mu\text{g/g}$) están dentro del intervalo informado por USEPA (1997) para zonas urbanas (>0.01 a 8 $\mu\text{g/g}$) pero significativamente más elevado a los niveles naturales (0.01 a 0.7 $\mu\text{g/g}$) y al valor promedio de la corteza de 0.2 $\mu\text{g/g}$ (Martin y Meybeck, 1979). Según USEPA (1997), un suelo contaminado con Cd requiere de ser remediado (Superfund cleanup goal) cuando se encuentra por encima del intervalo de 3 a 20 $\mu\text{g/g}$, ya que representa riesgo para la salud humana a partir de 3 $\mu\text{g/g}$. De acuerdo con este criterio sólo el área dentro de un radio de 300 m de la fundidora requieren ser remediada. Sin embargo, la NOM-147-

SEMARNAT/SSA1-2004 establece que los suelos agrícolas, residenciales y comerciales que requieren remediación son aquéllos con concentraciones $>37 \mu\text{g/g}$ y para uso industrial de $450 \mu\text{g/g}$. Por lo que de acuerdo a la legislación mexicana, estos suelos no requieren de ninguna remediación.

Las concentraciones de Hg ($<\text{L.D. a } 2.91 \mu\text{g/g}$; $0.91 \pm 0.47 \mu\text{g/g}$) estuvieron por debajo de la norma para suelos agrícolas y residenciales del Consejo Canadiense Ambiental (CCME, por sus siglas en Inglés) que estipulan concentraciones de riesgo $>6 \mu\text{g/g}$ (CCME, 1999). La NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 establece que requieren de remediación suelos agrícolas, residenciales y comerciales con concentraciones mayores a $23 \mu\text{g/g}$ y para uso industrial de $310 \mu\text{g/g}$. Aunque según la USEPA (1997) concentraciones en un intervalo mayor entre 1 y $21 \mu\text{g/g}$ requieren de remediación, los cuales se encuentran en un radio menor a 100 m en torno a la fundidora. El Hg en la corteza según Berry y Mason (1959) es de $0.5 \mu\text{g/g}$.

El Pb fue el metal con la mayor variabilidad (8.9 a $9,216 \mu\text{g/g}$; $354 \pm 1351 \mu\text{g/g}$) pero con valores máximos muy superiores a los valores naturales (2 a $200 \mu\text{g/g}$; USEPA, 1997) y del promedio en la corteza ($11.24 \mu\text{g/g}$; Martin y Meybeck, 1979). De acuerdo a la Agencia de Protección al Ambiente de Estados Unidos (USEPA, 1997), las concentraciones de Pb en suelos no contaminados oscilan entre 10 y $50 \mu\text{g/g}$. Concentraciones de plomo en suelos urbanos mayores a $250 \mu\text{g/g}$ se consideran como riesgosas al humano mientras que el nivel máximo para considerar que un sitio está contaminado y que requiere ser remediado es de $500 \mu\text{g/g}$. De acuerdo con este criterio, son trece los sitios que sobrepasaron los $250 \mu\text{g/g}$ y siete sitios los que sobrepasan los $500 \mu\text{g/g}$, todos dentro de un radio <200 m de la fundidora. La NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 establece que los suelos agrícolas, residenciales y comerciales que ocupan de remediación son aquellos con concentraciones mayores a $400 \mu\text{g/g}$ y para uso industrial mayores a $750 \mu\text{g/g}$.

La Tabla 6 presenta un resumen de los resultados obtenidos según la dirección y distancia en base a la fundidora. Las concentraciones máximas fueron encontradas a <300 m para Pb (9,216 µg/g); aunque significativamente elevado, este valor es mucho menor al informado por Manzanarez-Acuña et al. (2006) de 84,238 µg/g (49,098 a 55,456 µg/g dentro del perímetro de la planta y promediando 4,940±14,950 µg/g). El citado estudio fue realizado en Noviembre del 2004 con la planta en funcionamiento. La reducción significativa en la concentración de Pb se debe a una serie factores combinados, destacando: 1) clausura de la planta y eliminación de la fuente emisora del metal, 2) actividades de limpieza y remediación realizadas en los alrededores aplicando compuestos químicos y removiendo las capas superficiales de suelos; 3) la perturbación de los suelos debido a las actividades agropecuaria de excavaciones y mezcla de tierra; 4) la re-distribución del metal por procesos de erosión de suelos por la acción del viento y del agua, lo cual produce importantes perturbaciones acentuada por el clima árido, la falta de vegetación y por los frecuentes eventos de tolván (Hopke et al., 1980; Hunt et al., 1993; Young et al., 2002, Sánchez-Rodríguez, 2007). Estos procesos explican que la relación entre la concentración del metal y la distancia con la fuente emisora sea menos notoria, aunque sigue siendo significativa.

Estudios anteriores realizados en Torreón, demostraron un comportamiento similar para Pb (Sánchez-Rodríguez, 2007, Moyeda-Sánchez, 2007, Benin et al., 1999) y Cd (Moyeda-Sánchez, 2007), en donde los valores naturales, se alcanzan a ~4 km de distancia de la planta fundidora. También estudios realizados en Monterrey y Chihuahua por Benin et al. (1999) informaron una relación significativa entre la distancia de los complejos y la disminución de las concentraciones de Cd y Pb.

Tabla 6. Resumen de los resultados de concentraciones de metales en los suelos con respecto a la dirección y distancia de la fundidora “Reciclado de Metales Gildardo Gómez Alonso”

Estación	Distancia m	n	Dirección	Al %	Hg µg/g	Pb µg/g	Cd µg/g
25, 31	0-300	2	N	4.3	0.92	2449	0.81
21,22, 23	301-600	3	N	4.9±0.3	1.2±0.48	31±5.1	0.11±0.09
8, 9, 10	601-900	3	N	3.5±0.9	0.85±0.25	25±10	0.04±0.01
7, 13	901-1200	2	N	3.7	0.74	20	0.12
30	0-300	1	NE	2.9	0.94	922	1.46
24, 26, 27	301-600	3	NE	4.3±1.2	0.84±0.09	65±61	0.11±0.08
3, 4, 5, 6	601-900	4	NE	4.3±1.8	0.80±0.33	19±6.4	0.07±0.02
1, 2	901-1200	2	NE	2.1	1.07	18	0.14
28, 29	0-300	2	E	4.2	0.82	270	0.30
74, 75, 76	301-600	3	E	5.3±3.1	0.8±0.31	27±17	0.06±0
54	0-300	1	SE	3.5	0.64	23	0.08
55, 72, 73, 78	301-600	4	SE	3.8±0.8	0.86±0.56	23±7.9	0.72±1.33
79	601-900	1	SE	2.6	0.31	19	1.25
53, 56	301-600	2	S	4.7	0.41	74	0.23
57, 69, 70, 71	601-900	4	S	4.2±0.4	0.57±0.25	19±8.1	0.06±0.04
35	301-600	1	SO	5.1	2.26	5935	4.77
49, 50, 52, 58, 64	601-900	5	SO	4.8±1.0	0.87±0.37	26±7.8	0.06±0.01
59, 67	901-1200	2	SO	4.4	0.93	24	0.10
60, 66, 68	1201-1500	3	SO	4.1±0.9	0.66±0.31	24±6.2	0.30±0.40

62, 63, 65	1501-1800	3	SO	3.3±0.5	0.67±0.15	20±3.8	0.09±0.01
36, 37, 38, 42, 43, 45	0-300	6	O	4.3±0.9	0.81±0.32	243±139	0.29±0.20
41	301-600	1	O	4.5	0.63	529	2.39
48	601-900	1	O	3.4	0.50	21	0.06
39, 47	901-1200	2	O	4.3	0.91	166	0.12
61	1201-1500	1	O	2.8	1.28	20	0.08
32	0-300	1	NO	5.0	0.91	858	0.53
20, 44	301-600	2	NO	4.2	1.18	110	0.11
17, 18	601-900	2	NO	3.6	0.91	94	0.05
11, 12, 14, 15,19	901-1200	5	NO	4.6±0.4	0.94±0.21	25±4.9	0.10±0.05
16	1201-1500	1	NO	3.4	2.91	13	0.16

Las concentraciones obtenidas en los suelos se agruparon de acuerdo a su distancia en intervalos de 300 m y se graficaron con respecto a la orientación de la fundidora (Figura 9). Con respecto a las concentraciones de Cd, se observó una clara tendencia a la disminución hacia las direcciones N, NE NO, E, S, y O. Mientras que en dirección SE y SO la tendencia fue inversa, es decir, la concentración se incrementa con la distancia. Para el caso del Hg, no se encontró ninguna tendencia significativa en ninguna dirección. El Pb mostró la misma tendencia de disminución del Cd con la distancia a la planta fundidora.

La dispersión de un contaminante emitido atmosféricamente desde una fuente puntual frecuentemente presenta una relación inversa entre la distancia y la concentración, con alguna modificación del patrón producida por los vientos predominantes (Skinner y Salin, 1995; Yeh et al., 1996). Para determinar la influencia de

los vientos en la distribución de los metales se construyeron los diagramas de los vientos predominantes y de las ráfagas con datos obtenidos del Aeropuerto Internacional General Leobardo C. Ruiz (22°53'49.60"N 102°41'12.80"O) de abril del 2007 a marzo del 2008 (<http://www.wunderground.com>; Figura 10). El diagrama de vientos muestra un predominio de la dirección de los vientos de la región SO, con las resultantes mensuales más grandes en abril y diciembre del 2007, y de enero a marzo del 2008.

La temperatura más baja se presentó en Enero de 2007 (-7°C), mientras que la más alta fue en junio del 2007 (31°C). Cabe mencionar que en este periodo no se presentó precipitación pluvial mensual. La velocidad predominante del viento promedió 3 ± 1 m/s (0 a 65 m/s en marzo).

En relación a ráfagas (definidas como movimientos de aire repentinos, con gran velocidad y de corta duración), se presentaron en todos los meses, excepto septiembre, con velocidades promedio de 11 ± 4 m/s, teniendo vientos de hasta 31 m/s en Marzo de 2008. La visibilidad se mantuvo en un intervalo constante de 15.5 a 16 km.

En este estudio, el Cd y Pb presentaron las mayores concentraciones a mayores distancias, pero con mayor afinidad hacia la direcciones norte (N, NE y NO). Esto confirma que la planta fundidora constituyó la principal fuente de ambos metales. Caso contrario fue el Hg que no presentó ninguna relación directa con la distancia a la planta, lo cual sugiere que la planta no constituyó una fuente de emisión determinante.

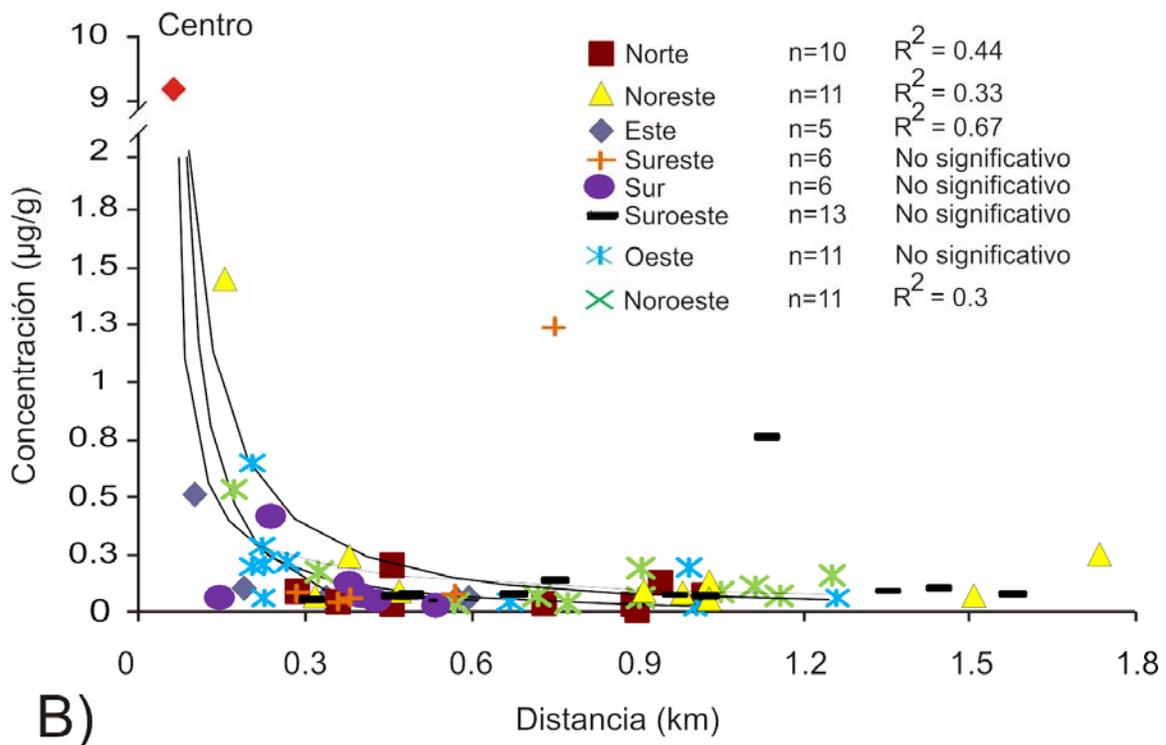
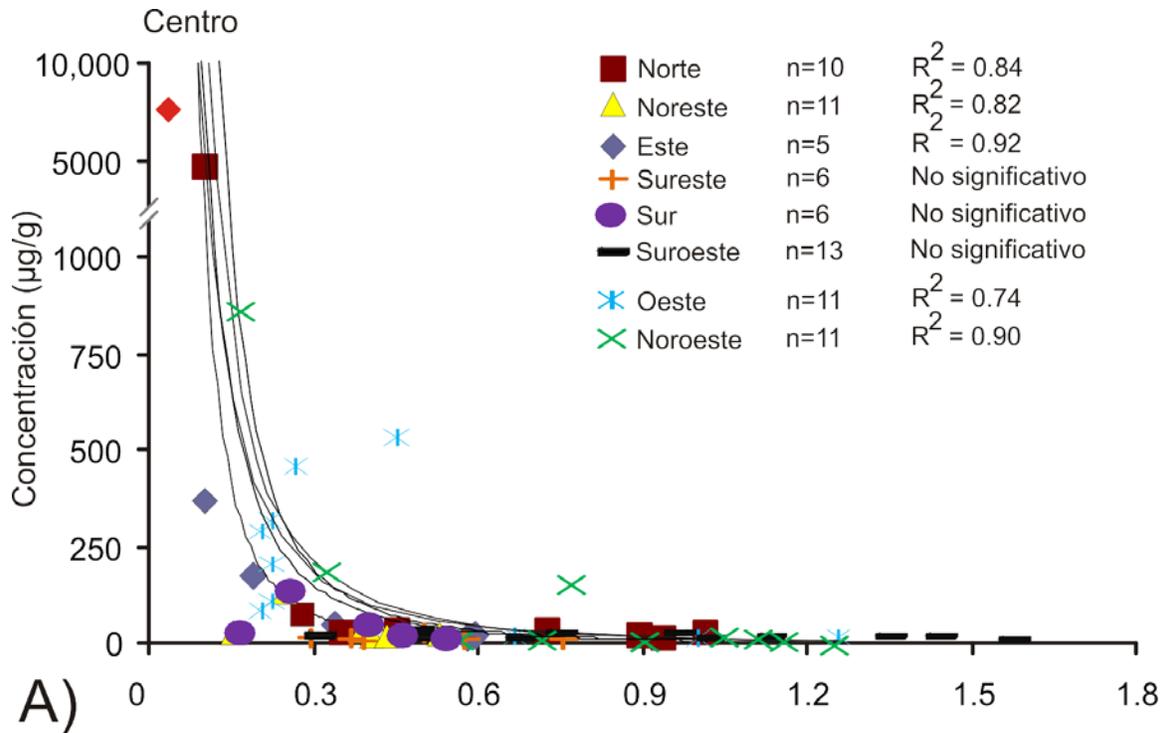


Figura 9. Distribución de la concentración de metal con respecto a la distancia y dirección de fundidora "Gildardo Gómez Alonso". A) Pb, B) Cd

Estos resultados muestran una tendencia en la concentración del Pb y Cd alrededor de la fundidora, mostrando el efecto de los vientos predominantes regulares. Por otra parte, al analizar las ráfagas de vientos, se tiene una tendencia similar es decir que la predominancia es de la región SO, teniendo las ráfagas de viento más fuertes durante abril, mayo, noviembre y diciembre del 2007 y de enero a marzo del 2008, mientras que ráfagas de viento con menor velocidad se tienen en junio, julio, agosto y octubre del 2007 con dirección E. Esto corrobora la tendencia antes descrita de las concentraciones más altas de metales al N, NE y NO de la planta fundidora (Figura 9).

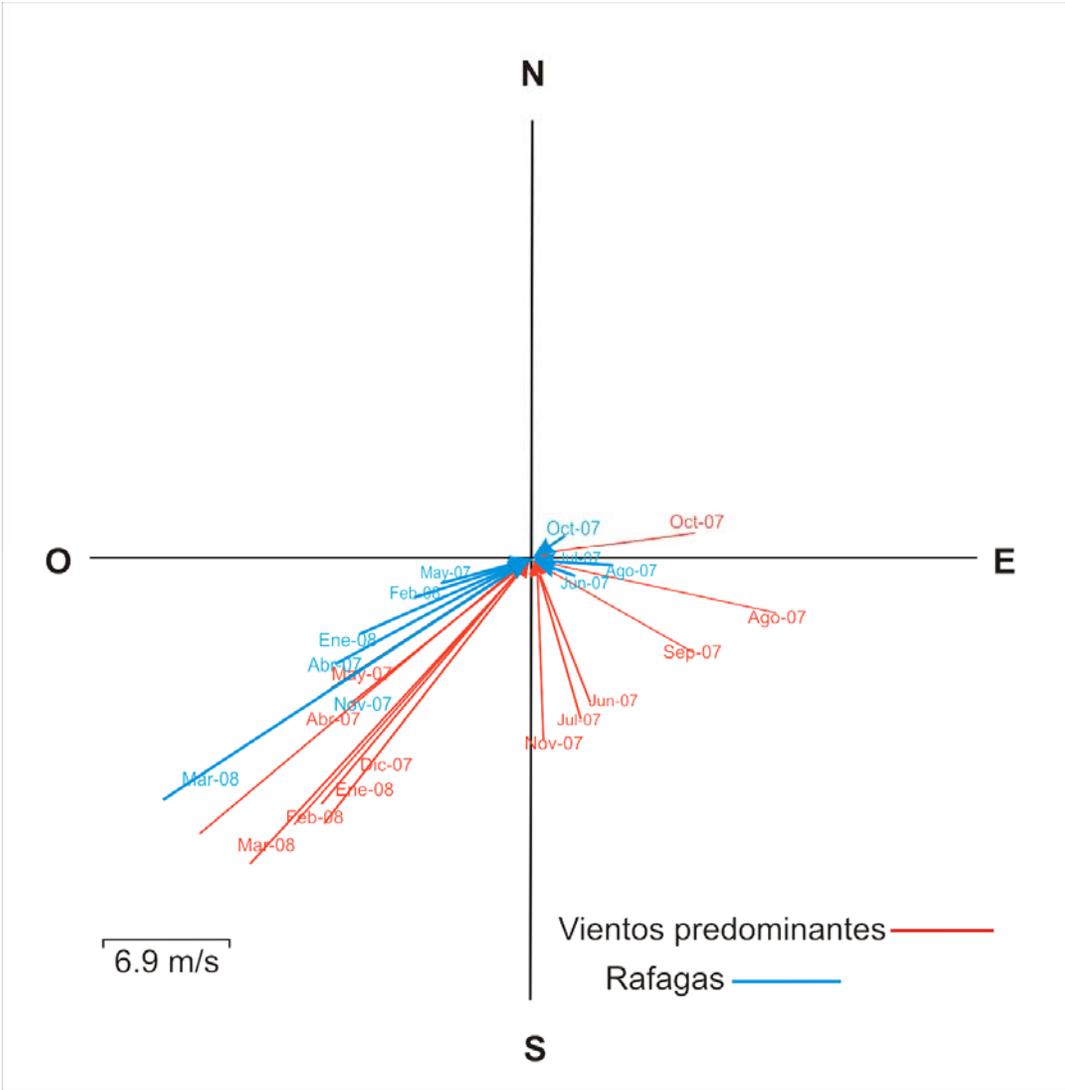


Figura 10. Distribución de fuerzas eólicas de abril del 2007 a marzo 2008.

Tabla 7. Condiciones climáticas prevalecientes durante un año antes del muestreo del Aeropuerto Internacional General Leobardo C. Ruiz, Zac. (22°53'49.60"N 102°41'12.80"O)

Año	Mes	Temperatura			Vientos			Ráfagas			Visibilidad			
		\bar{x}	Min	Max	\bar{x}	Min	Max	Dir.	\bar{x}	Min	Max	Dir.	(km)	
2007	Abr.	16	2	28	4	0	14	NE	8	12	18	ENE	16	
	May.	18	5	30	4	0	14	NE	13	10	15	ENE	16	
	Jun.	19	10	31	4	0	51	NNO	14	9	23	ONO	16	
	Jul.	17	8	26	3	0	45	NNO	12	10	15	O	15	
	Ago.	18	8	28	3	0	50	ONO	7	11	15	O	16	
	Sep.	17	6	27	2	0	54	ONO	0	0	0		16	
	Oct.	15	-2	27	3	0	13	O	11	8	15	SO	16	
	Nov.	12	-1	25	3	0	17	N	14	9	23	NE	16	
	Dic.	12	-4	25	4	0	12	NE	14	13	15	ENE	16	
	2008	Ene.	10	-7	25	4	0	17	NNE	14	9	23	ENE	16
		Feb.	12	-3	26	4	0	56	NE	15	13	18	ENE	16
		Mar.	13	-6	30	5	0	65	NE	15	10	31	NE	16
\bar{x}		15	1.3	27	3	0	34		11	10	18		16	
DE		3	5.9	2.1	1	0	21		4	3	7		0.31	

\bar{x} - media aritmética; Min- valor mínimo; Max- valor máximo; DE. – desviación estándar; Dir.- dirección.

Para el mejor entendimiento de la relación entre las variables, se realizó un análisis de correlación múltiple con los datos complementarios (granulométricos, C org, CaCO₃, pH y CE), la localización del sitio de muestreo (distancia de la fundidora) y el contenido de metales totales (Al, Cd, Hg y Pb) y en el caso del Cd y Pb de su distribución en las diferentes fracciones geoquímicas (Tabla 8).

La estrecha relación observada entre las concentraciones totales de Cd y Pb y de la mayoría de sus fracciones geoquímicas es un indicativo de que ambos elementos fueron derivados por las mismas fuentes y/o procesos (Figura 11). Sin embargo, el Hg no se relacionó con Cd y Pb, lo que sugiere un origen distinto. Los concentrados de galena procedentes de las minas en México son compuestos de minerales sulfurosos que contienen Ag, Pb Cd y Zn geoquímicamente interrelacionados (Meza-Figueroa et al., 2009).

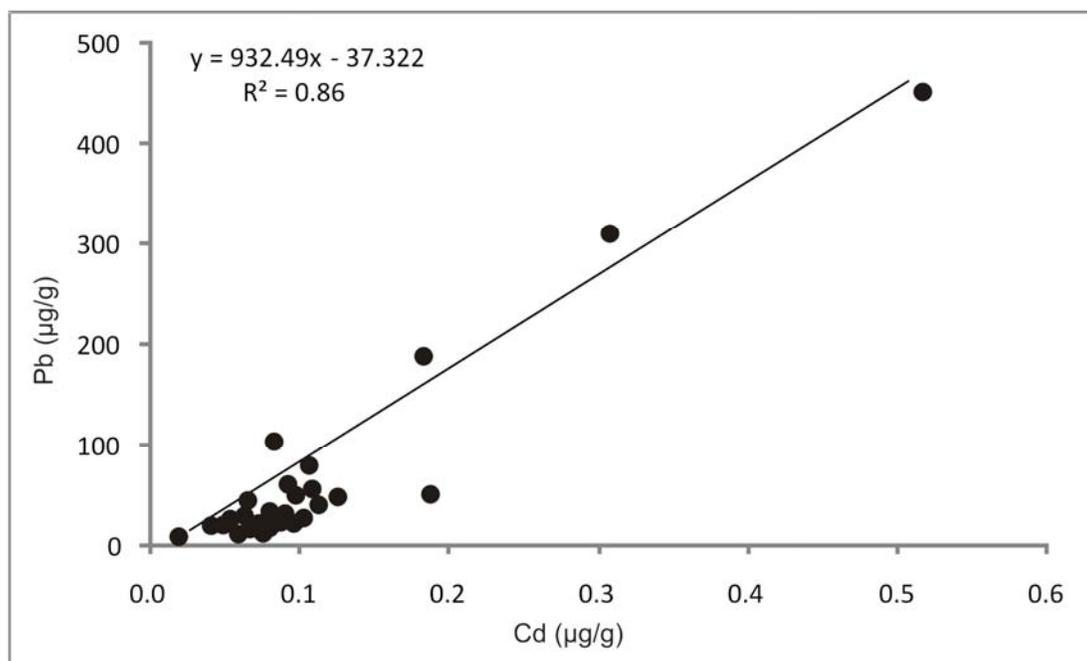


Figura 11. Correlación entre las concentraciones de Cd y Pb

La correlación del contenido total de Cd y Pb con la MO explica la importancia de algunos materiales orgánicos (e.g. ácidos húmicos y fúlvicos) en el secuestro de metales por adsorción y absorción (Gerriste y van Driel, 1984). Las limitantes de estas reacciones son la disponibilidad de ligantes orgánicos y la reactividad de los diferentes metales. En ausencia de ligantes orgánicos el

Cd existe principalmente como catión libre mientras que el Pb forma complejos con oxhidróxidos y sulfuros (Arcega-Cabrera, 2006).

La disponibilidad de sitios de acomplejamiento depende de la cantidad y tipo de materia orgánica, que a su vez depende de la actividad microbiana (Gerriste y van Driel, 1984). Mientras que la no relación de Cd y Pb con CaCO_3 pudiera ser debida a que los metales no se encuentran de manera natural y han sido aportados por otra fuente no relacionada, debido a que al acomplejarse con ácidos húmicos, ya no reaccionan con sulfuros, hidróxidos y carbonatos, ya que tienden a formar sales insolubles, por lo que los aniones de estas sales permanecen en disolución (Gerriste y van Driel, 1984; Naidu et al., 1994).

7.4. Factor de enriquecimiento

La Figura 12 muestra la clasificación de los sitios estudiados en términos de su factor de enriquecimiento (EF). Para Cd se tuvieron 58 sitios naturales o no impactados (78%), 9 con enriquecimiento ligero (12%), 4 enriquecidos (6%), 2 fuertemente enriquecidos (3%) y solamente 1 contaminado (1%). Para Pb se encontró solamente 1 sitio con nivel natural (1%), 54 enriquecidos ligeramente (73%), 5 enriquecidos (7%), 5 fuertemente enriquecidos (7%), 4 contaminados (6%), 2 fuertemente contaminados (3%) y 3 extremadamente contaminados (4%). Mientras que para Hg se encontraron 15 sitios con niveles naturales (20%) y los 59 sitios restantes se encontraron con niveles ligeramente enriquecidos (80%). En resumen los metales en estudio mostraron un FE promedio en el siguiente orden Pb (25) > Cd (1.8) > Hg (1.5).

Tabla 8. Análisis de correlación múltiple de Spearman

	Al	Hg	Pb	Pb-F1	Pb-F2	Pb-F3	Pb-F4	Pb-F5	Cd	Cd-F1	Cd-F2	Cd-F3	Cd-F4	Cd-F5	A	L	Arc	Finos	MZ	σ	MO	CaCO ₃	pH	CE	Dist
Al	1																								
Hg	0.34	1																							
Pb	0.34		1																						
Pb-F1	-0.28		-0.47	1																					
Pb-F2			0.71	-0.31	1																				
Pb-F3			0.69	-0.41	0.60	1																			
Pb-F4			0.26				1																		
Pb-F5		-0.25	-0.83	0.40	-0.83	-0.81	-0.34	1																	
Cd			0.59		0.35	0.52	0.32	-0.56	1																
Cd-F1		-0.23								1															
Cd-F2					0.33	0.29		-0.32		-0.40	1														
Cd-F3			0.24							-0.34		1													
Cd-F4										-0.24		-0.40	1												
Cd-F5			-0.61	0.44	-0.65	-0.63	-0.26	0.76	-0.42		-0.42			1											
A							-0.64		-0.25				-0.40		1										
L							0.63		0.27				0.34		-0.9	1									
Arc							0.48						0.36		-0.8	0.51	1								
Finos							0.64		0.25				0.40			0.92	0.78	1							
MZ							0.66						0.37		-0.9	0.90	0.76	0.9	1						
Σ							0.37						0.23	-0.24	-0.6	0.42	0.74	0.6	0.60	1					
MO.			0.38			0.26		-0.26	0.29		0.30			-0.35	-0.3	0.34		0.3			1				
CaCO ₃	-0.39	-0.30																			0.35	1			
pH		-0.24				-0.30		0.27	-0.25															1	
CE							0.23				0.25				-0.2	0.32		0.2	0.23		0.42	0.45	0.24	1	
Dist	-0.28		-0.61		-0.57	-0.41		0.56	-0.28					0.29										0.24	1

$r \geq 0.23$; $P < 0.05$; $n=76$; A- arenas; L- limos; Arc- arcillas; Mz- tamaño promedio de grano; σ - selección; MO- materia orgánica; CE- conductividad eléctrica.

Los factores de enriquecimiento obtenidos en los sitios de muestreo, mostraron una tendencia similar a la de las concentraciones obtenidas, es decir, que los factores de enriquecimiento más altos se encontraron en las zonas más cercanas a la planta fundidora. La excepción fue de nuevo el Hg que no mostró tendencia alguna. Los factores de enriquecimiento más altos calculados para Pb (639), Cd (36) y Hg (5) se encontraron en las zonas más cercanas a la planta fundidora como un indicativo de que la fuente de enriquecimiento de los metales es la fundidora. De los sitios analizados, fueron encontrados enriquecidos ($FE > 10$) con Cd tres (R-33, 35 y 78) y con Pb 14 (R-33, 31, 35, 30, 32, 43, 29, 41, 34, 37, 36, 39, 45 y 44), pero ninguno con Hg.

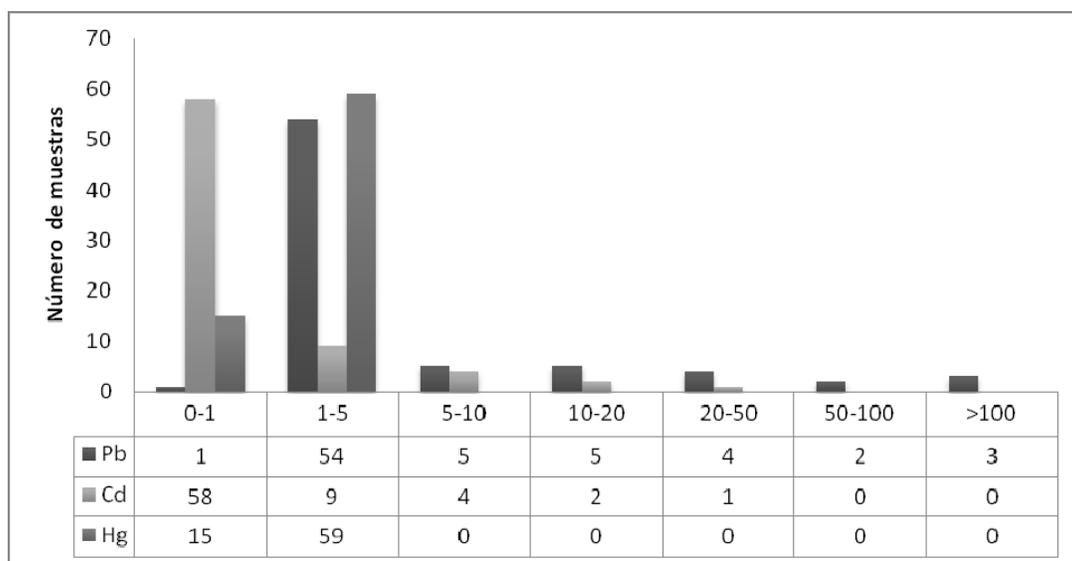


Figura 12. Frecuencia del factor de enriquecimiento en los suelos circundantes a la fundidora “Reciclado de Metales Gildardo Gómez Alonso”.

7.5. Fraccionamiento geoquímico y movilidad de Cd y Pb.

De acuerdo a los resultados de las extracciones secuenciales la asociación de Cd y Pb con todas su fases muestran la gran influencia de la fundidora con respecto al aporte de Pb, ya que éste se encontró distribuido en las 5 fases (Cala y Kunimie, 2003), en

promedio el Cd fue principalmente asociado a la fracción de óxidos de Fe-Mn (F3) ($15.4 \pm 0.26 \mu\text{g/g}$) desde 7 a 66%, la materia orgánica y/o sulfuros (F4) ($0.17 \pm 0.81 \mu\text{g/g}$) contribuyó con 0 a 52%, la fracción intercambiable (F1) ($0.17 \pm 0.33 \mu\text{g/g}$) aportó de 0 a 58%, y la carbonatada (F2) ($0.13 \pm 0.24 \mu\text{g/g}$) desde 2 a 64%. La fracción residual o litogénica (F5) ($0.05 \pm 0.18 \mu\text{g/g}$) es la que menos Cd presentó con un intervalo de 0 a 43%. Por otro lado, el Pb estuvo contenido principalmente en la fracción asociada a carbonatos (F2) con 0 a 70% ($117 \pm 438 \mu\text{g/g}$). Después la fracción asociada a óxidos de Fe-Mn (F3) con el 2 a 44% ($87 \pm 38 \mu\text{g/g}$), seguida de la materia orgánica y/o sulfuros (F4) con 5 a 38% ($64 \pm 267 \mu\text{g/g}$) y la residual o litogénica (F5) con 2 a 89% ($33 \pm 69 \mu\text{g/g}$). La fracción intercambiable (F1) aportó entre el 0 y 14% del total de Pb en los suelos ($11 \pm 61 \mu\text{g/g}$).

El porcentaje de movilidad de Pb y Cd fue calculado mediante la siguiente fórmula (Soto-Jiménez y Páez-Osuna, 2001; Soto-Jiménez et al., 2001; Kabala y Singh, 2001):

$$M_{\text{móvil}} = [(F1 + F2)/FT] \times 100 (\%)$$

En donde: $M_{\text{móvil}}$ = Metal en estudio (Cd y Pb), F1= Concentración del metal en la fase intercambiable, F2= Concentración del metal en la fase carbonatada, y FT= Suma de las concentraciones en las 5 fases.

Los porcentajes de movilidad obtenidos, variaron para Cd desde un 17% (estación 74) hasta 77% (estación 41) con un promedio de movilidad de $48 \pm 14\%$ (8.25 a $0.25 \mu\text{g/g}$). Por su parte, para Pb los porcentajes obtenidos se encontraron en un intervalo de 2% a 71% (0.03 a $0.08 \mu\text{g/g}$) correspondientes a las estaciones 8 y 32, respectivamente, con un promedio de movilidad de $18 \pm 15\%$.

De acuerdo a Cala y Kunimie (2003), una gran variabilidad en fases es debida a la paulatina disolución de sus especies predominantes en suelos contaminados y dado que algunas formas químicas pueden ser modificadas por cambios en las condiciones ambientales o por procesos biogeoquímicos, la movilidad del metal puede cambiar

temporalmente (Ma y Uren, 1998). Por ejemplo, el Pb existente en fases reactivas (intercambiable y carbonatada) puede ser transformado a formas menos reactivas con el tiempo por incorporación en óxidos de Fe-Mn o a materia orgánica, o bien Pb asociado a óxidos amorfos pobremente cristalizados puede ser liberado e incorporado a la fase intercambiable o el Pb asociado a sulfuros puede ser oxidado y transformado en sales más solubles, y por tanto, más móviles (Kuo et al., 1983; McCarthy y Zachara, 1989; Ma y Uren, 1998).

De acuerdo a los resultados de las extracciones selectivas, el Cd está incorporado en el siguiente orden de fases: F3>F4>F1>F2>F5. Mientras que el Pb siguió la siguiente asociación: F2>F3>F4>F5>F1. Para Pb esta tendencia de distribución ha sido también observada en los suelos afectados por recicladoras de baterías (Cala y Kunimie, 2003, Ryan et al., 2001), que como se mencionó con anterioridad, se relaciona con la paulatina disolución de sus especies predominantes en suelos contaminados con este tipo de residuos. Hessling et al. (1986), indicó que los óxidos de Pb junto con carbonatos y sulfatos suelen aparecer en forma prioritaria en suelos contaminados con residuos de plantas de reciclaje de baterías.

Con respecto a la fracción asociada a óxidos de Fe-Mn, Chaney et al. (2000) observaron la presencia de óxidos de Pb disponibles en suelos afectados por plantas de reciclaje de baterías. La alta afinidad de los óxidos de Fe-Mn por el Pb ha sido anteriormente informada (Xian, 1989, Chlopecka et al., 1996), así como también se ha sugerido que el principal papel de los minerales arcillosos como concentradores de metales es actuar como sustrato mecánico para la precipitación y floculación de materia orgánica y minerales secundarios (hidróxidos de Fe y Mn). En relación a la fase asociada a MO y sulfuros, se tiene que la concentración de materia orgánica en los suelos de la mayoría de sitios estudiados, es indicativo de la presencia de sustancias húmicas tales como ácidos húmicos y fúlvicos con carboxilatos y fenolatos como grupos funcionales, los

cuales son reconocidos por formar fuertes complejos con el Pb y otros metales (Chaney, 1988; Buffle et al., 1990; Buffle y Filella, 1995; Sekaly et al., 1999). Aunque la presencia de la fracción intercambiable fue baja, su alta movilidad y toxicidad lo convierte en una fase importante a estudiar. El incremento de las concentraciones de metales pesados en la fracción disponible es principalmente debida a la liberación de los metales unidos a la fracción carbonatada, ya que con el pH de un extractante que se encuentra entre los intervalos de ácido y neutral, las concentraciones de metales pesados aumentan sustancialmente debido a la liberación de los metales unidos a esta fase. Por otra parte, estudios previos han señalado que el metal asociado en la fracción residual proviene principalmente de la formación inicial del suelo (Soto-Jiménez y Páez-Osuna, 2001).

Con los resultados de las extracciones se demuestra una mayor movilidad del Cd con respecto al Pb, como se menciona en la literatura por diversos autores, como Elliot et al. (1996), Tyler y McBride (1982) y Ullrich et al. (1999). Por otra parte Tapia et al. (2010), mencionan que de entre los metales pesados, el Cd es uno de los más tóxicos y es capaz de entrar en cadenas tróficas, además de ser más móvil y soluble por lo que puede lixivarse a capas más profundas del suelo pudiendo llegar a contaminar aguas subterráneas, especialmente en áreas con alta aportación de agua. Mientras que se ha asumido que esos metales son inmóviles en suelos agrícolas (McBride 1995); Van Erp y Van Lune (1991) demostraron que el Pb forma enlaces fuertes con MO, pero puede ser liberado muy lentamente a lo largo del tiempo conforme se descompone, mientras que las uniones del Cd a la MO no son tan fuertes y se libera más fácilmente de ésta.

VIII. CONCLUSIONES DE METALES EN SUELOS CIRCUNDANTES A LA FUNDIDORA “RECICLADO DE METALES GILDARDO GÓMEZ ALONSO”

La concentración de Cd varió entre 0.02 y 9.1 $\mu\text{g/g}$ ($0.43\pm 1.23 \mu\text{g/g}$). Las concentraciones de Hg fueron desde menores del límite de detección (0.006 $\mu\text{g/g}$) hasta 2.9 $\mu\text{g/g}$ ($0.9\pm 0.47 \mu\text{g/g}$). En el caso del Pb, los niveles variaron de 8.9 $\mu\text{g/g}$ a 9,216 $\mu\text{g/g}$ ($354\pm 1351 \mu\text{g/g}$). El intervalo de concentraciones del Al (el elemento normalizador) varió de 1.2 a 8.8 ($4.1\pm 1.2 \%$).

Los metales en estudio mostraron un FE promedio en el siguiente orden Pb (25) > Cd (1.8) > Hg (1.5). Para Cd, solamente 3 sitios se encontraron enriquecidos con fuentes antropogénicas que han contribuido firmemente a la concentración del elemento; en el caso de Pb 14 sitios se consideran enriquecidos, mientras que para Hg ninguno. Los factores de enriquecimiento más altos se encontraron en las zonas más cercanas a la fundidora por lo que se considera como la fuente de enriquecimiento de Cd y Pb en los suelos adyacentes, no siendo así para Hg ya que no mostró tendencia alguna.

Se observó una correlación negativa entre los niveles de Cd y Pb con respecto a la distancia de la fundidora, se evidenció una tendencia a la disminución de estos elementos a mayor distancia. Esto es una indicación de que la fundidora es la fuente determinante de Cd y Pb en el área, corroborando lo anteriormente descrito en relación al FE. En ambos metales se observaron las mayores concentraciones a mayores distancias en dirección NE seguido de la dirección NO, debido al predominio de los vientos en esas direcciones.

La asociación geoquímica del Cd se dió en el orden: F3>F4>F1>F2>F5. Mientras que en el Pb fue: F2>F3>F4>F5>F1. Los porcentajes de movilidad variaron para Cd de 17% a 77% ($48\pm 14\%$). Para Pb los porcentajes obtenidos se variaron de 1.8% a 71% ($18\pm 15\%$). Se encontró una movilidad ~3 veces mayor del Cd con respecto al Pb.

Tomando como referencia los límites de la EPA (por ser los más estrictos) en el caso del Cd ($3 \mu\text{g/g}$), sólo tres sitios requieren ser remediados y se encuentran a una distancia $\sim 300\text{m}$ de radio en torno a la fundidora. En el caso de Hg se tomó el límite del CCME (1999; $6 \mu\text{g/g}$) y se observó que ninguna concentración sobrepasó este límite, encontrando las mayores concentraciones a menos de 100 m de radio en torno a la fundidora. Para Pb, de acuerdo con la EPA ($250 \mu\text{g/g}$) fueron trece los sitios que sobrepasaron el límite en un radio $\sim 300 \text{ m}$ en torno a la fundidora; no obstante, no hay riesgo para la población de San Ignacio ya que se encuentra a aproximadamente 500 m de distancia en su punto más lejano al centro del poblado. Dada la alta biodisponibilidad del Cd y Pb (77% y 41% respectivamente), estos contaminantes pueden ser fácilmente absorbidos por la biota y ser introducidos en la cadena trófica. Teniendo en cuenta, que los alrededores de la fundidora son principalmente campos agrícolas y de pastoreo, aunque no exista un riesgo directo por metales hacia la población, es posible que exista riesgo, al ingerir alimentos expuestos a los metales de la fundidora.

IX. RESULTADOS Y DISCUSIONES DE JALES MINEROS

Para este estudio se eligieron dos sitios con depósitos mineros (acumulados y dispersos) pertenecientes a las Minas el Bote, y Zacatecana. Los residuos mineros fueron recolectados de grandes acumulaciones o cerros, de escorrentías de arroyos y dispersos en las llanuras aluviales a kilómetros del sitio de depósito original.

Jales de “Morelos”

Estos jales provienen de explotaciones mineras de la mina conocida como “El Bote” ubicada en la ciudad de Guadalupe en el ejido Morelos (22°47'5.5"N, 102°36'28.8"O). Los jales en las antiguas presas y en los cerros fueron arrastrados fluvialmente y dispersados en el valle (Figura 6 y 13). En los últimos años más de 400 hectáreas en el ejido de Morelos han dejado de ser útiles para las actividades agropecuarias debido a la contaminación ocasionada por los desechos de la Mina (<http://hemeroteca.imagenzac.com.mx/2007/09/24/capital1.htm>).

De acuerdo a Carrillo-González y González-Chávez (2006), la mineralogía predominante del residuo es: acantita (Ag_2S), azurita ($\text{Cu}_3(\text{OH})_2(\text{CO}_3)_2$), calcita (CaCO_3), galena (PbS), cuarzo (SiO_2), pirargirita (Ag_3SbS_3), esfalerita ($\beta\text{-ZnS}$ ó $\beta\text{-(Zn,Fe)S}$), polibasita ($(\text{Ag,Cu})_{16}\text{Sb}_2\text{S}_{11}$) y cuprita (Cu_2O). Los principales minerales de interés para extracción en esta mina son: Zn, Pb y Ag.

Jales de “Guadalupe”

Durante más de 300 años, el “beneficio de patio” fue el único procedimiento de beneficio y sus bajas recuperaciones ocasionaron que sus residuos se acumularan en grandes cantidades sobre las escorrentías de los arroyos de Zacatecas y se dispersaran en la llanura que van desde Villa Guadalupe hasta Tacoaleche, Zóquite, Lampotal y El Bordo, en una extensión de aproximadamente 20 km² (Figura 13). A partir de 1938 se

observa la concentración de los materiales aluviales en la presa “La Zacatecana” (SEMARNAT, 2002).

El beneficio de jales se inicia a principios del siglo pasado y una planta operó por 50 años hasta cerrarse en 1950 por conflictos sindicales. A partir de 1930, se beneficiaron los terrenos de parcelas agrícolas cercanas a la región, ésta práctica generó cantidades no determinadas de residuos, por lo que su acumulación formó elevaciones artificiales en una superficie considerable que abarcan parte de los ejidos La Zacatecana y Guadalupe. Hoy en día, 8 de las 18 hectáreas de terrenos destinados al beneficio, se encuentran parcialmente cubiertas de vegetación. Otra empresa ubicada en la zona, Jales de Zacatecas, S. A. de C. V., realizó operaciones desde 1979 al 2001, su ubicación y principal depósito de residuos fue en las inmediaciones de la comunidad La Zacatecana, Municipio de Guadalupe (SEMARNAT, 2002).

9.1. Análisis fisicoquímicos y texturales de los jales

Para los jales de Morelos se tiene que el contenido de C org varió desde 1.7 a 4.3% ($3 \pm 0.9\%$), representando un 3.4 a 5.6% ($3.88 \pm 1.13\%$) de materia orgánica. En cuanto al contenido de CaCO_3 , se determinaron valores que van desde 2.6 a 7.2% ($4.8 \pm 1.4\%$). Los valores de pH se encontraron dentro del intervalo de 4.1 a 5.1 (4.5 ± 0.3). Por último, la CE varió de 165 a 8,050 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ($4,888 \pm 2,061 \mu\text{S}/\text{cm}$).

En los análisis granulométricos se encontró una mayor predominancia del contenido de arenas con un 54%, seguido de un 32% de limos y un 8% de arcillas. De acuerdo a la clasificación de Sheppard (1954), el 33% de las estaciones mostraron una textura arenosa, 25% areno limosas, 25% limo arenosa y un 17% correspondió a suelos arcillo-limo-arenosos (Figura 14).

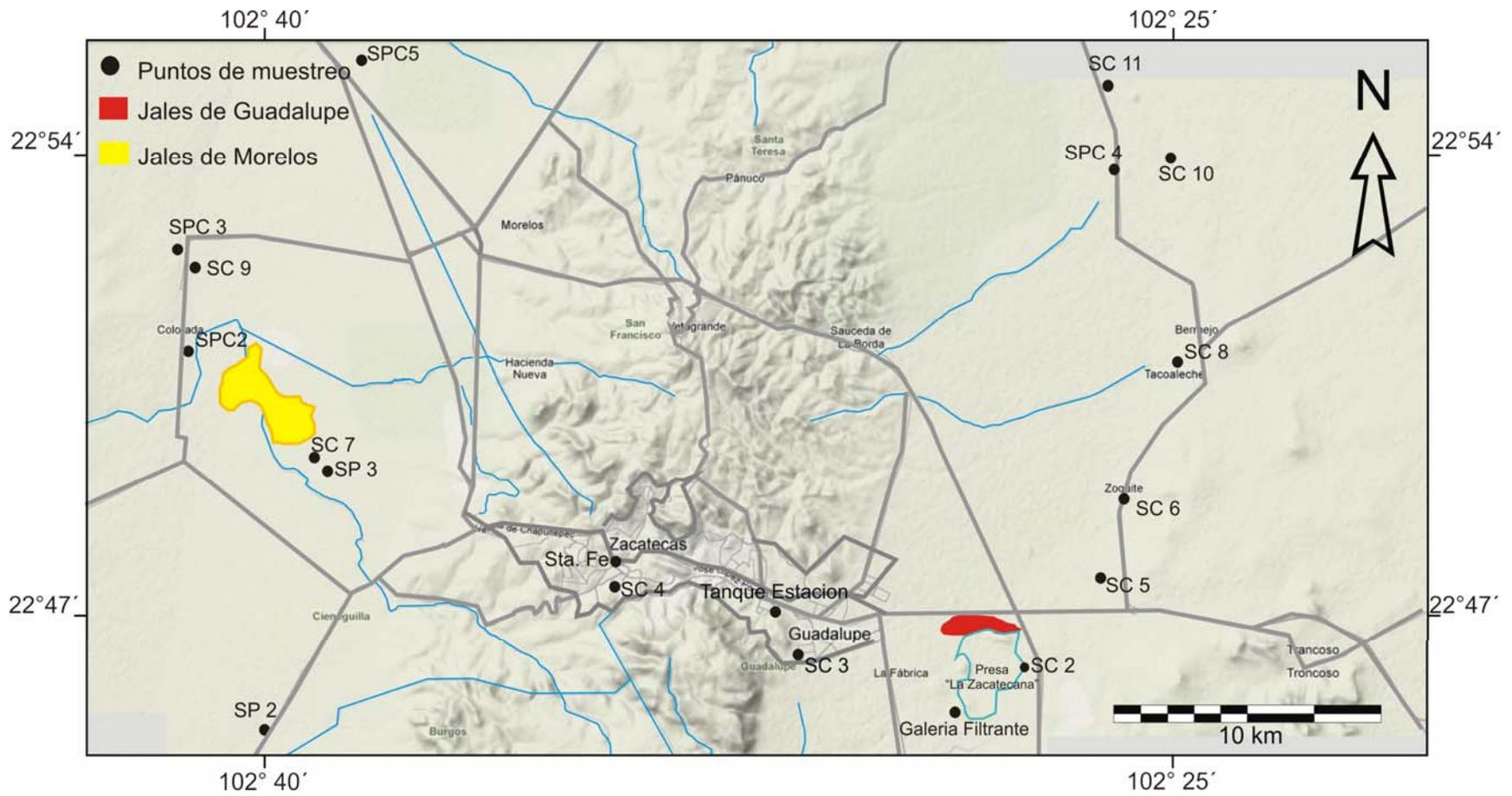


Figura 13. Sitios de recolecta de muestras y ubicación de los jales en estudio.

Con respecto al contenido de CaCO_3 , se determinaron valores que van desde 1.2 a 7.7% ($4.7 \pm 1.4\%$). Los valores de pH se encontraron dentro de un intervalo de 4.1 a 6.9 (6.1 ± 0.7). Por último se obtuvieron valores de CE que van de 165 a 18,025 $\mu\text{S/cm}$ ($2734 \pm 3715 \mu\text{S/cm}$).

Los análisis granulométricos indicaron una mayor predominancia del contenido de arenas con un 56%, seguido de un 28% de limos y un 15% de arcillas. De acuerdo a la clasificación de Sheppard (1954), el 65% de las estaciones mostraron una textura areno limosa, 12% arenosa, 12% arcillo limo arenosa, un 8.8% limo arcilosa y por último un 2.9% con textura limo arenosa (Figura 14).

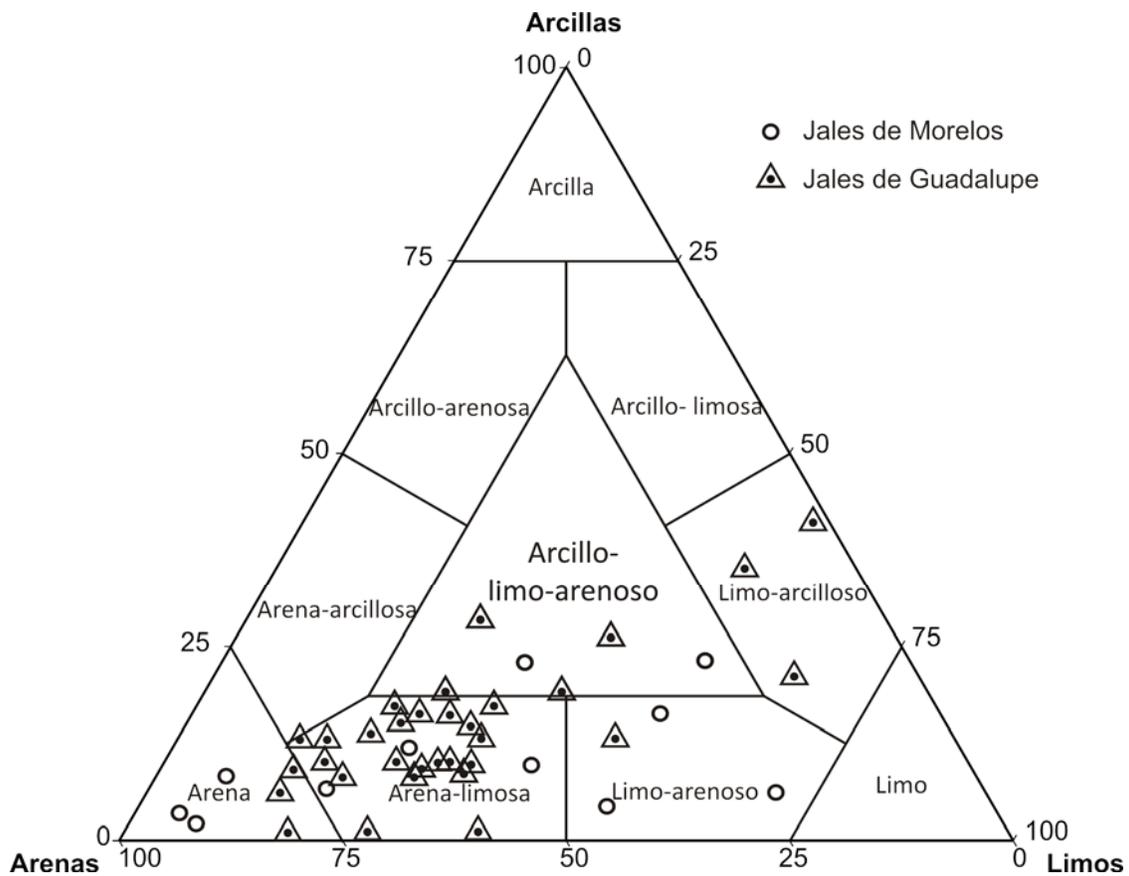


Figura 14. Clasificación textural de los jales

De acuerdo a los contenidos de MO obtenidos en los jales de Morelos y en los jales de Guadalupe podrían caracterizarse como jales muy bajos y bajos en MO con respecto a la NOM-021-RECNAT-2000. Esto podría ser explicado en parte por la aridez de las regiones con baja acumulación de materia orgánica y que permite la penetración de oxígeno a capas más profundas del suelo, provocando con ello la oxidación de la materia orgánica presente (Sánchez-Rodríguez, 2007). En el caso del CaCO_3 en ambos sitios se tiene un contenido mediano. Los jales de Morelos tienen un pH fuertemente ácido y los de Guadalupe un pH moderadamente ácido, en ambos la acidez puede ser generada por la oxidación de los sulfuros metálicos, ya que al oxidarse forman sulfatos que en contacto con el agua forman ácido sulfúrico como lo demostró Lizárraga-Mendiola (2008) en el estudio realizado a jales del Estado de México, Mientras que de acuerdo con (Gomez-Alvarez et al., 2009; Pérez-Sirvent et al., 2010) suelos con contenidos medianos de CaCO_3 con bajo contenido de M.O. y pH ácidos muestran un alto contenido de sales solubles medidos como CE, lo que explica el contenido considerado como salino en el primer caso, mientras que al tener pH moderadamente ácido en los jales de Guadalupe se tiene un efecto moderado de salinidad.

La mayor presencia de arenas en los jales, es debido a que durante su depósito en estos sitios, presentan separación selectiva de sus partículas y sedimentación (William et al., 1989), la erosión de la superficie en depósitos de jal remueve las partículas finas, siendo retenidas las de grano más grueso. Estas capas de grano más grueso favorecen las vías de transporte para el ingreso de oxígeno hacia el depósito y el frente de oxidación se mueve hacia las capas potencialmente generadoras de acidez (Blowes et al., 2003), lo que también explicaría la mayor acidez en los jales de Morelos, teniendo en cuenta que estos han sido transportados principalmente por las corrientes fluviales a través de varios kilómetros a su localización actual.

9.2. Metales en los jales (Cd, Hg y Pb)

De acuerdo a los datos obtenidos en la estadística descriptiva de los jales de Morelos (Tabla 9), las concentraciones de Al se encontraron en un intervalo de 1 a 5 % ($2.5 \pm 1.2\%$), por su parte se tiene para Cd de 0.8 a 40 $\mu\text{g/g}$ ($12 \pm 9.7 \mu\text{g/g}$), mientras que para Hg de 1.6 a 15 $\mu\text{g/g}$ ($5 \pm 4 \mu\text{g/g}$) y para Pb de 423 $\mu\text{g/g}$ a 1,525 $\mu\text{g/g}$ ($829 \pm 321 \mu\text{g/g}$). Con respecto a los jales de Guadalupe, el Al se encuentra en un intervalo de 1.3 a 10% ($4.2 \pm 1.5\%$), Cd de 2.4 a 51 $\mu\text{g/g}$ ($20 \pm 10.7 \mu\text{g/g}$), Hg de 6.2 a 195 $\mu\text{g/g}$ ($37 \pm 42 \mu\text{g/g}$) y Pb de 40 a 6,331 $\mu\text{g/g}$ ($2,228 \pm 1,216 \mu\text{g/g}$). La Figura 15, muestra un comparativo gráfico entre las concentraciones encontradas en ambos grupos de jales.

Tabla 9. Estadística descriptiva de las concentraciones de jales de Morelos y de Guadalupe; Al (%) y Pb, Cd y Hg ($\mu\text{g/g}$).

Metal	Jales de Morelos				Jales de Guadalupe			
	n	$\bar{x} \pm \text{Desv.Est.}$	Min	Max	N	$\bar{x} \pm \text{Desv.Est.}$	Min	Max
Al	13	2.5 ± 1.2	1	5	34	4.2 ± 1.5	1.3	10.4
Cd	13	12 ± 9.7	0.8	40	34	20 ± 10.7	2.4	51
Hg	13	5 ± 4	1.6	15	34	37 ± 42	6.2	195
Pb	13	829 ± 321	423	1,525	34	$2,228 \pm 1,216$	40	6,331

\bar{x} - media aritmética; Min- valor mínimo; Max- valor máximo; DE – desviación estándar.

La Tabla 10 nos muestra un resumen de estudios de metales (Cd, Hg y Pb) en jales mineros de México. Las concentraciones relativamente altas de Cd, y Pb, en los jales estudiados eran de esperarse debido a que aún en la actualidad, no existen procesos totalmente eficientes en la extracción de metales, lo cual provoca que queden concentraciones despreciables de metales para la industria minera, pero muy enriquecidos con respecto a los valores promedio de la corteza terrestre y que pueden resultar ser perjudiciales al ambiente y a la biota (Jiménez et al., 2006).

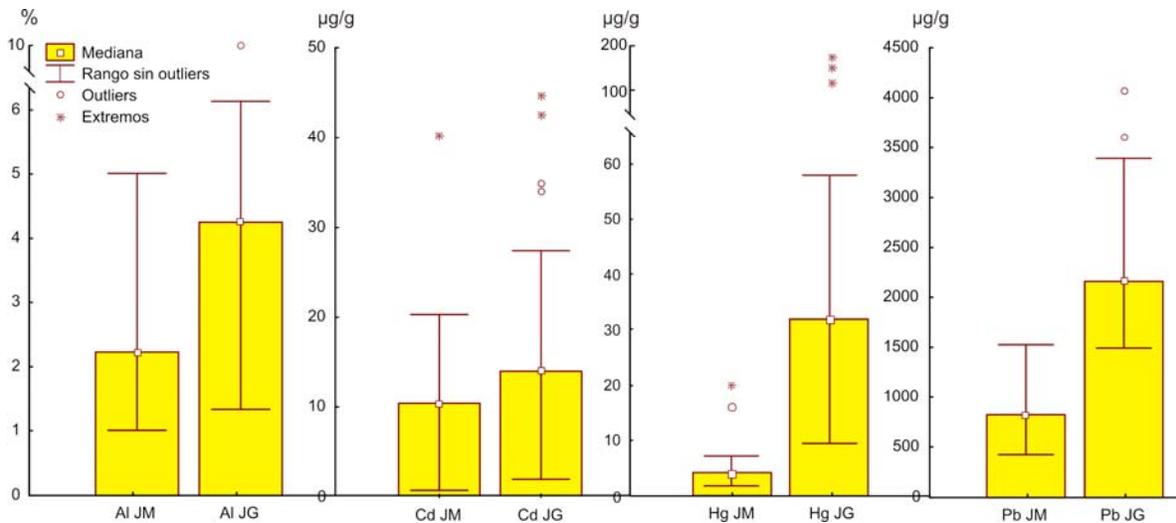


Figura 15. Concentración de metales por grupo de jales.

Por su parte los jales de Morelos resultaron con concentraciones más bajas con respecto a los jales de Guadalupe en los tres metales estudiados (Cd, Hg y Pb). Los jales de Guadalupe son más antiguos ya que son desechos de explotaciones mineras que datan desde 1548 y en donde en sus inicios se extraía únicamente Au y Ag, mediante el método de amalgamación (SEMARNAT, 2002). Mientras que los jales de Morelos fueron arrastrados desde su depósito original hasta donde se encuentran actualmente, lo que los ha expuesto a los efectos del intemperismo en mayor grado y su origen data de aproximadamente 200 años (SEMARNAT, 2007).

Al realizarse un comparativo a nivel nacional entre jales de diversas minas, se observa que en su mayoría poseen características similares en cuanto a los climas en los que se encuentran, los minerales encontrados en el jal y los metales de interés. De acuerdo con Villaseñor-Cabral y Gómez-Caballero (2005), la acantita es el mineral argentífero de mayor presencia en los yacimientos minerales de plata. Otras soluciones sólidas que tienen una presencia importante en los distritos mineros mexicanos son las que componen al grupo de las sulfosales de la tetrahedrita-tennantita-freibergita,

pirargirita, proustita, polibasita, pearceita y galena. Las características en las cuales difieren, son principalmente, la concentración de los minerales presentes en el jal, que como es de suponerse es la que influye en mayor cantidad, la antigüedad y los métodos de extracción, los cuales se relacionan, pues a mayor antigüedad mayor ineficiencia en los procesos, como el amalgamamiento con Hg para extracción de Au y Ag. Ejemplos de estas minas o jales antiguos son los encontrados en La Paz, Guadalupe, Morelos y El Bote, donde se presentan concentraciones máximas para Cd de 50 µg/g, para Hg de 500 µg/g, y Pb con un máximo de 3000 µg/g, siendo en general los jales de Guadalupe los de mayor concentración; lo cual es de esperarse por ser jales de mayor antigüedad (Tabla 10). El método más usado para la extracción de Au y Ag en la antigüedad fue el de amalgamación con Hg. Por el contrario, jales de minas activas o relativamente recientes producen desechos con concentraciones de metales más bajas (Cd y Pb). Por ejemplo las minas activas de la Asunción, Las Torres, Noria de Ángeles y Nacozari presentan para Cd concentraciones máximas de 40 µg/g, para Hg de 28.1 µg/g y para Pb de 666 µg/g (Tabla 10). Cabe señalar que se reportan datos con concentraciones mayores para el caso de Cd y Pb, pero debido a que no se reporta la información necesaria no se pueden clasificar como jales antiguos o actuales, como es el caso de San Martín, La Compañía, Sta. Bárbara, Taxco y Zacazonapan, en los cuales se encontró para Cd concentraciones de hasta 434 µg/g y para Pb de hasta 16,881 µg/g. En los jales de este estudio se encontraron concentraciones de Cd y Pb más cercanas a los considerados como antiguos, mientras que en el caso del Hg como se mencionó antes, son pocos los datos de concentraciones informados. Se efectuó una búsqueda de literatura publicada con niveles de metales en jales a nivel

mundial (Tabla 11). En el resumen presentado se observan intervalos de concentración de Cd que varían entre 0.18 $\mu\text{g/g}$ y 307 $\mu\text{g/g}$. En tanto que para el Pb se han indicado valores tan bajos como 14 $\mu\text{g/g}$ hasta máximos de 30 100 $\mu\text{g/g}$. Finalmente el Hg en jales de otros países se encuentra en niveles desde 0.45 $\mu\text{g/g}$ hasta 512 $\mu\text{g/g}$. Los valores de Cd y Pb encontrados en nuestro estudio están dentro del intervalo inferior a los informados en la literatura. En tanto que para Hg se podría considerar dentro del intervalo medio.

Al compararse los jales de este estudio con jales de mineralogía similar en el mundo, se encontró que el Cd tiene valores promedio ligeramente más altos en jales de Sardinia Italia (Concas et al., 2006); Aswan, Egipto (Rashed, 2010); Sevilla, España (Simón et al., 1999) y La Unión, España (Robles-Arenas et al., 2006), en un intervalo de 28.6 a 62 $\mu\text{g/g}$. Para el Hg sólo se reportaron concentraciones de éste en Aswan, Egipto y Sevilla, España, donde los valores promedio son más bajos (3.2 a 4.2 $\mu\text{g/g}$) y para Pb sólo los jales de Aswan, Egipto estuvieron por debajo de los valores encontrados en los jales de este estudio con 14 $\mu\text{g/g}$; mientras que en los demás se encontraron en un valor superior (4700 a 12 401 $\mu\text{g/g}$).

Tabla 10. Concentraciones informadas de Cd, Hg y Pb en jales mineros en México.

Cd (µg/g)		Hg (µg/g)		Pb (µg/g)		Mina, región minera, Localidad.	Referencia	Características
Intervalo	Prom.	Intervalo	Prom.	Intervalo	Prom.			
	30				3000	La Paz, SLP.	Castro-Larragoitia et al., 1997	Clima semiárido, con 200 años de antigüedad, se extrae Ag-Pb-Zn-Cu-Au
			500		2580	Guadalupe, ZAC	Sánchez-Guerra. 2005	Clima seco, inicio en el S.XVI para extracción de Au y Ag por amalgamación.
2.1- 2.9	2.5	N.D.	N.D.	55.2 – 74.8	65	La Asunción, GTO.	Mendoza- Amezquita et al., 2006	70 años de abandono. Mena de sulfuros y sulfosales. Mineralogía: polibasita, plata nativa, acantita, aguilarita, neumatita y electrum, pirita, galena, calcopirita y esfalerita.
3.1 – 3.86	3.5	N.D.	N.D.	30.5 – 40.2	35.3	Las Torres, GTO.	Mendoza- Amezquita et al., 2006	Mina activa. Mena de sulfuros y sulfosales, con la misma mineralogía que La Asunción GTO
83 - 110				319-1,149		San Martín, ZAC.	Carrillo-González y González- Chávez, 2006	Produce concentrados Cu, Pb, Zn y Ag por flotación. Las vetas se componen de calcopirita, esfalerita, bornita, tetraedrita, plata nativa, arsenopirita, pirrotita, estibinita y galena.
33 - 73				889–3,388		La compañía, ZAC.	Carrillo-González y González- Chávez, 2006	Producción de Ag, Pb y Zn, Mineralogía: principalmente pirargirita y acantita entre otros 12 relacionados a ellos.

Cd (µg/g)	Hg (µg/g)	Pb (µg/g)	Mina, región minera, Localidad.	Referencia	Características	
20.8		666	Noria de Ángeles, ZAC.	Carrillo-González y González- Chávez, 2006	Mina suspendida en 1998, producción de Pb, Ag y Zn. Mineralogía: principalmente cuarzo seguido de calcita, hemetita y pirita.	
30		2062	El Bote, ZAC.	Carrillo-González y González- Chávez, 2006; Rodríguez- Elizalde et al., 2010.	Mina abandonada. Mineralogía: acantita, azurita, calcita, galena, cuarzo, pirargirita, esfalerita, polibasita y cuprita. Extracción de Zn, Pb y Ag.	
10 – 239	N.D.	N.D.	972–16,881	Sta. Bárbara, CHIH.	Gutiérrez-Ruiz et al., 2007	Clima transicional de semiárido a semihúmedo Mineralogía: esfalerita, galena, calcopirita, pirita y arsenopirita, bornita, calcosita y covelita. No generadores de DAM. Oxidados en la superficie e inalterados en el interior. Extracción de Pb, Cu, Zn y Ag
0.5 - 338		<5	148-1,931	Taxco, GRO	Romero y Gutiérrez- Ruiz, 2008	Clima tropical subhúmedo. Presenta jales oxidados amarillos en la superficie e inalterados grises en el interior. Mineralogía: inalterados: cuarzo, calcita, feldspatos, pirita, esfalerita y galena. En oxidados yeso, jarosita, goetita, hematita y caolinita. Generadores de DAM en una parte y en otra no.

Cd (µg/g)	Hg (µg/g)	Pb (µg/g)	Mina, región minera, Localidad.	Referencia	Características	
25-434	<5	300-10,900	San Luis Potosí, SLP	Romero y Gutiérrez- Ruiz, 2008; 2010	Clima seco templado, semiseco templado y seco semiárido. Presenta jales oxidados de color amarillo en la superficie y jales inalterados de color gris en el interior. Mineralogía: jales inalterados: cuarzo, calcita, feldspatos, pirita, esfalerita y galena, calcopirita y wollastonita. En los jales oxidados yeso, jarosita, goetita, hematita y caolinita, calcita y wollastonita. No genera DAM.	
6.08-19.6	13.3	33 - 71	48.5	Zacazonapan, MEX.	Lizárraga- Mendiola, 2008	Clima de templado a cálido. Mineralogía: pirita, esfalerita, galena y calcopirita. Concentración de sulfuros de Zn, Pb y Cu por flotación Posible generador de DAM
<40	28.1	39	Nacozari, SON.	Meza-Figueroa et al., 2009	Clima semiárido. Operó de 1949 a 1990. Mineralogía: Cuarzo, ortoclasto y moscovita, pirita, calcopirita, molibdenita, esfalerita, galena, calcosina, malaquita, azurita, cubanita, lollinginita. Extracción y refinación de Cu.	

Cd (µg/g)		Hg (µg/g)		Pb (µg/g)		Mina, región minera, Localidad.	Referencia	Características
31 - 61	49			3,080-4,230	3695	Taxco, GRO.	Romero et al., 2010.	Clima cálido subhúmedo. Mineralogía: pirita, esfalerita, y galena, cuarzo, calcita, feldespatos, calcopirita, argentita, pirargirita, proustita y arsenopirita. Productor de DAM.
2.4 – 50.8	20.1	6.2 - 195	36.9	39.5-6331	2228	Guadalupe, ZAC	En este estudio	Formación desde 1548. En sus inicios se extraía únicamente Au y Ag, mediante el método de amalgamación. Posteriormente Pb y Zn. Mineralogía: acantita, sulfoantimoniuros de plata, freibergita, oro nativo, galena, esfalerita, calcopirita, pirita, cuarzo, rodocrosita, aguilarita, adularia y freieslebenita.
0.80 – 40.2	12.1	1.62 - 15	4.95	423-1525	829	Morelos, ZAC.	En este estudio	Extracción de Zn, Pb y Ag. Mineralogía del jal: acantita, azurita, calcita, galena, cuarzo, pirargirita, esfalerita, polibasita y cuprita.

N.D. No se detectó.

Tabla 11. Concentraciones informadas de Cd, Hg y Pb en jales mineros del mundo.

Cd (µg/g)		Hg (µg/g)		Pb (µg/g)		Región minera, localidad, país	Referencia	Características
Intervalo	Prom.	Intervalo	Prom.	Intervalo	Prom.			
	365				8 800	Cabezo Rajao, Cartagena, España	Navarro et al., 2008.	Clima semiárido, distrito de Pb, Zn, Ag y Sn. Se presenta alteración supergenica
		89 - 15 555	439			Nambija, Zamora Chinchipe, Ecuador	Ramírez- Requelme et al., 2003	Región climática inter-Andina. Extracción de Au de manera artesanal por amalgamación con Hg
			512			Mina Bank Mercury, California, E. U.	Nacht et al., 2004	Extracción de Hg del cinabar, en el jal se encuentra corderoita.
				9.64 -437	69.4	Jinchuan, Jinchang, China	Xiao-Hu et al., 2010	Clima seco- templado. Extracción de Ni, Cu, Co y Pt
3 - 307	146			2434 - 39 503	19 206	Plomberies y La Calamina, Bélgica	Cappuyns et al., 2006	Mineralogía del jal: wurtzita, Smithsonita, anglesita, pirita y marcasita. Extracción de Pb y Zn desde la edad media hasta el S. XX
2.2 - 20	9.4	0.09 - 1.01	0.45	125 - 50 803	20 323	Mina Songcheon, Samsan-ri, China	Lim et al., 2008	Minerales sulfurados: Arsenopirita, pirita, galena y esfalerita. Opero de 1939 a 1977
1.56 - 36	8.57			2 304 - 12 560	4 450	Mina Daduk Corea	Lee et al., 2001	Extracción de Au, Ag, Pb, Zn. Opero de los 1950's a 1984

Cd (µg/g)		Hg (µg/g)		Pb (µg/g)		Región minera, localidad, país	Referencia	Características
Intervalo	Prom.	Intervalo	Prom.	Intervalo	Prom.			
	50.				2.5	Mina Kalaat Khasba, Túnez	Ferreira da Silva et al., 2010	Extracción de Fosforita. Minerales: apatita, calcita, cuarzo y feldespatos. Opero de 1983 a 1993.
	88				952	Mina Lipu, Guangxi, China	Li et al., 2007	Clima monsonico subtropical. Extracción de Mn. Opero de 1958 a 1998.
	A) 1.66				A)29.5			Mina A) Extracción de Cu y Mo. Opero de 1953 a 1972
	B)149				B)20 412			Mina B) Polimetálica, Extrajo Pb y Zn por dos años (1979 a 1980)
	C) 0.18				C)107	Minas del Sur	Boularbah et al., 2006	Mina C) Extracción de Cu, Fe y S. Minerales pirrotita, esfalerita, galena, calcopirita, pirita, arsenopirita y glaucodot, opero hasta 1982.
	D) 228				D) 30 100	de Marruecos		Mina D) Polimetálica, extracción de Zn, Pb, Cu y Ag. Mineralogía pirrotita, pirita, esfalerita, galena, y calcopirita. Activa a la fecha.
	E) 0.5				E) 286			Mina E) Extracción de Mn, Mineralogía pirolusita, hollandita, criptomelano, coronadita, arcillas de Mn, goetita, y limonita. Abandonada.

Cd (µg/g)		Hg (µg/g)		Pb (µg/g)		Región minera, localidad, país	Referencia	Características
Intervalo	Prom.	Intervalo	Prom.	Intervalo	Prom.			
2.88 - 54.5	20.6			1 243 - 93 901	28 454	Mina San Quintín, Ciudad Real, España.	Rodríguez et al., 2009	Extracción de Pb, Zn y Ag por flotación. Opero desde finales del s.XIX al 1988.
				8 - 30	15.7	Mina Haveri, Helsinki Finlandia	Placencia - Gómez et al., 2010	Extracción de Au y Cu, Mineralogía del jal pirrotita y piritita, calcopirita magnetita y ilmenita. Oxidados en la superficie e inalterados en el interior. Generadores de DAM
			36			Mina Murray Brook, New Brunswick, Canadá	Shaw et al., 2006	Extracción de Au, Ag y Hg entre 1989 y 1992 por cianuración. Mineralogía: goetita, cuarzo, beudantita, plumbojarosita, bindheimita y cassiterita, el Hg se encontraba principalmente como cinabar
		530 - 1 000		489 - 3 422		Mina Azogue Andalucía, España	Navarro et al., 2006	Extracción de Hg. Mineralogía: estibinita, cinabar, realgar y oropimente, esfalerita, siderita, calcopirita, piritita, cuarzo, calcita y barita. Activa de 1873 a 1890
	6				12 100	Mina Heath Steele, New Brunswick, Canadá.	Peacey y Yanful, 2003	Extracción de Pb, Zn y Cu. Mineralogía: piritita, clorita, talco, moscovita, y cuarzo. Opero de 1933 a 1999

Cd (µg/g)		Hg (µg/g)		Pb (µg/g)		Región minera, localidad, país	Referencia	Características
Intervalo	Prom.	Intervalo	Prom.	Intervalo	Prom.			
0.2 - 5.7				41 - 5 981		Mina Lousal, Portugal.	Ferreira da Silva et al., 2009	Extracción de pirita. Mineralización: pirita, calcopirita, galena, esfalerita, pirrotita, marcasita, bournonita, tetraedrita, arsenopirita, cobaltita, magnetita y oro nativo. Mineralogía del jal: pirita, cuarzo, óxidos e hidróxidos de Fe, sulfatos y sulfuros (calcopirita, galena, esfalerita y marcasita). Formador de DAM.
	62				4 700	* Planta de flotación "Sana", Sardinia, Italia	Concas et al., 2006	Extracción de Pb y Zn. Mineralogía: galena argentinifera, esfalerita. Formación de jales desde inicios del S. XIX a 1992. Generadores de DAM.
	56.5		4.2		14	* Mina Allaqi Wadi Aswan, Egipto	Rashed, 2010	Mina de Au. Extracción de Au por amalgamiento con Hg. Mineralogía: cromita, calcopirita, barita, serpentina, talco y Au en cuarzo. Opero por 100 años hasta que cerró en 1942.
22.9- 36.8	28.6	2.4- 4.9	3.2	4 353 -9 636	9 507	* Aznacollar, Sevilla, España	Simón et al., 1999	Extracción de Cu, Pb y Zn por flotación. Minerales sulfurosos: pirita, esfalerita, galena, calcopirita, arsenopirita.

Cd (µg/g)		Hg (µg/g)		Pb (µg/g)		Región minera, localidad, país	Referencia	Características
Intervalo	Prom.	Intervalo	Prom.	Intervalo	Prom.			
14- 23				2 300- 6 500		* Mina en Sierra de Cartagena, La Unión, España.	Robles-Arenas et al., 2006	Clima semi árido. Perteneciente a un distrito minero con más de 2 500 años de antigüedad. Explotación de Ag, Pb, Zn, Cu y Fe desde sus inicios. Mineralogía del jal: calcopirita y galena, calcopirita, esfalerita, dolomita, calcita, greenalita, pirrotita, moscovita, clorita, feldespato, siderita y gypsum. Mayores desechos por el método de extracción por flotación.
2.6 - 40.7	15			4 830 - 21 600	12 401	* El Mazarrón, España.	Oyarzun et al., 2010	Clima típico mediterráneo. Extracción de diversos minerales (Alumbre, Pb, Ag y Zn) desde el S. XV al S. XX (1960). Mineralogía: pirita, esfalerita, y galena portadora de Ag (entre 15 y 20% Ag), calcopirita, tetraedrita – tennantita, arsenopirita, cinabrio, estibinita, y berthierite. Generador de DAM.
	6		2.8		19 150	Mina Dongjeong, Corea	Chung et al., 2005	Mina de Au, Ag y Cu

Cd (µg/g)		Hg (µg/g)		Pb (µg/g)		Región minera, localidad, país	Referencia	Características
Intervalo	Prom.	Intervalo	Prom.	Intervalo	Prom.			
	22				3 600	Mina Jingok, Bongwha, Corea	Kim y Jung, 2004	Jales oxidados
2.4 – 50.8	20.1	6.2 - 195	36.9	39.5-6331	2228	Guadalupe, ZAC	En este estudio	Formación desde 1548. En sus inicios se extraía únicamente Au y Ag, mediante el método de amalgamación. Posteriormente Pb y Zn. Mineralogía: acantita, sulfoantimoniuros de plata, freibergita, oro nativo, galena, esfalerita, calcopirita, pirita, cuarzo, rodocrosita, aguilarita, escasa adularia y freieslebenita.
0.80 – 40.2	12.1	1.62 - 15	4.95	423-1525	829	Morelos, ZAC	En este estudio	Extracción de Zn, Pb y Ag. Mineralogía del jal: acantita, azurita, calcita, galena, cuarzo

* Jales de mineralogía similar o de los que se extrajeron los mismos metales a los informados en este estudio.

9.3. Fraccionamiento geoquímico y movilidad de Pb y Cd en los jales

De acuerdo a los resultados de las extracciones secuenciales en los jales de Morelos (Tabla 12 y Figura 16), el Cd fue principalmente asociado a la fracción intercambiable (F1) con un intervalo de 18 a 70% ($5.1 \pm 4 \mu\text{g/g}$), seguido de la fracción residual o litogénica (F5) con 11 a 73% ($4.6 \pm 3.3 \mu\text{g/g}$). La fracción asociada a óxidos de Fe-Mn (F3) aportó desde 1.7 a 30% ($1.5 \pm 2.3 \mu\text{g/g}$), mientras que la asociada a carbonatos (F2) contribuyó con 1.5 a 12% ($0.8 \pm 1.2 \mu\text{g/g}$). La fracción asociada a materia orgánica y/o sulfuros (F4) es la que menos Cd presentó, con un intervalo de 0.9 a 7.4% ($0.5 \pm 0.8 \mu\text{g/g}$). Por su parte en los resultados de las extracciones secuenciales de los jales de Guadalupe, el Cd fue principalmente asociado a la fracción intercambiable (F1) con un intervalo de 13 a 64% ($6.3 \pm 6.4 \mu\text{g/g}$), seguido de la fracción asociada a óxidos de Fe-Mn (F3) con 9.4 a 54% ($4.8 \pm 1.9 \mu\text{g/g}$). La fracción residual o litogénica (F5) aportó desde 0.4 a 48% ($2.3 \pm 2.2 \mu\text{g/g}$), mientras que la asociada a carbonatos (F2) contribuyó con 4.5 a 21% ($2.7 \pm 1.9 \mu\text{g/g}$). La fracción asociada a materia orgánica y/o sulfuros (F4) es la que menos Cd presentó con un intervalo de 1.7 a 22% ($1.2 \pm 0.8 \mu\text{g/g}$).

Por otro lado en los jales de Morelos el Pb estuvo contenido principalmente en la fracción residual o litogénica (F5) con un 13 a 91% ($637 \pm 470 \mu\text{g/g}$). La fracción asociada a óxidos de Fe-Mn (F3) fue la segunda más importante con el 6.4 a 67% ($227 \pm 145 \mu\text{g/g}$), seguida de la fracción asociada a materia orgánica y/o sulfuros (F4) con 0.9 a 8.3% ($44 \pm 40 \mu\text{g/g}$) y la fracción intercambiable (F1) con 0 a 35% ($55 \pm 151 \mu\text{g/g}$). La fracción asociada a carbonatos (F2) aportó sólo entre el 0 y 23% del total de Pb ($46 \pm 98 \mu\text{g/g}$). Mientras que en los jales de Guadalupe, el Pb se encontró principalmente en la fracción residual o litogénica (F5) con un 3.2 a 91% ($934 \pm 608 \mu\text{g/g}$). La fracción asociada a óxidos de Fe-Mn

(F3) fue la segunda más importante con el 1.7 a 59% (700 ± 287 $\mu\text{g/g}$), seguida de la fracción asociada a materia orgánica y/o sulfuros (F4) con 0.9 a 43% (333 ± 264 $\mu\text{g/g}$) y la fracción asociada a carbonatos (F2) con 4.6 a 52% (308 ± 262 $\mu\text{g/g}$). La fracción intercambiable (F1) aportó sólo entre el 0 y 6.8% del total de Pb en los suelos (9 ± 39 $\mu\text{g/g}$). La Figura 16 nos muestra un comparativo por fases en cada grupo de jales estudiado.

Tabla 12. Distribución de la concentración de Cd y Pb en las fases geoquímicas de los jales mineros

Fase	Jales de Morelos				Jales de Guadalupe			
	$\bar{x} \pm \text{DE.}$ ($\mu\text{g/g}$)	Intervalo ($\mu\text{g/g}$)	$\bar{x} \pm \text{DE.}$ (%)	Intervalo (%)	$\bar{x} \pm \text{DE.}$ ($\mu\text{g/g}$)	Intervalo ($\mu\text{g/g}$)	$\bar{x} \pm \text{DE.}$ (%)	Intervalo (%)
F1								
Cd	5.1 ± 4	1.1 a 13	42 ± 17	18 a 70	6.3 ± 6.4	0.5 a 27	32 ± 12	13 a 64
Pb	55.2 ± 151	0.4 a 533	4 ± 9.5	0 a 35	9 ± 39	0.6 a 230	0.3 ± 1.2	0 a 6.8
F2								
Cd	0.8 ± 1.2	0 a 4	5.1 ± 3.3	1.5 a 12	2.7 ± 1.9	0 a 7.4	14 ± 4	4.5 a 21
Pb	46 ± 98	0 a 366	3.7 ± 6.2	0 a 23	308 ± 262	122 a 1261	13 ± 9.3	4.6 a 52
F3								
Cd	1.5 ± 2.3	0.2 a 8.1	11 ± 9.2	1.7 a 30	4.8 ± 1.9	0.4 a 10	31 ± 11	9.4 a 54
Pb	227 ± 145	67 a 492	27 ± 20	6.4 a 67	700 ± 287	37 a 1241	32 ± 13	1.7 a 59
F4								
Cd	0.5 ± 0.8	0.1 a 2.8	3.6 ± 2	0.9 a 7.4	1.2 ± 0.8	0.2 a 3.9	8 ± 5	1.7 a 22
Pb	44 ± 40	8.3 a 152	4.4 ± 2.6	0.9 a 8.3	333 ± 264	24 a 1413	15 ± 10	0.9 a 43
F5								
Cd	4.6 ± 3.3	0.7 a 10	39 ± 22	11 a 73	2.3 ± 2.2	0.2 a 11	15 ± 12	0.4 a 48
Pb	637 ± 470	200 a 1550	61 ± 26	13 a 91	934 ± 608	53 a 3021	40 ± 20	3.2 a 91

\bar{x} - media aritmética; DE.- desviación estándar

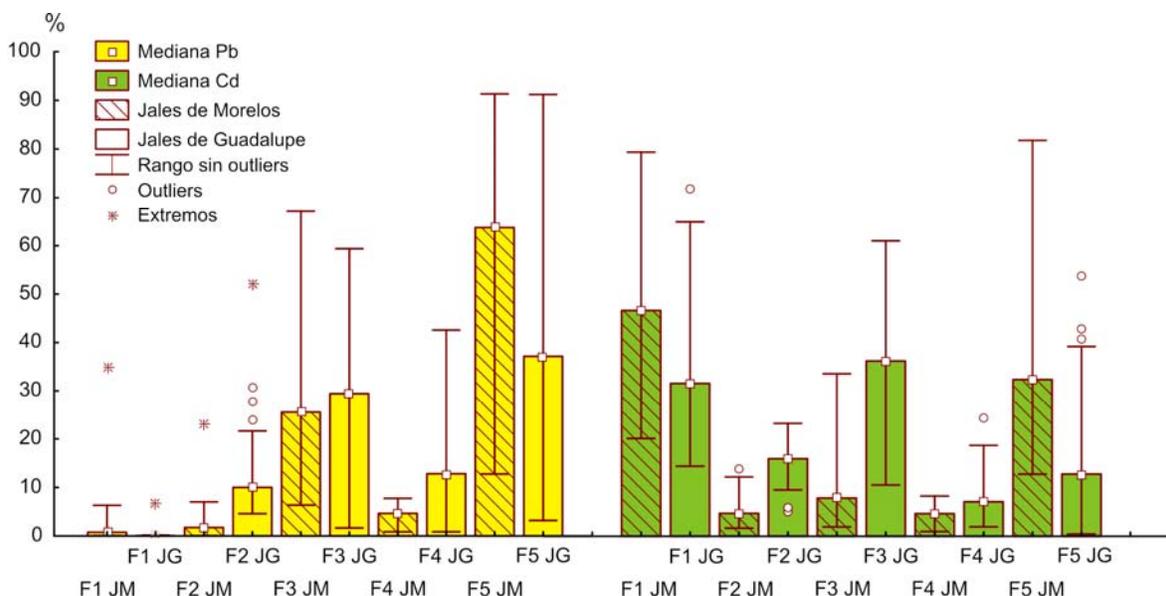


Figura 16. Concentraciones de Cd y Pb por fase en cada grupo de jal.

De acuerdo a los resultados de los jales de Morelos el orden de concentración promedio en las fases para Cd fue $F1 > F3 > F5 > F2 > F4$. Mientras que en los jales de Guadalupe fue similar cambiando únicamente el orden de la F5 y F3. En donde la F1 representa el Cd adsorbido electrostática y específicamente. Esta fracción es considerada la más móvil y biodisponible (Xian, 1989; Dudka and Chlopecka, 1990). La F4 fue la última en orden de concentración, lo que indica, que después de pasar un periodo de tiempo relativamente largo, el Cd por ser un elemento muy móvil ha sido intemperizado (oxidado) de estos jales antiguos. Esta oxidación de sulfuros está relacionada también con el pH bajo en los jales (Anju y Benerjee, 2010). Además de la baja cantidad de MO encontrada en los jales.

En el caso del fraccionamiento de Pb, se encontró un orden de fases similar en ambos jales, con el siguiente orden de asociación: $Pb F5 > F3 > F4 > F2 > F1$. La fracción con mayor abundancia fue la F5, en la cual, estudios previos han señalado que el metal está fijo y atrapado por las arcillas y otras formas cristalinas como feldespatos, es decir que se encuentra unido al mineral original del cual proviene el elemento (Salomons, 1995; Kwon y Lee, 2001; Soto-Jiménez y Páez-Osuna, 2001; Jain, 2004).

La siguiente fracción más abundante fue la F3, Lo que concuerda ampliamente con las observaciones de Pardo et al. (1990), Belzunce-Segarra et al. (1997), Usero et al. (1998) en sedimentos; Levy et al. (1992), Ramos et al. (1994) y Sutherland et al. (2000) en suelos y polvos de calles (Hamilton et al., 1984). La adsorción de los cationes de Pb en los hidróxidos de Fe y Mn, ha sido sugerido como un mecanismo universal de adsorción de cationes de Pb (Parks, 1965). Los óxidos de Fe–Mn son importantes captadores de metales en suelos, particularmente en suelos cercanos a la neutralidad o básicos ($\text{pH} \geq 7$) (McKenzie, 1980; Tipping et al., 1986), sin embargo, se vuelven inestables bajo condiciones anóxicas (Anju y Benerjee, 2010).

La F4, muestra la cantidad del metal unida a M.O y/o sulfuros, los cuales se pueden liberar al ambiente bajo condiciones oxidativas. Éstos últimos se pueden dar al oxidarse los sulfuros del metal, en las minas donde sus elementos se extraen principalmente de minerales sulfurosos, convirtiéndose en sulfitos y sulfatos. Además, se asume que los metales permanecen en la matriz sólida por periodos largos, pero se pueden movilizar debido a los procesos de descomposición (Anju y Benerjee, 2010). Sin embargo, los niveles de MO en los jales indican una baja cantidad de ésta, por lo que los metales en esta fracción, podrían pertenecer a los minerales sulfurosos en los cuales se originaron como lo describen Anju y Benerjee (2010).

Los porcentajes de movilidad obtenidos en los jales de Morelos, variaron para Cd de 20 a 80% ($48 \pm 20\%$), que en concentración equivalen a 1.18 a 13.6 $\mu\text{g/g}$ ($5.9 \pm 5 \mu\text{g/g}$). Por su parte, para Pb los porcentajes obtenidos se encontraron en un intervalo de 0 a 58% ($8 \pm 16\%$), que en concentración equivale a un intervalo de 0.76 a 919 ($101 \pm 248 \mu\text{g/g}$). Con respecto a los jales de Guadalupe la movilidad de Cd fue de 27 a 78% ($47 \pm 13\%$) y de Pb de 5 a 52% ($13 \pm 10\%$) que en concentración para Cd equivale de 0.54 a 34.6 $\mu\text{g/g}$ ($8.91 \pm 8.27 \mu\text{g/g}$) y para Pb 123 a 1491 $\mu\text{g/g}$ ($317 \pm 301 \mu\text{g/g}$). En ambos casos el Cd presentó el porcentaje más elevado de movilidad con respecto al Pb. Este

comportamiento ya ha sido descrito por otros autores como Alloway et al. (1990), Bussy (1996) y Barcelo y Solis- Correa (1997), que afirman que el Cd es más móvil en suelos y se encuentra más disponible para organismos vegetales, en comparación con otros metales pesados como Pb y Cu. Además, Elliot et al. (1986), Tyler y McBride (1982) y Kraus y Wiegand (2006) encontraron el siguiente orden de movilidad con respecto a diferentes metales: Cd > Zn>Cu>Pb. Por su parte Ullrich et al. (1999), informaron que la movilidad y fitodisponibilidad de Pb, Zn y Cd decae en el siguiente orden: Cd >> Zn > Pb; en donde sólo una pequeña cantidad de Pb fue encontrada como potencialmente biodisponible.

Mientras que Kotrly y Ladislao (1985) relacionan la estabilidad de algunos de los principales contaminantes catiónicos de suelos en el siguiente orden:



Además de describir que debido a la alta movilidad y solubilidad del Cd en comparación con otros metales, es más fácil de lixivarse y transportarse a las capas más profundas, pudiendo contaminar el manto freático.

Al realizarse un análisis de correlación múltiple (Tabla 13), entre las variables medidas de los jales de Morelos, es decir granulometría, C org, CaCO₃, metales (Al, Cd, Hg y Pb), pH y CE, encontramos que existe una asociación significativa entre Al, Hg, Cd, Cd-F1, y CaCO₃ con factores de correlación positivos ≥0.60, estando correlacionados Al, Cd y Hg con factores >0.8; lo que puede indicar una fuente común, en este caso la mineralogía (dada principalmente por acantita, azurita, calcita, galena, cuarzo, pirargirita, esfalerita, polibasita y cuprita) que aunque no poseen como elemento importante a ninguno de los metales relacionados (Al, Cd y Hg), su presencia puede estar relacionada con los sulfuros metálicos, ya que normalmente se encuentra como impureza en minerales de Zn (~3 kg Cd/ton Zn), Cu y Pb (ATSDR 1999, Csuros y Csuros 2002, Romero et al., 2007). Sin embargo, estos metales guardan una relación con los CaCO₃ al

igual que en el estudio realizado por Romero et al. (2010), donde encontraron concentraciones relativamente bajas de Cd por las pérdidas de minerales carbonatados y aluminosilicatos durante el intemperismo de los jales, como es el caso de los jales de Morelos los cuales fueron arrastrados por escorrentías desde la mina “El Bote”. Mientras que la asociación negativa del Pb y Al pudiera deberse a que el Pb si ha sido un metal de interés en la mina de la cual proceden los jales.

Por otra parte, la Tabla 14 muestra la correlación múltiple entre las variables granulométricas, C org, CaCO₃, pH y CE y metales (Al, Cd, Hg y Pb) de los jales de Guadalupe. El análisis nos indica que el Al sólo se correlacionó significativamente ($p < 0.05$) con los limos ($r = 0.36$), el Hg con el Cd y Pb en F2 ($r \geq 0.37$) y con el Cd total (0.39), y negativamente con Pb-F5 (-0.40). El Pb se correlacionó positivamente con el Pb-F2 (0.54), Cd (0.47), Cd-F1 y Cd-F2 ($r \geq 0.54$), con los limos, la MO y el EC ($r \geq 0.35$). El Pb-F1 se correlacionó negativamente con CaCO₃ (-0.39). Las fracciones 2 y 3 del Pb y el Cd estuvieron correlacionados entre sí, y a su vez con limos, MO y CE ($r \geq 0.39$), y de manera negativa con arenas y pH ($r \leq -0.36$).

Con respecto a los jales de Guadalupe, la correlación de los metales (Cd y Pb), con los componentes de granos finos, es atribuida predominantemente a la adsorción, co-precipitación y complejación de metales en las capas superficiales de la partícula y dependen del tamaño de grano, teniendo que los metales se asocian principalmente con la fracción limo y/o arcilla. En relación al Pb y la MO, estos jales presentaron un índice de MO relativamente elevado lo que los hace abundantes en sitios de intercambio catiónico y ligantes orgánicos capaces de acomplejar iones metálicos, lo que permite la acumulación de grandes cantidades de metales. Van Erp y Van Lune (1991) mostraron que el Pb forma enlaces fuertes a MO y puede ser liberado lentamente con el paso del tiempo mientras la MO es oxidada, no siendo así para Cd, ya que no forma enlaces tan fuertes con la MO. Por su parte, las asociaciones positivas de Cd con el % de limos, arcillas, y de manera

negativa con arenas, pueden ser explicadas por de acuerdo con Kuo et al. (1985), que observó que la retención de Cd es mayor en suelos de textura fina con alto CE en comparación con suelos de texturas gruesas y bajos CE.

Tabla 13. Análisis de correlación múltiple en los jales de Morelos.

	Al	Hg	Pb	Pb-F1	Pb-F2	Pb-F3	Pb-F4	Pb-F5	Cd	Cd-F1	Cd-F2	Cd-F3	Cd-F4	Cd-F5	A	L	Arc	Finos	MZ	σ	MO	CaCO ₃	pH	
Al	1																							
Hg	0.87	1																						
Pb			1																					
Pb-F1				1																				
Pb-F2				0.76	1																			
Pb-F3						1																		
Pb-F4							1																	
Pb-F5								1																
Cd	0.75	0.80							1															
Cd-F1							-0.76			1														
Cd-F2											1													
Cd-F3											0.69	1												
Cd-F4													1											
Cd-F5										-0.67	-0.80	-0.64		1										
A							0.78			-0.69					1									
L							-0.73			0.65						1								
Arc							-0.60								-0.6		1							
Finos							-0.78			0.69						0.97	0.64	1						
MZ							-0.74			0.66						0.92	0.74		1					
σ															-0.6	0.91	0.6	0.69	1					
MO			0.85							0.60					-0.6	0.66		0.6	0.64		1			
CaCO ₃	0.66	0.80							0.64														1	
pH				0.60	0.66																			1

n= 13, r \geq 0.56, P< 0.05; A- arenas; L- limos; Arc- arcillas; Mz- tamaño promedio de grano; σ - selección; MO- materia orgánica.

Tabla 14. Análisis de correlación múltiple en los jales de Guadalupe.

	Al	Hg	Pb	Pb-F1	Pb-F2	Pb-F3	Pb-F4	Pb-F5	Cd	Cd-F1	Cd-F2	Cd-F3	Cd-F4	Cd-F5	A	L	Arc	Finos	MZ	MO.	CaCO ₃	pH
Al	1																					
Hg		1																				
Pb			1																			
Pb-F1				1																		
Pb-F2		0.46	0.54		1																	
Pb-F3					0.58	1																
Pb-F4							1															
Pb-F5		-0.40				-0.48		1														
Cd		0.39	0.47		0.57	0.34			1													
Cd-F1			0.58		0.38				0.63	1												
Cd-F2		0.37	0.54		0.69	0.62		-0.42	0.68	0.69	1											
Cd-F3					0.42	0.71		-0.36	0.41		0.647	1										
Cd-F4							0.57						1									
Cd-F5														1								
A					-0.36	-0.38			-0.38		-0.43				1							
L	0.36		0.42		0.45				0.38	0.42	0.5				-0.75	1						
Arc									0.36						-0.8	0.4	1					
Finos														0.62	-0.93	0.87	0.68	1				
MZ					0.71										-0.87	0.71		0.78	1			
MO.			0.35		0.4					0.37	0.42									1		
CaCO ₃				-0.39							0.62	0.71									1	
pH																-0.63		-0.66				1
CE			0.44		0.39				0.6	0.49												

N= 35; $r \geq 0.34$; $P < 0.05$; A- arenas; L- limos; Arc- arcillas; Mz- tamaño promedio de grano; σ - selección; MO- materia orgánica;

CE-conductividad eléctrica.

X. CONCLUSIONES DE JALES

En los jales de Morelos se encontraron intervalos de concentración para Cd, Hg y Pb de 0.8 a 40 $\mu\text{g/g}$ ($12.1\pm 9.72 \mu\text{g/g}$), 1.62 a 15 $\mu\text{g/g}$ ($4.95\pm 3.98 \mu\text{g/g}$) y 423 a 1,525 $\mu\text{g/g}$ ($829\pm 321 \mu\text{g/g}$) respectivamente. Con respecto a los jales de Guadalupe, los intervalos fueron de 2.4 a 50.8 $\mu\text{g/g}$ ($20.1\pm 10.7 \mu\text{g/g}$) para Cd, 6.2 a 195 $\mu\text{g/g}$ ($36.9\pm 42.3 \mu\text{g/g}$) para Hg y de 39.5 a 6331 $\mu\text{g/g}$ ($2228\pm 1216 \mu\text{g/g}$) para Pb.

La asociación geoquímica en los jales de Morelos para Cd se dio en el siguiente orden: $F1>F3>F5>F2>F4$. Mientras que en los jales de Guadalupe fue $F1>F5>F3>F2>F4$. En el caso del fraccionamiento de Pb, se encontró el mismo orden de fases en ambos jales, con el siguiente orden de asociación: $Pb F5>F3>F4>F2>F1$. Los porcentajes de movilidad para Cd en los jales de Morelos fueron de 20% a 80% ($48\pm 20\%$), para Pb se encontraron en un intervalo de 0% a 58% ($8\pm 16\%$). En los jales de Guadalupe para Cd fue de 27 a 78% ($47\pm 13\%$) y para Pb de 5 a 52% ($13\pm 10\%$). Encontrando en ambos jales una mayor movilidad del Cd. En los jales de Morelos ~6 veces mayor y en los jales de Guadalupe ~3 con respecto al Pb.

Al realizarse una revisión en la literatura entre jales mineros de México, se encontró que los jales de minas antiguas presentaron concentraciones de Cd, Hg y Pb mayores a las de jales de minas contemporáneas y/o activas. Mientras que a nivel mundial, los valores de Cd y Pb encontrados en nuestro estudio están dentro del intervalo inferior a los informados. En tanto que para Hg se podría considerar dentro del intervalo medio.

XI. RESULTADOS Y DISCUSIONES DE SUELOS EN COMUNIDADES HUMANAS

Considerando que los jales mineros han sido vertidos a cañadas y han formado cerros, en su mayoría no estabilizados, los procesos de erosión (hídrica y eólica) facilitan la movilización de las partículas finas de estos jales. Este material puede ser fácilmente suspendido en la atmósfera mediante la acción del viento y movilizadado en forma de nubes de polvo y pueden ser dispersados en grandes extensiones y a grandes distancias desde su sitio de depósito. Estas partículas de polvo enriquecidas con metales pueden llegar a pequeñas comunidades y a grandes concentraciones urbanas, contaminando el ambiente urbano. En este trabajo se evaluó la contaminación por metales como Cd, Hg y Pb en algunas comunidades humanas cercanas a sitios mineros abandonados o en operación. La Tabla 15 muestra las comunidades en estudio además de algunas de sus características geográficas.

11.1. Análisis fisicoquímicos y texturales

El contenido de C org en suelos de comunidades varió desde 1 a 26% (5 ± 5 %), y la MO de 1 a 29% (6 ± 37 %). En cuanto al contenido de CaCO_3 se determinaron valores que van desde 4 a 26% (9 ± 4 %). Los valores de pH se encontraron dentro del intervalo de 5.7 a 7.4 (6.4 ± 0.5). Por último se obtuvieron valores de CE de 150 a 20,000 $\mu\text{S/cm}$ ($1,845 \pm 3,458$ $\mu\text{S/cm}$).

Los resultados obtenidos en los parámetros analizados nos indican que los suelos se pueden clasificar, según la NOM 021 SEMARNAT 2000 (Anexo 9), como suelos con muy bajos a muy altos contenidos de MO, tendiendo en promedio suelos con bajos contenidos. En cuanto al contenido de CaCO_3 , se encuentran dentro de los intervalos de mediano a bajo contenido, en promedio con contenidos medianos.

Tabla 15. Descripción de comunidades humanas muestreadas

Clave	Estación	Ubicación Geográfica		Población	Cabecera Municipal	Probable fuente de metales más cercana (distancia y orientación)
		Latitud N	Longitud O			
SC1	Presa Bañuelos	22.573	102.496	649	Guadalupe	M. I. San Ramon (9.8 Km; NO)
SC2	La Zacatecana	22.734	102.457	2525	Guadalupe	Jales de la Zacatecana (1.5 km; NO)
SC3	Col. La campesina	22.738	102.527	-	Guadalupe	Zona Urbanizada
SC4	Frac. DIF Central Camionera	22.753	102.579	-	Zacatecas	Zona Urbanizada
SC5	Comunidad Santa Mónica	22.754	102.423	912	Guadalupe	J. La Zacatecana (4.5 km; O) y M.I. El Zaguite (3.4 km; N) y M.I. La Fe (4.5 km; S)
SC6	Comunidad Zóquite	22.784	102.420	3346	Guadalupe	M. I. El Zaguite (0.4 km; E)
SC7	Comunidad La Pimienta	22.789	102.674	773	Zacatecas	Jales de Morelos (1 km; N)
SC8	Comunidad Tacoaleche	22.821	102.401	7978	Guadalupe	M.I. La Blanquita (3 km; SE)
SC9	Comunidad Norias de Gringo	22.848	102.715	108	Morelos	Jales de Morelos (3 km; SE)
SC10	Norias De Veta Grande	22.875	102.400	2072	Guadalupe	M. I. Tahúres (10 km; SO) y M.I. La Flor (12.5 km; O)
SC11	Comunidad El Lampotal	22.897	102.420	1322	Vetagrande	Beneficiadora de Jales CEAPA (0.3 Km; N)
SC12	Esc. Sn Martin	23.670	103.749	778	Sombrerete	M. A. San Martin (0.8 km; SO)
SC12	San Martin - 1	23.670	103.749	778	Sombrerete	M. A. San Martin (0.8 km; SO)
SP1	Sistema de agua Bañuelos pozo N. 3	22.654	102.530	+	Guadalupe	M. I. San Ramon (8.9 Km; NO)

SP2	Sistema de agua Benito Juárez pozo N.4	22.687	102.706	+	Zacatecas	
SP3	Sistema de agua La Pimienta pozo N.1	22.788	102.673	+	Zacatecas	Jales de Morelos (1.3 km; N)
SP4	El Lampotal pozo de agua N.1	22.897	102.420	+	Vetagrande	Beneficiadora de Jales CEAPA (0.3 Km; N)
SP5	Sombrerete pozo de agua N.1	23.727	103.682	+	Sombrerete	M. A. San Martin (10 km; SO)
SP6	Sombrerete pozo de agua N.4	23.749	103.676	+	Sombrerete	M. A. San Martin (13 km; SO)
SPC1	Comunidad La Pimienta -2	22.789	102.674	773	Zacatecas	Jales de Morelos (1 km; N)
SPC2	Crucero Peñoles	22.825	102.717	+	Morelos	M. A. Francisco I. Madero(0.7 km; O) y J. Morelos (1.4 km; E)
SPC3-1	Noria de Gringos-2	22.848	102.715	108	Morelos	Jales de Morelos (3 km; SE)
SPC3-2	Noria de Gringos-3	22.848	102.715	108	Morelos	Jales de Morelos (3 km; SE)
SPC4	Norias de Vetagrande - 2	22.872	102.418	2072	Guadalupe	M. I. Tahúres (10 km; SO) y M.I. La Flor (12.5 km; O)
SPC5	Sistema de agua la Joya pozo N. 8	22.913	102.664	+	Morelos	M. I. Vámonos Pedro (10 km; E)

+ Sitios alejados de poblados y asentamientos humanos;- Población menor a 108 habitantes; M. I. Mina Inactiva; M. A. Mina Activa.

Los valores de pH se encontraron dentro del intervalo de moderadamente ácido a ligeramente alcalino, con un promedio de moderadamente ácido. Por último, se obtuvieron valores de CE con efectos despreciables de salinidad hasta los muy fuertemente salinos, teniendo en promedio suelos muy ligeramente salinos.

En lo que respecta a granulometría, se tienen predominancias de arenas (43%), seguido de limos (33%) y arcillas (24%). De acuerdo a Sheppard (1954), en la Figura 17, se muestra predominantemente una textura areno limosa (50%), y en menores proporciones texturas arcillo limo arenosa (30%), arenas y arenas arcillosas (8%), y limo arcilloso (4%).

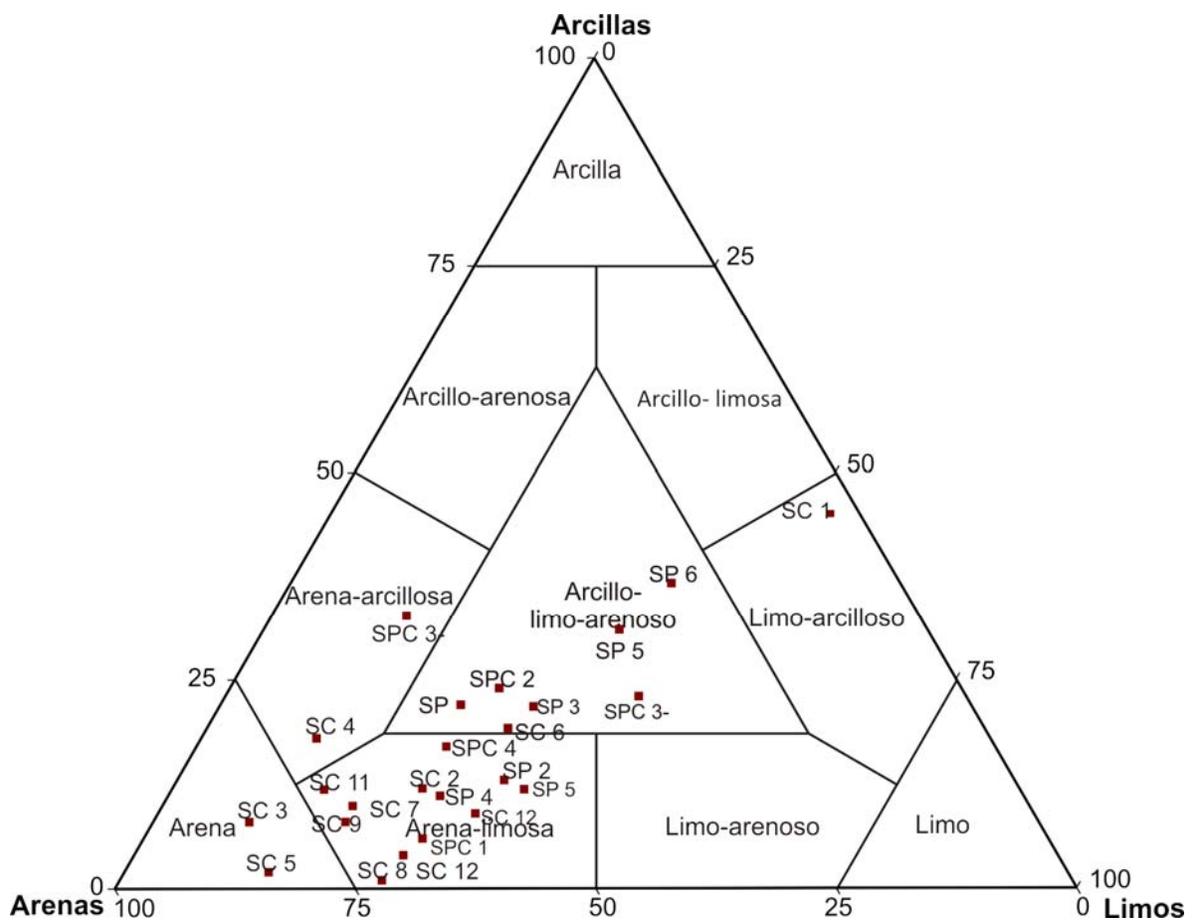


Figura 17. Clasificación textural de las comunidades humanas

11.2. Metales en suelos

De acuerdo a los resultados (Tabla 16 y 17; las ubicaciones y resultados completos se encuentran en el Anexo 10), se encontraron amplios intervalos en las concentraciones de los metales en estudio (Cd, Hg y Pb).

Tabla 16. Análisis estadístico de las concentraciones de metales (Al en % y Pb, Cd y Hg en µg/g) en suelos de comunidades humanas (n=32).

	Al	Cd	Hg	Pb
\bar{x}	3.2	4	10	278
DE.	1.3	8.7	33	473
Me	3	0.37	2.1	46
Min	0.2	0.03	0.1	6.8
Max	6.9	42.7	184	1941

\bar{x} - media aritmética; Min- valor mínimo; Max- valor máximo; DE. – desviación estándar; Me- mediana

En Cd se determinó un intervalo de concentración de 0.03 a 42.7 µg/g (4 ± 8.7 µg/g), siendo los niveles naturales de 0.01 a 0.7 µg/g, con un valor promedio para la corteza de 0.2 µg/g (Martin y Meybeck, 1979), mientras que de acuerdo a la USEPA (1997) en zonas urbanas las concentraciones varían de >0.01 a 8 µg/g y reporta que un suelo contaminado con este metal requiere de ser remediado, cuando la concentración de Cd se encuentra entre el intervalo de 3 a 20 µg/g, siendo riesgoso para el humano a partir de 3 µg/g. De acuerdo con este criterio siete sitios requieren ser remediados (SC2, SC7, SC12, SC12-1, SC12-2, SC16 y SPC4). La NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 establece que requieren de remediación suelos agrícolas, residenciales y comerciales con concentraciones arriba de 37 µg/g y para uso industrial de 450 µg/g. Si nos enfocáramos a este criterio éste número de sitios se reduciría a sólo un sitio (SPC4).

Tabla 17. Resumen de resultados de concentraciones de Pb, Cd y Hg ($\mu\text{g/g}$) por comunidad.

Comunidad y/o Localidad	Estaciones	n	Pb		Cd		Hg	
			($\mu\text{g/g}$)		($\mu\text{g/g}$)		($\mu\text{g/g}$)	
			\bar{x}	Intervalo	\bar{x}	Intervalo	\bar{x}	Intervalo
Bañuelos	SC 1 y SP 1	2	7	6.8 a 7.2	0.05	0 a 0.1	0.6	0.18 a 1
Com. La Zacatecana	SC2	1	158		3.54		6.14	
Com. Santa Mónica	SC5	1	119		0.45		2.59	
Com. Zóquite	SC6	1	118		0.56		4.66	
Com. Tacoaleche	SC8	1	19.1		0.14		1.28	
Com. Norias De Veta Grande	SC10 y SPC4	2	604	23.4 a 1184	21.5	0.34 a 42.7	27.1	4.15 a 50.1
Com. El Lampotal	SC11 y SP4	2	65	8.37 a 122	0.8	0.42 a 1.22	9.4	5.13 a 13.6
Col. La campesina	SC3	1	54.6		0.16		3.54	
Com. La Pimienta -2	SPC1, SC7 y SP3	3	410	39.5 a 1120	2.7	0.38 a 4.87	63	2.02 a 184
Crucero Peñoles	SPC2	1	20.1		0.15		0.54	
Com. San Martin	SC12	2	1004	953 a 1055	18.7	17.6 a 19.7	2.6	1.68 a 3.5
Frac. DIF Central Camionera	SC4		38.7		0.36		3.93	
Com. Norias de Gringo	SC9, SPC3-1 y SPC3-2	3	64	25.6 a 114	0.41	0.20 a 0.74	1.6	1.24 a 2.12
Sistema de agua Benito	SP2	1	14.1		0.03		0.13	
Juárez pozo N. 4								
Sombrerete pozos de agua	SP5 y SP6	2	340	28.5 a 652	1.27	0.15 a 2.38	6.38	1.25 a 11.5
Sistema de agua la Joya pozo	SPC5	1	22.4		0.17		1.06	
N. 8								

Las concentraciones de Hg fueron 0.10 a 184 $\mu\text{g/g}$ (10 ± 33 $\mu\text{g/g}$), con un valor en la corteza terrestre de 0.5 $\mu\text{g/g}$ según Berry y Mason (1959); mientras que en suelos agrícolas y residenciales, según la CCME (1999) las concentraciones no deben ser mayores a 6 $\mu\text{g/g}$. Las concentraciones consideradas dañinas a la salud son de 1 $\mu\text{g/g}$ y de 21 $\mu\text{g/g}$ según la Agencia de Protección al Ambiente de Estados Unidos (USEPA, 1997) para un sitio que debe ser remediado. De acuerdo a este criterio, 26 sitios requieren de ser remediados (SC2, SC3, SC4, SC5, SC6, SC7, SC8, SC9, SC10, SC11, SC12, SC12-1, SC12-2, SC13, SC14, SC15, SC16, SP1, SP3, SP4, SP5, SP6, SP7, SPC1, SPC2, SPC3-1, SPC3-2 y SPC4) y sólo cinco sobrepasan los 6 $\mu\text{g/g}$ considerados como dañinos a la salud (SC2, SC11, SP5, SPC1 y SPC4). La NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 establece que necesitan de remediación suelos agrícolas, residenciales y comerciales con concentraciones arriba de 23 $\mu\text{g/g}$ y para uso industrial de 310 $\mu\text{g/g}$; de acuerdo a este criterio, sólo dos sitios son los que sobrepasaron la norma (SPC1 y SPC4).

El Pb se encontró en un intervalo de concentración de 6.8 a 1,941 $\mu\text{g/g}$ (278 ± 473 $\mu\text{g/g}$), considerando un intervalo normal en suelos concentraciones de 2 a 200 $\mu\text{g/g}$, con un nivel promedio en la corteza de 11.24 $\mu\text{g/g}$ (Martin y Meybeck, 1979). De acuerdo a la Agencia de Protección al Ambiente de Estados Unidos (USEPA, 1997), las concentraciones de Pb en suelos no contaminados oscilan entre 10 y 50 $\mu\text{g/g}$. Concentraciones de plomo en suelos urbanos mayores a 250 $\mu\text{g/g}$ se consideran como riesgosas al humano; mientras que el nivel mínimo para considerar que un sitio está contaminado y que requiere ser remediado es de 500 $\mu\text{g/g}$. De acuerdo con este criterio, son siete los sitios que sobrepasaron los 250 y 500 $\mu\text{g/g}$ (SC12, SC12-1, SC12-2, SC15, SP5, SPC1, y SPC4). La NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 establece que requieren de remediación suelos agrícolas, residenciales y comerciales con concentraciones arriba de 400 $\mu\text{g/g}$ y para uso industrial de 750 $\mu\text{g/g}$. Cabe mencionar que en su mayoría los sitios

que sobrepasan las normas mencionadas para los tres metales están relacionados; es decir, que sitios con altos niveles de Cd, presentaron también altos niveles de Hg y Pb (e.g. SC, SC12, SPC4).

Al igual que en este caso, ya se han informado en otras áreas el incremento de contaminación en suelos susceptibles como son los agrícolas, distritos residenciales y reservorios de agua cercanos a áreas mineras (Evan et al., 2008; Guedron et al., 2009; Yan et al., 2000). Otros estudios de elementos traza en ecosistemas han indicado también que diversas áreas cercanas a minas metálicas, complejos urbanos o sistemas carreteros mayores contienen altas concentraciones de estos metales (Boularbah et al., 2006; Chlopecka et al., 1996).

11.3. Factor de enriquecimiento (FE)

La Figura 18 muestra la clasificación de los metales según su FE. Para Cd se tuvieron 10 sitios naturales o no impactados (31%), 11 con enriquecimiento ligero (34%), 1 enriquecidos (3%), 3 fuertemente enriquecidos (9%), 1 contaminado (3%), 1 fuertemente contaminado (3%) y 5 extremadamente contaminado (16%). Para Hg se encontraron 1 sitio con nivel natural (3%), 16 con niveles ligeramente enriquecidos (50%), 9 enriquecidos (28%), 2 fuertemente enriquecidos (6%), 2 fuertemente contaminados (6%) y 2 extremadamente contaminados (6%). Mientras que para Pb se encontró 1 sitio con nivel natural (3%), 15 enriquecidos ligeramente (47%), 3 enriquecidos (9%), 5 fuertemente enriquecidos (16%), 2 contaminados (6%), 1 fuertemente contaminados (3%) y 5 extremadamente contaminados (16%). Al igual que las concentraciones de metales con niveles altos coincidían entre sí, los FE muestran comportamientos similares con $FE > 1$ en los 3 metales. Resultados similares han sido informados por Rashed (2010), que indica que este comportamiento resulta cuando se tiene una fuente común de contaminación.

En general, los metales en estudio mostraron un FE promedio descendente en el siguiente orden: Cd (30) > Hg (25) > Pb (22). Para Cd, solamente 7 sitios obtuvieron $FE \geq 10$, en el caso de Pb fueron 11 mientras que para Hg sólo 6. De acuerdo con Moyers et al. (1977), $FE > 10$ son sitios enriquecidos con fuentes de tipo antropogénicas que han contribuido firmemente a la concentración del elemento. Generalmente, se han observado mediante estudios que bajos FE indican una gran contribución de la corteza terrestre al suelo, mientras que altos FE indican una contribución significativa de fuentes antropogénicas (Rashed, 2010).

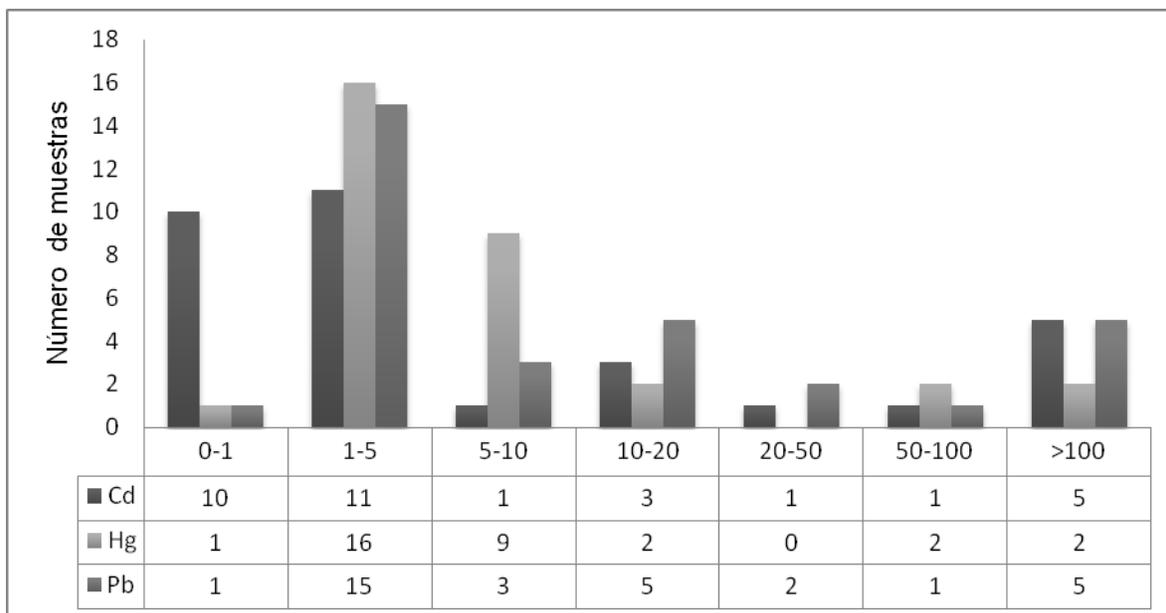


Figura 18. FE de Cd, Hg y Pb en suelos de comunidades humanas

11.4. Fraccionamiento geoquímico de Pb y Cd en suelos de comunidades humanas cercanas a los jales de Morelos.

Los resultados de las extracciones secuenciales en comunidades cercanas a los jales de Morelos (SC7, SC9, SP3, SPC1, SPC2, SPC3-1, SPC3-2; Ver detalles de ubicación en Anexo 10), muestran que el Cd fue principalmente asociado a la fracción de óxidos de Fe-Mn (F3) con un intervalo de 18 a 54% ($1.7 \pm 3.4 \mu\text{g/g}$), seguido de la intercambiable (F1) con 19 a 30% ($0.84 \pm 1.4 \mu\text{g/g}$). La fracción carbonatada (F2) aportó desde 12 a 25% ($0.5 \pm 0.72 \mu\text{g/g}$), mientras que la fracción residual o litogénica (F5) contribuyó con 1.6 a 21% ($0.34 \pm 0.38 \mu\text{g/g}$). La asociada a materia orgánica y/o sulfuros (F4) es la que menos Cd presentó con un intervalo de 5.1 a 21% ($0.25 \pm 0.29 \mu\text{g/g}$). Teniendo la siguiente asociación general: $F3 > F1 > F2 > F5 > F4$.

Por otro lado el Pb estuvo contenido principalmente en la fracción residual o litogénica (F5) con un 21 a 54% ($55.3 \pm 97 \mu\text{g/g}$). La fracción asociada a óxidos de Fe-Mn (F3) fue la segunda más importante con el 3.1 a 53% ($18.7 \pm 14.6 \mu\text{g/g}$), seguida de la fracción asociada a materia orgánica y/o sulfuros (F4) con 10 a 36% ($38 \pm 69 \mu\text{g/g}$) y la asociada a carbonatos (F2) con 2.4 a 21% ($19 \pm 37 \mu\text{g/g}$). La fracción intercambiable (F1) aportó sólo entre el 0.2 y 4% del total de Pb en los suelos ($0.9 \pm 0.78 \mu\text{g/g}$). Teniendo en este caso el siguiente orden: Por su parte el Pb se presentó en el siguiente: $F5 > F3 > F4 > F2 > F1$.

El metal de la F5 se encuentra fijado y atrapado por las arcillas y otras formas cristalinas como feldespatos (Salomons, 1995; Kwon y Lee, 2001; Jain, 2003), y por lo tanto, corresponde a un origen natural (Soto-Jiménez y Páez-Osuna, 2001).

La F3 fue la siguiente de mayor abundancia, lo que concuerda ampliamente con las observaciones de Pardo et al. (1990), Belzunce-Segarra et al. (1997), Usero et al. (1998) en sedimentos; Levy et al. (1992), Ramos et al. (1994) y Sutherland y Tack (2000) en suelos y polvos de calles (Hamilton et al., 1984). Los óxidos de Fe–Mn son importantes captadores de metales en suelos, particularmente en suelos cercanos a la neutralidad o básicos ($\text{pH} \geq 7$) (McKenzie, 1980; Tipping et al., 1986). Con respecto a la F4, al tener contenidos bajos de MO, podría ser un indicativo de que la unión del Pb está dada principalmente a los minerales sulfurosos de la región. Finalmente la F2 y F1 se presentaron como las últimas fracciones. El incremento de las concentraciones de metales pesados en la F1 es principalmente debida a la liberación de los metales unidos a la F2, ya que al descender el intervalo de pH entre ácido y neutral, se pueden liberar los metales debido a la liberación de los metales unidos a la F2 (Tan et al., 1997). Cabe señalar que la asociación presentada para Pb en los jales antes analizados (Capítulo 9), y las comunidades es similar.

11.5. Análisis de correlación múltiple en suelos de comunidades humanas aledañas a los jales de Morelos

El análisis de correlación múltiple (Tabla 18) en los suelos de las comunidades que se encuentran aledañas a los jales de Morelos, nos indica que Al no tiene asociación significativa con ninguna otra variable indicando por lo tanto fuentes distintas. El Cd, Hg y Pb se encontraron correlacionados ($r \geq 0.86$) lo que indica que entre estos si existe una fuente común de aporte. Pb-F3 se encontró correlacionado negativamente con Cd-F1 (-0.82). Mientras que Pb-F4 se encontró asociado con Cd-F1 (0.82) y Cd (0.82). Pb-F5 se asoció con Pb-F3 (-0.82) y finalmente Pb con Cd-F4 (-0.86).

Tabla 18. Correlación de Spearman en suelos de comunidades humanas cercanas a los jales de Morelos

	Al	Hg	Pb	Pb-F1	Pb-F2	Pb-F3	Pb-F4	Pb-F5	Cd	Cd-F1	Cd-F2	Cd-F3	Cd-F4	Cd-F5	A	L	Arc	Finos	MZ	σ	MO	CaCO3	pH	CE	
Al	1																								
Hg		1																							
Pb		0.86	1																						
Pb-F1				1																					
Pb-F2					1																				
Pb-F3						1																			
Pb-F4							1																		
Pb-F5								1																	
Cd		0.93							1																
Cd-F1						0.82	-0.93			1															
Cd-F2					0.79						1														
Cd-F3												-0.82	1												
Cd-F4			-0.86								0.89	-0.93	1												
Cd-F5														1											
A															1										
L																1									
Arc										0.89							1								
Finos																		1							
MZ																			-0.89						
σ																					1				
MO.																	0.86					1			
CaCO3																							1		
pH																								1	
CE																									1

N=7, $r \geq 0.79$; $p < 0.05$; A- arenas; L- limos; Arc- arcillas; Mz- tamaño promedio de grano; σ - selección; MO- materia orgánica; CE- conductividad eléctrica.

11.6. Movilidad de Cd y Pb en suelos de comunidades humanas cercanas a los jales de Morelos

Los porcentajes de movilidad obtenidos, variaron para Cd desde un 35% hasta un máximo de 51%, con un promedio de movilidad de $43\pm 6\%$ (0.31 a $6 \mu\text{g/g}$). Por su parte, para Pb los porcentajes obtenidos se encontraron en un intervalo de 3% a 22% (2.25 a $24.6 \mu\text{g/g}$), obteniendo un promedio de movilidad de $10\pm 7\%$.

11.7. Fraccionamiento geoquímico de Cd y Pb en suelos aledaños a jales con $FE>1$

De acuerdo a los resultados de las extracciones secuenciales, el Cd fue principalmente asociado a la fracción de óxidos de Fe-Mn (F3) con un intervalo de 15 a 54% ($1.7\pm 2.7 \mu\text{g/g}$), seguido de la carbonatada (F2) con 8 a 42% ($1.17\pm 1.68 \mu\text{g/g}$). La fracción intercambiable (F1) aportó desde 8 a 46% ($1.4\pm 3.1 \mu\text{g/g}$), mientras que la fracción residual o litogénica (F5) contribuyó con 0 a 37% ($0.56\pm 0.92 \mu\text{g/g}$). La fracción asociada a materia orgánica y/o sulfuros (F4) es la que menos Cd presentó con un intervalo de 3 a 40% ($0.76\pm 1.85 \mu\text{g/g}$). En general se encontró el siguiente orden de asociación: $F3>F2>F1>F5>F4$.

Por otro lado, el Pb estuvo contenido principalmente en la fracción residual o litogénica (F5) con un 0 a 79% ($1,363\pm 216 \mu\text{g/g}$). La fracción asociada a óxidos de Fe-Mn (F3) fue la segunda más importante con el 0.1 a 57% ($67\pm 105 \mu\text{g/g}$), seguida de la fracción asociada a materia orgánica y/o sulfuros (F4) con 3 a 36% ($62\pm 98 \mu\text{g/g}$) y la asociada a carbonatos (F2) con 2 a 32% ($35\pm 57 \mu\text{g/g}$). La fracción intercambiable (F1) aportó sólo entre el 0 y 4% del total de Pb en los suelos ($0.18\pm 2 \mu\text{g/g}$). En general se obtuvo el siguiente orden de asociación: $F5>F3>F4>F2>F1$.

11. 8. Análisis de correlación múltiple en suelos aledaños a jales con FE>1

Al considerarse todos los sitios con FE>1 (SC2, SC3, SC5, SC6, SP3, SPC1, SC7, SC8, SPC2, SPC3-1, SPC3-2, SC9, SPC4, SC10, SC11, SP4, SC12-1, SC12-2, SP5, SP6; la ubicación de cada sitio se localiza en el Anexo 10), en una correlación de Spearman (Tabla 19), se obtuvo un comportamiento similar a los sitios aledaños a los jales de Morelos, es decir, que el Al no tuvo asociaciones significativas con ningún otro metal, pero sí con la fracción limosa ($r \geq 0.63$) (Daskalakis y O'Connor, 1995). Mientras que Cd, Hg y Pb se encontraron altamente asociados ($r \geq 0.83$). El contenido de Hg también se encontró asociado con CE (0.546). Para el Cd también se encontró una asociación positiva con CE (0.523).

11. 9. Movilidad de Cd y Pb en suelos aledaños a jales con FE>1

Los porcentajes de movilidad obtenidos, variaron para Cd desde un 35% (6 $\mu\text{g/g}$) hasta un máximo de 65% (0.31 $\mu\text{g/g}$) con un promedio de movilidad de $49 \pm 9\%$ (0.31 $\mu\text{g/g}$). Por su parte para Pb los porcentajes obtenidos se encontraron en un intervalo de 3 a 33% (2.25 a 26 $\mu\text{g/g}$), obteniendo un promedio general de movilidad de $11 \pm 8\%$.

Al igual que en los casos anteriores, se encontró una mayor movilidad del Cd con respecto al Pb (entre ~4 y 5 veces), como se ha venido mencionando con anterioridad en el presente trabajo y por otros autores (Elliot et al., 1996; Tyler y McBride, 1982; Ullrich et al., 1999; Alloway, 1990; Bussy, 1996; Barcelo y Solis-Correa, 1997), que afirman que el Cd es más móvil en suelos y se encuentra más disponible para organismos vegetales, en comparación con otros metales pesados como Pb y Cu (Elliot et al., 1996 y Tyler and McBride, 1982), los cuales generalmente se

han asumido como inmóviles en suelos agrícolas (McBride 1995). Van Erp y Van Lune (1991) demostraron que el Pb forma enlaces fuertes con MO, sin embargo, puede ser liberado muy lentamente a lo largo del tiempo conforme se descompone. Por su parte, las uniones del Cd a la MO no son tan fuertes y se libera más fácilmente de ésta. Tapia et al. (2010) mencionan que de entre los metales pesados, el Cd es uno de los más tóxicos capaz de entrar en cadenas tróficas, además de ser más móvil y soluble por lo que puede lixiviarse a capas más profundas del suelo, pudiendo llegar a contaminar aguas subterráneas. Especialmente en áreas con alta aportación de agua.

Tabla 19. Correlación de Spearman en suelos con FE>1 aledaños a jales

	Al	Hg	Pb	PbF1	PbF2	PbF3	PbF4	PbF5	Cd	CdF1	CdF2	CdF3	CdF4	CdF5	A	L	Arc	Fino	MZ	MO	CaCO ₃	pH	CE
Al	1																						
Hg		1																					
Pb		0.69	1																				
Pb-F1		-0.47	-0.85	1																			
Pb-F2					1																		
Pb-F3	-0.48					1																	
Pb-F4							1																
Pb-F5						-0.74		1															
Cd		0.66	0.88	-0.83					1														
Cd-F1										1													
Cd-F2										-0.49	1												
Cd-F3		0.47										1											
Cd-F4							0.55						1										
Cd-F5												-0.53		1									
A	-0.57													0.54	1								
L	0.58														-0.72	1							
Arc										0.59				-0.48	-0.83		1						
Finos	0.57									0.46				-0.53	-1.00	0.69	0.85	1					
MZ	0.57									0.55				-0.56	-0.94	0.52	0.92	0.94	1				
MO.																				1			
CaCO ₃																				-0.47	1		
pH							0.55						0.45									1	
CE	-0.45	0.47							0.49						0.47		-0.48	-0.47	-0.52				1

N=20; r ≥ 0.45

XII. CONCLUSIONES DE SUELOS DE COMUNIDADES HUMANAS

Las concentraciones de los metales en estudio fueron las siguientes: el Cd varió de 0.03 a 43 $\mu\text{g/g}$ ($3.03 \pm 8.4 \mu\text{g/g}$), en el caso del Hg, éste varió de 0.1 a 184 $\mu\text{g/g}$ ($9.43 \pm 32.6 \mu\text{g/g}$). Por último se tiene al Pb, el cual presentó concentraciones de 5.4 a 1,184 $\mu\text{g/g}$ ($184 \pm 357 \mu\text{g/g}$).

En general los metales en estudio mostraron un FE promedio descendente en el siguiente orden: Cd (30) > Pb (25) > Hg (22). Para Cd, solamente 7 sitios se encontraron con sitios enriquecidos con fuentes de tipo antropogénicas que han contribuido firmemente a la concentración del elemento. En el caso del Pb 11 y para Hg sólo 6 sitios. Los FE muestran comportamientos similares en los diversos sitios, es decir que en lugares con FE altos para Cd, se mostraban también FE altos para Pb.

En comunidades aledañas a los jales de Morelos, el Cd contenido en el suelo presentó el siguiente orden de asociación: F3 > F1 > F2 > F5 > F4 y Pb la siguiente: F5 > F3 > F4 > F2 > F1. Al incluir a todos los suelos de comunidades con FE > 1 se encontró para Cd el siguiente: F3 > F2 > F1 > F5 > F4. Mientras que para Pb fue similar al grupo anterior. En cuanto a la movilidad obtenida, al igual que en los casos anteriores, se encontró que era mayor para el Cd entre ~4 y 5 veces con respecto al Pb. Teniendo para Cd en el primer grupo una movilidad de $42.7 \pm 5.6\%$ contra $9.9 \pm 7.4\%$ del Pb. Mientras que en el segundo grupo se tuvo para Cd una movilidad de $49 \pm 9\%$ contra $11 \pm 8\%$ del Pb.

Tomando como referencia los límites de la EPA en el caso del Cd (3 $\mu\text{g/g}$) los sitios SC2, SC7, SC12, SC12-1, SC12-2, SC16 y SPC4 requieren ser remediados. En el caso del Hg se tomó el límite del CCME (1999) (6 $\mu\text{g/g}$) en donde los sitios SC2, SC11, SP5, SPC1 y SPC4 sobrepasan el límite. Mientras que para Pb de acuerdo con los límites establecidos por la USEPA (1997; 250 $\mu\text{g/g}$) los sitios SC12, SC12-1, SC12-2, SC 15, SP5 son los que sobrepasan el límite establecido.

XIII. CONCLUSIONES GENERALES

En el estudio de metales (Cd, Hg y Pb) en matrices ambientales colectadas en zonas impactadas del Estado de Zacatecas, se encontraron grandes variaciones dependiendo del sitio y del material analizado. Por ejemplo, en los suelos circundantes a la fundidora “Reciclado de Metales Gildardo Gómez Alonso” la concentración de Cd varió entre 0.02 y 9.1 $\mu\text{g/g}$ ($0.43 \pm 1.23 \mu\text{g/g}$). Las concentraciones de Hg fueron desde menores del límite de detección (0.006 $\mu\text{g/g}$) hasta 2.9 $\mu\text{g/g}$ ($0.9 \pm 0.47 \mu\text{g/g}$). En el caso del Pb, los niveles variaron de 8.9 a 9,216 $\mu\text{g/g}$ ($354 \pm 1351 \mu\text{g/g}$). Los factores de enriquecimiento (FE) promedios en los suelos circundantes a la fundidora mostraron el siguiente comportamiento, Pb (25) > Cd (1.8) > Hg (1.5). La asociación geoquímica del Cd en estos suelos presentó el siguiente orden: F3>F4>F1>F2>F5, mientras que para el Pb fue: F2>F3>F4>F5>F1. Los porcentajes de movilidad obtenidos en los radiales, variaron para Cd de 17% a 77% ($48 \pm 14\%$). Para Pb los porcentajes obtenidos variaron de 1.8% a 71% ($18 \pm 15\%$). Encontrando una movilidad ~3 veces mayor del Cd con respecto al Pb.

Los suelos en comunidades presentaron niveles concentración para Cd entre 0.03 y 43 $\mu\text{g/g}$ ($3.03 \pm 8.4 \mu\text{g/g}$), para Hg de 0.1 hasta 184 $\mu\text{g/g}$ ($9.43 \pm 32.6 \mu\text{g/g}$) y para Pb de 5.4 hasta 1,184 $\mu\text{g/g}$ ($184 \pm 357 \mu\text{g/g}$). En el caso de metales en comunidades el FE promedio se dio en el siguiente orden: Cd (30) > Pb (25) > Hg (22). En comunidades aledañas a los jales de Morelos, el Cd presentó el siguiente orden de asociación: F3>F1>F2>F5>F4 y Pb la siguiente: F5>F3>F4>F2>F1. Al incluir a todos los suelos de comunidades con FE>1 se encontró para Cd el siguiente orden: F3>F2>F1>F5>F4 y F5>F3>F4>F2>F1 para Pb. En cuanto a la movilidad obtenida en las comunidades estudiadas, se encontró que el Cd es entre ~4 y 5 veces más móvil que el Pb. Teniendo para Cd en las comunidades cercanas a los jales de Morelos una movilidad de $42.7 \pm 5.6\%$ contra $9.9 \pm 7.4\%$ del Pb. Mientras que en las comunidades con FE>1 se tuvo para Cd una movilidad de $49 \pm 9\%$ contra $11 \pm 8\%$ del Pb.

Con respecto a los dos grupos de jales estudiados, se tiene que en los jales colectados en el ejido de Morelos, correspondientes a jales dispersos de la mina “El Bote”, los intervalos de concentración fueron de 0.8 a 40 $\mu\text{g/g}$ (12.1 ± 9.72 $\mu\text{g/g}$), 1.62 a 15 $\mu\text{g/g}$ (4.95 ± 3.98 $\mu\text{g/g}$) y 423 a 1,525 $\mu\text{g/g}$ (829 ± 321 $\mu\text{g/g}$) para Cd, Hg y Pb respectivamente. Para jales colectados junto a la presa “La Zacatecana” acumulados de jales dispersos en el valle de Guadalupe, los intervalos fueron de 2.4 a 50.8 $\mu\text{g/g}$ (20.1 ± 10.7 $\mu\text{g/g}$) para Cd, 6.2 a 195 $\mu\text{g/g}$ (36.9 ± 42.3 $\mu\text{g/g}$) para Hg y de 39.5 a 6,331 $\mu\text{g/g}$ (2228 ± 1216 $\mu\text{g/g}$) para Pb.

Por su parte, la asociación geoquímica en los jales de Morelos para Cd se dio en el siguiente orden: $F1>F3>F5>F2>F4$. Mientras que en los jales de Guadalupe fue $F1>F5>F3>F2>F4$. En el caso del fraccionamiento de Pb, se encontró el mismo orden de fases en ambos jales, con el siguiente orden de asociación: Pb $F5>F3>F4>F2>F1$. Los porcentajes de movilidad para Cd en los jales de Morelos fueron de 20% a 80% ($48\pm 20\%$), para Pb se encontraron en un intervalo de 0% a 58% ($8\pm 16\%$). En los jales de la presa La Zacatecana la movilidad para Cd fue de 27 a 78% ($47\pm 13\%$) y para Pb de 5 a 52% ($13\pm 10\%$). Encontrándose una mayor movilidad para Cd que para el Pb en ambos jales (3 a 6 veces más móvil).

Tomando como referencia los límites de la EPA en el caso del Cd (3 $\mu\text{g/g}$), sólo tres sitios en torno a la planta fundidora requieren ser remediados y se encuentran dentro de un radio de ~ 300 m. En el caso de Hg se tomó el límite del CCME (1999; 6 $\mu\text{g/g}$) y se observó que ninguna concentración sobrepasó este límite. Para Pb, de acuerdo con la EPA fueron trece los sitios en torno a la fundidora que sobrepasaron el límite de 250 $\mu\text{g/g}$ y se encuentran en un radio de ~ 300 m; sin embargo, no representan riesgo para la población más cercana de San Ignacio localizada a más 500 m de distancia en su punto más cercano al centro del poblado.

Al realizar una comparación de las concentraciones de metales con los límites antes mencionados, algunos sitios de comunidades tales como la comunidad de La Zacatecana, La pimienta, San Martín y Norias de Vetagrande requieren ser remediados para Cd. En el caso del Hg los sitios de Sombrerete, La Zacatecana, El Lampotal, La pimienta y Norias de Vetagrande sobrepasan el límite. Mientras que para Pb los sitios de San Martín y Sombrerete exceden la concentración límite. Al realizarse una revisión en la literatura entre jales mineros de México, se encontró que los jales de minas antiguas presentaron concentraciones más altas de Cd, Hg y Pb a las encontradas en jales de minas contemporáneas y/o activas. Las concentraciones de Cd y Pb encontrados en ese estudio están dentro del intervalo inferior a los informados a nivel mundial. En tanto que para Hg se podría considerar dentro del intervalo medio.

XIV. RECOMENDACIONES

Como se ha venido mencionando en el desarrollo de este trabajo, los impactos por la actividad minera y metalúrgica, son de gran variabilidad y dependen de diversos factores; en este trabajo solo unos cuantos sitios fueron estudiados, pero dado la inmensidad y la historia minera del Estado de Zacatecas, es necesaria una mayor atención a los diversos sitios que se conoce que tienen problemas asociados a esta actividad y en sitios en donde no son tan evidentes, debido a que la contaminación por metales es un problema ambiental muy serio, que ha tenido o puede tener efectos importantes sobre la salud de sus habitantes a través de generaciones.

Aunque en la actualidad existe un mayor interés en relación al ámbito ambiental y de salud pública, los avances son parciales y contienen características que se deben mejorar, en las cuales puede participar una ciudadanía mejor informada y por lo tanto, que considere sus derechos y obligaciones con relación a su ambiente y salud y no solo en el aspecto económico. Una gran herramienta es la remediación de sitios contaminados, en donde se han aportando elementos técnicos y metodológicos; sin embargo, es necesario avanzar aún más en la implementación de estas técnicas, considerando uno de los principales obstáculos los recursos financieros, particularmente en los sitios abandonados donde no se conoce al dueño o responsable. También es indispensable la participación de la sociedad en el desarrollo y evaluación de las políticas públicas ambientales, ya que es uno de los componentes esenciales para el desarrollo sustentable y un instrumento para una mejor interacción y coordinación entre el gobierno y todos los sectores sociales, pudiendo efectuarse programas de mejora ambiental en industrias mineras y facilitando el intercambio de información entre estos. Además, se requiere establecer una política nacional de educación ambiental para la sustentabilidad del desarrollo que forme parte de educación, con el objeto de generar información que contribuya a la generación de alternativas aplicables para la recuperación de una gran cantidad de sitios contaminados.

XV. LITERATURA CITADA

- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). 1999. Toxicological Profile for Cadmium. Atlanta, GA: U.S. Department Of Health And Human Services, Public Health Service.
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). 2007. Toxicological Profile for Lead (Draft for Public Comment). Atlanta, GA: U.S. Department Of Health And Human Services, Public Health Service.
- Alakangas L., Björn Öhlander B., Lundberg A. 2010. Estimation of temporal changes in oxidation rates of sulphides in copper mine tailings at Laver, Northern Sweden. *Science of the Total Environment* 408: 1386–1392
- Alarcón H. M., González E. S., Flores T. E., 2005. Plantas tolerantes al arsénico y al plomo. *AGROFAZ*. 5(1): 751-754
- Albert, L. A. y Badillo, F. 1991. Environmental lead in México. *Journal of Environmental Contamination Toxicology*, 117:1-49.
- Allan, R. J. 1995. Impact of mining activities on the terrestrial and aquatic environments. In: Salmons W, Förstner U, Mader P (ed) heavy metals, problems and solutions. Springer-Verlag, Berlin, p 120-140.
- Alloway B.J., Jackson A.P. Morgan H. 1990. The accumulation of cadmium by vegetables grown on soils contaminated from a variety of sources *The Science of the Total Environment*, 91:223-236.
- Alloway, B. J. 1995. The Mobilization of Trace Elements in Soils. En: *Contaminated Soils. 3rd International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements*. Edit. INRA, París, 525 pp.
- Anju, M. y Banerjee, D.K. 2010. Comparison of two sequential extraction procedures for heavy metal partitioning in mine tailings. *Chemosphere* 78: 1393–1402

- Arcega-Cabrera, F. E. R. 2006. Factores geoquímicos que regulan los niveles de contaminación, fraccionación geoquímica y toxicidad potencial de plomo derivado de la actividad minera en el río Cacalotenango, Taxco, Guerrero. Tesis de Doctorado. UNAM. 152p.
- Armienta M. A. y Rodriguez C. R. 1993, Estudio de reconocimiento de la contaminación por Arsenico en la zona de Zimapan Hidalgo. Rep Tec., Instituto de geofísica UNAM.
- Armienta M. A. y Rodriguez C. R. 1995, Evaluacion del riesgo ambiental debido a la presencia de arsénico en Zimapan Hidalgo. Memoria final, 42 pp. Instituto de Geofísica, UNAM, Fund. Mapfre, España.
- Bacon J.R., Dinev N.S. 2005. Isotopic characterisation of lead in contaminated soils from the vicinity of a non-ferrous metal smelter near Plovdiv, Bulgaria Environmental Pollution, 134: 247-255.
- Barcelo-Quintal I. D., y Solis-Correa H. 1997. Interacción de Cd y Pb con oxihidróxidos de Fe y Mn en sedimento superficial de la presa J. A. Alzate en el Edo. De México. XI Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales, FEMISCA, A. C. Tomo II.
- Belmont-Bernal, F. 2008. Especiación química secuencial de mercurio en suelos contaminados del Estado de Hidalgo. Tesis de Licenciatura. UNAM. pp. 41.
- Belzunce-Segarra, M.J., Bacon, J.R., Prego, R., Wilson, M.J., 1997. Chemical forms of heavy metals in surface sediments of the San Simon inlet, Ria de Vigo, Galicia. Environmental Science and Health, Part A32, 1271–1292.
- Benin A., Sargent J., Dalton M., Roda, S. 1999. High Concentrations of Heavy Metals in Neighborhoods Near Ore Smelters in Northern Mexico. Environmental Health Perspectives. 107:279-284.
- Berry L. G., y Mason, B., 1959. Mineralogy, concepts, descriptions, determinations, second ed. W. H. Freeman and Company, San Francisco and London, 630 pp.

- Blowes D.W., Ptacek C.J., Jurjovec J. 2003. Mill tailings: hydrogeology and geochemistry. Mineralogical Association of Canada. Environmental Aspects of Mine Wastes. Eds. Jambor J.L., Blowes D.W., Ritchie A.I.M. Chapter 5: Short Course Series, vol 31. Vancouver, British Columbia, Canadá.
- Boularbah, A. Schwartz, C. Bitton, G. Morel, J.L. 2006. Heavy metal contamination from mining sites in South Morocco. 1. Use of a biotest to assess metal toxicity of tailings and soils, *Chemosphere* 63: 802–810.
- Brannon, J.M., Engler, R.M., Rose, J.R., Hunt, P.G. and Smith, I., 1976. Selective analytical partitioning of sediments to evaluate potential mobility of chemical constituents during dredging and disposal operations. U.S. Army Engineer Waterways Operations, Experiment Station Environmental Effects Lab., Rep. D.76.7, 90pp.
- Bryan, G.W. and Langston, W.J. 1992. Bioavailability, accumulation and effects of heavy metals in sediments with special reference to United Kingdom estuaries: a review. *Environmental Pollution* 76: 89-131
- Buatier, Martine D., Sobanska, Sophie y Elsass, Françoise. 2001. TEM-EDX investigation on Zn- and Pb-contaminated soils. *Applied Geochemistry*, 16, p.1165.
- Buchauer M.J. 1973. Contamination of soil and vegetation near a zinc smelter by zinc, cadmium, copper, and lead. *Environmental Science and Tech.* 7:131-135.
- Buchter, B., Davidoff, B., Amacher, M.C., Hinz, C., Iskandar, I.K., Selim, H.M., 1989. Correlation of Freundlich K_d , and retention parameters with soils and elements. *Soil Science* 148, 370–381.
- Buffle, J. y Filella, M. 1995. Global Environmental Change Science: Education and Training, D.J. Waddington (Ed.). NATO ASI Series. Series I: Global Environmental Change. 29, 101-111.
- Buffle, J., Altmann, R.S., Filella, M. y Tessier, A. 1990. Complexing by natural heterogeneous compounds: Site occupation distribution functions, a normalized description of metal complexing. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 54, 1535–1553.

- Bussy A. L. 1996. Mobilite des Metaux dans un systeme Fluvial Urbain. Universidad Paris. Val de Marne specialite: Sciences et techniques de Environment.
- Cala, V., y Kunimine Y. 2003. Distribución de plomo en suelos contaminados en el entorno de una planta de reciclaje de baterías acidas. Revista Internacional de Contaminación Ambiental. 19/003: 109-115.
- Cámara Minera de México (CMM). 2009. Informe anual 2009, LXXII Asamblea General Ordinaria. México. 134pp
- Campanella L., D. D'Oracio, B. M. Petronio and E. Pietrantonio. 1995. Proposal for a metal speciation study in sediments Analytica Chimica Acta. 309: 387-393.
- Cappuyns V., Swennen R., Vandamme A., M. Niclaes M. 2006. Environmental impact of the former Pb–Zn mining and smelting in East Belgium. Journal of Geochemical Exploration 88: 6–9
- Cárabes-Pedroza, J. J., Torres-Navarro, G., Flores-García, J. 1998. Historia activa de México. Editorial Progreso. México. 357pp
- Carrillo-González, R. y González-Chávez, M. C. A. 2006. Metal accumulation in wild plants surrounding mining wastes. México. Environmental Pollution 144: 84-92
- Carrizales L., Razo I., Téllez-Hernández J. I., Torres-Nerio R., Torres A., Batres L. E., Cubillas A.C., Díaz-Barriga F. 2006. Exposure to arsenic and lead of children living near a copper-smelter in San Luis Potosi, Mexico: Importance of soil contamination for exposure of children. Environmental Research. 101:1-10.
- Castro-Larragoitia, J., Kramar, U., Puchelt, H., 1997, 200 years of mining activities at La Paz/San Luis Potosí/México. Consequences for environment and geochemical exploration: Journal of Geochemical Exploration, 58: 81–91.
- CCME Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME). 1999. Canadian Soil Quality Guidelines for the Protection of Environmental and Human Health, Mercury (inorganic).CCME, Winnipeg.

- Cebrian, M. 1998. "Evaluación de la exposición a mercurio en una comunidad de Zacatecas, México". Contrato 98.03.01 Sound Management of chemicals. Actividad 9
- Cebrian, M. E., Albores, A., García-Vargas, G. G., Del Razo, L. M. y Ostrosky-Wegman, P. 1994. Chronic arsenic poisoning in humans: the case of Mexico. In: J.O.
- Nriagu, Editor, Arsenic in the Environment, Part 11: Human Health and Ecosystem Effects, John Wiley, New York, p. 93.
- Chaney R.L., Brown J.L., Stuczyski T.I., Daniels W.L., Henry Ch.L., Li Y.M., Siebielec G., Malik M., Angle S.S., Ryan J.A. y Compton H. 2000. Risk assessment and remediation of soils contaminated by mining and smelting of lead, zinc and cadmium. Revista Internacional de Contaminación Ambiental 16, 175-192.
- Chaney RL .1988. Metal speciation and interactions among elements affect trace element transfer in agricultural and environmental food-chains. In JR Kramer, HE Allen, eds, Metal Speciation: Theory, Analysis, and Application. Lewis Publishers, Chelsea, MI, 221-260 pp.
- Chiprés, J.A., Salinas, J.C., Castro-Larragoitia, J., Monroy, M.G. 2008. soils from the Altiplano Potosino, Mexico: A multi-scale comparison. Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis 8 (3-4), pp. 279-290
- Chlopecka A., Bacon J.R., Wilson M.J. y Kay J. 1996. Forms of cadmium, lead and zinc in contaminated soils from southmest poland. Journal of Environmental Quality 25, 69-75.
- Chung, E.H., Lee, J.-S., Chon, H.-T., Sager, M. 2005. Environmental contamination and bioaccessibility of arsenic and metals around the Dongjeong Au-Ag-Cu mine, Korea. Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis. 5(1): 69-74 .
- Clark, K.F., Foster, C.T., Damon, P.E., 1982, Cenozoic mineral deposits and subduction-related magmatic arcs in Mexico: Geological Society of America Bulletin, 93, 533-544.
- Cleveland, J. M., y Rees, T. F. 1981. Characterization of plutonium in Masey Flats radioactive trench leachates. Science, 212, 1506-1509.

- Concas A., Ardau C., Cristini A., Zuddas P., Cao G. 2006. Mobility of heavy metals from tailings to stream waters in a mining activity contaminated site. *Chemosphere* 63: 244–253
- Csuros, M y Csuros. C. 2002. *Environmental sampling and analysis for metals*. Lewis Publisher. 372 pp.
- Dang Z., Liu Z., Haigh M.J. 2002. Mobility of heavy metals associated with the natural weathering of coal mine spoils. *Environmental Pollution*, 118(3):419-426.
- Daskalakis, K.D. O'Connor, T.P.1995. Normalization and elemental sediment contamination in the Coastal United States, *Environmental Science and Technology* 29 (1995) 470–477.
- Denaix L., Semlali R.M., Douay F. 2002. Dissolved and colloidal transport of Cd, Pb, and Zn in a silt loam soil affected by atmospheric industrial deposition *Environmental Pollution*, 114:29-38.
- Diaz-Barriga, F., Santos, M.A. Mejia, J. J., Batres, L. Yañez, L. Carrizales, L. Vera, E., Del Razo, L. M. y Cebrian, M. E. Arsenic and cadmium exposure in children living near a smelter complex in san Luis Potosi, Mexico. 1993. *Environmental Research* 62: 242-250.
- Diaz-Barriga, F., Batres, L., Calderón, J., Lugo, A., Galvao, L., Lara, I., Rizo, P., Arroyave, M.E., McConnell, R. 1997. The El Paso smelter 20 years later: residual impact on Mexican children. *Environmental Research* 74:11-16.
- Dudka, S. and D. C. Adriano 1997. "Environmental impacts of metal ore mining and processing: a review." *Journal of Environmental Quality* 26(3): 590-602. (SREL Reprint No. 2186).
- Dudka, S., Chlopecka, A., 1990. Effect of solid-phase speciation on metal mobility and phytoavailability in sludge-amended soil. *Water Air and Soil Pollution* 51, 153– 160.
- Durazo J y Ramos V. 1998. Una curiosidad histórica sobre el hidroarsenismo en la comarca Lagunera, *Noticia técnica. Ingeniería Hidraulica en Mexico*. Enero-abril, Mexico D.F.

- EDUNAT III. 1991. Potencial Impacto Ambiental de las Industrias en el Ecuador. Fundación Natura. 641 pp.
- Elliot H. A., B. A. Dempsey and M. J. Maille, J. 1990. Environmental Quality 19:330.
- Elliot H.A, Liberati R, Huang C.P.1996. Competitive adsorption of heavy metals by soils. Journal of Environmental Quality 1986;15:214–9.
- Elliott, H.A., Liberati, M.R., Huang, C.P., 1986. Effects of iron oxide removal on heavy metal sorption by acid subsoils. Water, Air and Soil Pollution 27, 379–389.
- Engler R. M., J. M. Brannon and F. Rose, Chemistry Marine Sediment, ed. T. F. Yen, Ann Arbor Science, Ann Arbor, MI, 1977, p. 163.
- Esterman, A. J. y Maynard, E. J. 1998. Changes in airborne lead particulate in Port Pirie, South Australia, 1986–1996. Environmental Research. 79:122–132.
- Ettler, V., Vanek, A., Mihaljevic M., and Bezdicka P. 2005. Contrasting lead speciation in forest and tilled soils heavily polluted by lead metallurgy. Chemosphere, 58, 1449-1459.
- Evan, N., Edinger, K., Azmy, W., Diegor, P.R. 2008. Siregar Heavy metal contamination from gold mining recorded in Porites lobata skeletons, Buyat-Ratototok district, North Sulawesi, Indonesia, Marine Pollution Bulletin 56 (9) 1553–1569.
- Ferreira da Silva E., I. Bobos, J. Xavier Matos, C. Patinha a, A.P. Reis a, E. Cardoso Fonseca. 2009. Mineralogy and geochemistry of trace metals and REE in volcanic massive sulfide host rocks, stream sediments, stream waters and acid mine drainage from the Lousal mine area (Iberian Pyrite Belt, Portugal) Applied Geochemistry 24: 383–401
- Ferreira da Silva E., Mlayah A., Gomes C., Noronha F., Charef A., Sequeira C., Esteves V., Figueiredo-Marques A. R. 2010. Heavy elements in the phosphorite from Kalaat Khasbamine (North-western Tunisia): Potential implications on the environment and human health. Journal of Hazardous Materials. Articulo en prensa.

- Folk, R.L. 1974. Petrology of sedimentary Rocks. Hemphills Pub. Co., Austin, Texas, p. 151.
- Förstner, U. 1985. Chemical forms and reactivities of metals in sediments, in Chemical Methods for Assessing Bio-available metals in sludges and soil. Leschber, R. D., Davis, R.D. and Hermite, L. Eds., Elsevier, New York. 1.
- Förstner, U. 1993. Feature Extraction in Digital Photogrammetry, Photogrammetry Record, 14(82): 595-611.
- Förstner, U., Camcho, W., Conradt, K., Jaksch, H., Schimkus, C. and Schoer, J., 1981. Chemical speciation of heavy metals in waste materials (sewage sludge, mining waste, dredge materials, polluted sediments) by sequential extraction. Proc. Int. Conf. Heavy Metals in the Environment Amsterdam, CEP Consultants Eds., Edinburgh, 698-704.
- Franzin, W.G., Mcfarlane, G.A. y Lutz, A. 1979. Atmospheric fallout in the vicinity of a base metal smelter at Flin Flon, Manitoba, Canada. Environmental Science and Technology 13: 1513–1522
- García E. A. 1997. Determinación y especiación química de arsénico en sedimentos fluviales del río Toliman, Zimapan, Hidalgo, México. Tesis de Maestría en Ciencias de la Tierra, UACP y P del CCH, UNAM.
- García Vargas, G.G., Rubio Andrade, M., Del Razo Jimenez, L.M., Borja Aburto, V., Vera Aguilar, E., Cebrián García, M. E. 2001. Lead exposure in children living in a smelter community in the Region Lagunera, Mexico. Journal of Toxicology and Environmental Health 62: 417-429.
- García-Meza, J.V., Ramos, E., Carrillo-Chávez, A., Duran-De-Bazúa, C. 2004 Mineralogical and Chemical Characterization of Historical Mine Tailings from the Valenciana Mine, Guanajuato, Mexico: Environmental Implications. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 72 (1), pp. 170-177
- Gerriste, R.G., van Driel, W., 1984. The relationship between adsorption of trace metals, organic matter and pH in temperate soils. Journal of Environmental Quality 13, 197–204.

- Gibbs, R.J., 1973. Mechanism of trace metal transport in rivers. *Nature*, 180:71-73.
- Gibbs, R.J., 1977. Transport phases of transition metals in the Amazon and Yukon rivers. *Geological Society of America Bulletin*, 88: 829-843.
- Gomez-Alvarez A., Meza-Figueroa D., Villalba-Atondo A., Valenzuela-Garcia J.L., Ramirez-Hernandez J., Almendariz-Tapia J. 2009. Estimation of potential pollution from mine tailings in the San Pedro River (1993–2005), Mexico–US border. *Environmental Geology* 57:1469–1479
- Gupta, S.K. and Chen, K.Y., 1975. Partitioning of trace metals in selective chemical fractions of nearshore sediments. *Environmental Letters*, 10: 12~158.
- Gutiérrez-Ruiz M., Romero F. M., y González-Hernández G. 2007. Suelos y sedimentos afectados por la dispersión de jales inactivos de sulfuros metálicos en la zona minera de Santa Bárbara, Chihuahua, México. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*. 24 (2): 170-184
- Hamilton, R.S., Revitt, D.M., Warren, R.S., 1984. Levels and physico-chemical associations of Cd, Cu, Pb and Zn in road sediments. *Science Total Environmental* 33, 59– 74.
- HASWELL, S. J. (ed.), *Atomic absorption spectrometry. Theory, design and applications*. USA. Elsevier Science Publisher. 1991.
- Hatch W. R. y Ott W. L. 1968. Determination of sub-microgram quantities of mercury by atomic absorption spectrophotometry. *Analytical Chemistry* 40 (14): 2085–2087 pp
- Hessling J.L., Esposito M.P., Traver R.P. y Snow R.H. 1986. Results of bench-scale research efforts to wash contaminated soils at battery recycling facilities. En: *Metals speciation, separation and recovery*. (J.W. Patterson y R. Passino, Eds). Lewis Publishers, Chelsea, MI, Vol. 2, pp. 497-511.
- Hill M.K. 1997. *Understanding Environmental Pollution*. Cambridge Univ. Press. 316 pp. Cambridge, EEUU.

- Hilts S. R. 2003. Effect of smelter emission reductions on children's blood lead levels. *Science Total Environment* 303:51-58.
- Hilts, S.R., Goodarzi, F., Sanei, H., Labonte, M., Duncan, W.F. y Bock, S.E. 2003. Effect of smelter emission reductions on children's blood lead levels. *Science Total Environment* 303:51–58.
- Huang, S-J., Chang C-Y., Mui Do T., Chang F-C., Lee M-Y., Wang C-F. 2007. Sequential extraction for evaluating the leaching behavior of selected elements in municipal solid waste incineration fly ash. *Journal of Hazardous Materials* 149: 180–188
- Hunt, A., Johnson D.L., Thornton I., Watt J.M. 1993. Apportioning the sources of lead in house dusts in the London borough of Richmond, England. *Science Total Environment*. 138:183–206.
- Hunter Health. 2003. North Lake Macquarie Blood Lead Monitoring Service Summary of Results (July 2001-June 2002). Public Information Paper. Newcastle, Australia: Hunter Health. February, 1–4.
- Lim Hye-Sook, Lee Jin-Soo, Chon Hyo-Taek, Manfred Sager. 2008. Heavy metal contamination and health risk assessment in the vicinity of the abandoned Songcheon Au–Ag mine in Korea. *Journal of Geochemical Exploration* 96: 223–230
- ILZSG. 1984. International Lead and Zinc Study Group. *World Directory. Lead and Zinc Mines and Primary Metallurgical Works*. London. pp. 24-28.
- INEGI. 2000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. *Estadísticas Históricas de México*. Tomo I. Aguascalientes, Ags. 504 pag.
- INEGI- INE. 2000a. *Indicadores de Desarrollo Sustentable en México*.
- INEGI. 2001. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. *Industria Minero Metalúrgica en México*. Banco de Información Económica. Aguascalientes, Ags., México. Feb 27, Num 025; Abril 30, Num 053.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía. 2005. *Enciclopedia de los Municipios de México, Estado de Zacatecas*. Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal, Gobierno de Zacatecas. México. Disponible en Internet en:

[http://mapserver.inegi.org.mx/geografia/espanol/estados/definiciones/defgeologia.cfm?
c=444&e=32](http://mapserver.inegi.org.mx/geografia/espanol/estados/definiciones/defgeologia.cfm?c=444&e=32)

- INEGI. 2010. Información geográfica por estados, Zacatecas. Disponible en: <http://mapserver.inegi.gob.mx/geografia/espanol/estados/zac/fisio.cfm?c=444&e=10>
- Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal, Gobierno del Estado de Zacatecas. 2009. Enciclopedia de los estados de Mexico, Zacatecas. Disponible en: http://www.e-local.gob.mx/wb/ELOCALNew/enciclo_zac
- Jain CK, 2004. Metal fractionation study on bed sediments of River Yamuna, India. *Wat Res*; 38:569-578
- Jenne, E.A. and Luoma, S.N., 1977. Forms of trace elements in soil, sediments, and associated waters: an overview of their determination and biological availability. In: R.E. Wildung and H. Drucker (Editors), *Biological Implications of metal in the environment*. NTIS (Natl. Tech. Info. Serv.), Springfield, Va., CONF-750929, 110-143.
- Jimenez C., Huante P. y Rincon E. *Restauracion de minas superficiales en Mexico*. Ed. SEMARNAT. Mexico. 2006. 83p
- Kabala, C. and Singh, B.R.. 2001. Fractionation and mobility of Cu, Pb and Zn in soil profiles in the vicinity of a Cu smelter. *Journal of Environmental Quality* 30: 485- 492.
- Kim, M.-J., y Jung, Y. 2004. Vertical Distribution and Mobility of Arsenic and Heavy Metals in and around Mine Tailings of an Abandoned Mine. *Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*. 39(1): 203-222
- Kotrly S y Ladislao S. 1985. *Handbook of chemical Equilibrio in Analytical Chemistry*. Ed. Ellis harwood Limited Jonh Wiley and son.
- Kraus U., Wiegand J.2006. Long-term effects of the Aznalcóllar mine spill—heavy metal content and mobility in soils and sediments of the Guadiamar river valley (SW Spain), *Science of the Total Environmental* 367: 855–871.

- Krishnamurti G. S. R., P. M. Huang, K. C. J. Van Rees, L. M. Kozak and H. P. W. Rostad, *Analyst*, 1995, 120, 659.
- Kuo S, Jellium EJ, Baker AS. 1985. Effects of soil type, liming and sludge application on Zinc and Cadmium availability to Swisschare. *Soil Science* 9: 122:350.
- Kuo, S., Heilman, P.E. y Baker, A.S. 1983. Distribution and forms of copper, zinc, cadmium, iron, and manganese in soils near a copper smelter. *Soil Science* 135:101–109.
- Kwon YT, Lee CW. 2001. Ecological risk assessment of sediment in wastewater discharging area by means of metal speciation. *Microchemical Journal* 70: 255-264
- Lee Churl Gyu, Hyo-Taek Chon, Myung Chae Jung. 2001. Heavy metal contamination in the vicinity of the Daduk Au–Ag–Pb–Zn mine in Korea. *Applied Geochemistry* 16: 1377–1386
- Levy, D.B., Barberik, K.A., Siemer, E.G., Sommers, L.E., 1992. Distribution and partitioning of trace metals in contaminated soils near Leadville, Colorado. *Journal of Environmental Quality* 21, 185–195.
- Li M.S., Luo Y.P., Su Z.Y. 2007. Heavy metal concentrations in soils and plant accumulation in a restored manganese mineland in Guangxi, South China. *Environmental Pollution* 147: 168-175
- Lizárraga- Mendiola L., G. 2008. Afectación de una presa de jales de sulfuros masivos a la hidrogeoquímica de los escurrimientos superficiales aledaños. Tesis de doctorado, Posgrado en Ciencias de la Tierra. Universidad Nacional Autónoma de México. 208p
- Loring D. y R Rantala, 1992. Manual for the geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter. *Earth Science Review* 32:235-283
- Loring, O.H. y Rantala, R.T.T. 1977. *Geochemical Analysis of Marine Sediments and Suspended Particulate Matter*. Technical report 700:58.
- Loska, k., Wiechua, D. y Korus, I. 2004. Metal contamination of farming soils affected by industry. *Environment International*, 30: 159-165.

- Ma, Y. B. y Uren, N. C. 1998. Transformations of heavy metals added to soil application of a new sequential extraction procedure. *Geoderma*. 54, 157-168.
- Manrique-Valle, D. y Vite-Alcocer, A. 2001. Estudio del proceso de beneficio de jales en Zacatecas. Tesis de Licenciatura. UNAM. pp. 86.
- Manzanares-Acuña E, Vega-Carrillo HR, Salas-Luévano MA, Hernández-Dávila VM, Letechipía-de León C, Bañuelos-Valenzuela R. 2006. Niveles de plomo en la población de alto riesgo y su entorno en San Ignacio, Fresnillo, Zacatecas, México. *Salud Publica Mex*;48: 212-219.
- Manzanares-Acuña, E., Vega-Carrillo, H.R., Escobar-Leon, M.C., Letechipía de León, C., Guzmán-Enríquez, L. J., Hernández-Dávila, V.M., Salas-Luévano, M.A. 2005. Evaluación de Riesgos ambientales por plomo en la población de Vetagrande, Zacatecas. Reporte: UaEN/RI-02-PbVG/INE-02/03081204. Unidad Académica de Estudios Nucleares. Universidad Autónoma de Zacatecas.
- Martin J. M. y Meybeck M. 1979. Elemental Mass- balance of material carried by major world rivers. *Marine Chemistry*, 7: 173-206.
- Matlock M.M., Howerton B.S., Atwood D.A. 2002. Chemical precipitation of heavy metals from acid mine drainage. *Water Resources*, 36(19):4757-4764.
- McBride M. B. 1995. Toxic metal accumulation from agricultural use of sewage sludge. Are USEPA regulations protective *Journal of Environmental Quality* 24: 5 – 18.
- McCarthy J. F. y Zachara J. M. 1989. Subsurface Transport of Contaminants. *Environmental Science and Technology*, 23(5), 496-502.
- McKenzie, R.M., 1980. The adsorption of lead and other heavy metals on oxides of manganese and iron. *Australian Journal of Soil Research* 18, 61–73
- McLaren R. G. and D. V. Crawford. 1973. Studies on soil copper: II. The specific adsorption of copper by soils *Journal of Soil Science*, 24, 172.
- Meguellati N., D. Robbe, P. Marchandise and M. Astruc, Proc. Int. Conf. Heavy Metals in the Environment, ed. G. Müller, CEP Consultants, Edinburgh, 1983, vol. 2.

- Méndez, M. y Armienta, M. A. 2003. Arsenic phase distribution in Zimapán mine tailings, México. *Geofísica Internacional.*, 42(1): 131-140
- Mendez-Ramirez M., 2001. Fraccionamiento de Arsenico en jales de Zimapan, Hgo. Tesis de Maestria. Posgrado en Ciencias de la Tierra. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Mendoza-Amézquita E., Armienta-Hernández M.A., Ayora C., Soler A., Ramos-Ramírez E. 2006. Potencial de lixiviación de elementos traza en jales de las minas La Asunción y Las Torres, en el Distrito Minero de Guanajuato, México. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 23(1):75-83.
- Meza-Figueroa D., Maier R. M., De la O-Villanueva M., Gómez-Alvarez A., Moreno-Zazueta A., Rivera J., Campillo A., Grandlic C. J., Anaya R., y Palafox-Reyes J. 2009. The impact of unconfined mine tailings in residential areas from a mining town in a semi-arid environment: Nacozari, Sonora, Mexico. *Chemosphere* 77: 140–147
- Meza-Figueroa, D., Maier R.M., De la O-Villanueva, M., Gómez-Alvarez, A., Moreno-Zazueta, A., Rivera, J., Campillo, A., Grandlic , C.J., Anaya, R., Palafox-Reyes.,J. 2009. The impact of unconfined mine tailings in residential areas from a mining town in a semi-arid environment: Nacozari, Sonora, Mexico. *Chemosphere* 77: 140–147
- Miller W. P., D. C. Martens and L. W. Zelazny. 1986. Effect sequence in extraction of trace metals from soils. *Soil Science Society of America Journal*, 50: 598-601.
- Monroy M., Díaz-Barriga, F., Razo I., Carrizales L., 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. Nota informativa publicada en la pagina de la agenda ambiental de la U. A. S. L. P. México.
- Moody JOURNAL R. y Lindstrom R. M. 1977. Selection and cleaning of plastic containers for storage of trace element samples. *Analytical Chemistry*, 49 (14): 2265-2267.
- Morrison A. L. 2003. An assessment of the effectiveness of lead pollution reduction strategies in North Lake Macquarie, NSW, Australia. *Science of the Total Environment* 303:125-138.

- Moyeda-Sánchez, C.I. 2007. Estudio de la contaminación por metales (Pb, Cd, Zn) en el área urbana de Torreón, Coahuila influenciada por la industria metalúrgica. Tesis de Maestría. Postgrado en Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México. México.
- Moyers, J., Randweiler, L., Hopt, S.Y. y Korte, N. 1977. Evaluation of Particulate Trace Species in Southwest Desert Atmosphere. *Environmental Science and Technology* 11: 789-795.
- Nacht D. M., Gustin M. S., Engle M. A., Zehner R. E. and Giglini A. D. .2004. Atmospheric Mercury Emissions and Speciation at the Sulphur Bank Mercury Mine Superfund Site, Northern California. *Environmental Science And Technology* 38, 1977-1983
- Naidu, R., Bolan, N.S., Kookana, R.S., Tiller, K.G., 1994. Ionic-strength and pH effects on the sorption of cadmium and the surface charge of soils. *Eur. Journal of Soil Science* 45, 419–429.
- Navarro A. , Biester H., Mendoza J. L., Cardellach E. 2006. Mercury speciation and mobilization in contaminated soils of the Valle del Azogue Hg mine (SE, Spain). *Environmental Geology* 49: 1089–1101
- Navarro M.C., Pérez-Sirvent C., Martínez-Sánchez M.J., Vidal J. , Tovar P.J. , Bech J. 2008. Abandoned mine sites as a source of contamination by heavy metals: A case study in a semi-arid zone. *Journal of Geochemical Exploration* 96: 183–193
- Nirel, P., Thomas, A.J. y Martin, J.M. 1985. A critical evaluation of sequential extraction techniques. In: R.A. Bullman and J.R Cooper, *Speciation of fission and activation products in the Environment*. Elsevier, 19-26.
- NOM-021-RECNAT-2000, Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. 85pp. México D.F. México.
- NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, Que establece criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plomo, selenio, talio y vanadio. 70 pp. México D.F. México.

- Novotny, V. 1995. Diffuse sources of pollution by toxic metals and impact on receiving waters. En: Heavy Metals. Problems and Solutions. Springer- Verlag Berlin Heidelberg. 414 pp.
- Nriagu J. y Pacyna I., 1988. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water, and soils by trace metals. *Nature* 333:134-139.
- Olvera-Balderas, D. 2008. Uso de la planta gobernadora (*Larrea tridentata*) como indicador de contaminación por metales pesados (As, Cd y Pb). Tesis de Licenciatura, ITMAZ. pp. 78.
- Ongley, K. L., Sherman, L., Armienta, A., Concilio, A., Ferguson, C. S. 2007. Arsenic in the soils of Zimapán, México. *Environmental Pollution* 145: 793-799.
- Ornelas M, Sanín LH, Romieu I, Díaz-Barriga F, Reza S. Evaluación del riesgo de la intoxicación por plomo en la zona aledaña al fundidor de Avalos, Chihuahua. Reunión Anual de la AFMES; 1999 junio 2-4; San Antonio, Texas, EUA.
- Oyarzun R., Lillo J., López-García J.A. , Esbrí J.M. , Cubas P. , Llanos W. , Higuera P. 2010. The Mazarrón Pb–(Ag)–Zn mining district (SE Spain) as a source of heavy metal contamination in a semiarid realm: Geochemical data from mine wastes, soils, and stream sediments. *Journal of Geochemical Exploration*. Artículo en prensa.
- Páez-Osuna F., Osuna-Lopez J.I., y Griffin J. 1983. Elemental carbon in a tropical coastal lagoon sediment core. *Indian, Journal of Marine Science*, 12: 223-224
- Pagnanelli, F., Moscardini, E., Giuliano, V., Toro, L. 2004. Sequential extraction of heavy metals in river sediments of an abandoned pyrite mining area: pollution detection and affinity series. *Environmental Pollution*, 132, pp. 189-201.
- Pardo, R., Barrado, E., Prez, L., Vega, M., 1990. Determination and speciation of heavy metals in sediments of Pisuegra River. *Water Research* 24, 373–379.
- Parks, A.G., 1965. The isoelectric points of solid oxides, solid hydroxides and aqueous hydroxy complex systems. *Chemical Reviews* 65, 177–195.

- Peacey V. and Yanful E. K. 2003. Metal mine tailings and sludge co-deposition in a tailings pond. *Water, Air, and Soil Pollution* 145: 307–339.
- Pérez-Sirvent C., Martínez-Sánchez, M.J., García-Lorenzo, M.L., Molina, J., Tudela M.L. 2010. Geochemical background levels of zinc, cadmium and mercury in anthropically influenced soils located in a semi-arid zone (SE, Spain). *Bioresource Technology* 101: 5437–5443
- Pineda-Zavaleta, A.P., García-Vargas, G., Borja-Aburto, V.H., Acosta- Saavedra, L.C., Vera-Aguilar, E., Gómez-Muñoz, A., Cebrián M.E. and Calderón-Aranda, M.S. 2004. Nitric oxide and superoxide anion production in monocytes from children exposed to arsenic and lead in region Lagunera, Mexico. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 198: 283-290.
- Placencia-Gómez E., Parviainen A., Hokkanen T., Loukola-Ruskeeniemi K. 2010. Integrated geophysical and geochemical study on AMD generation at the Haveri Au–Cu mine tailings, SW Finland. *Environmental Earth Science*
- Prusty, B. G., Sahu, K. C., Godgul, G. 1994. Metal contamination due to mining and milling activities at the Zawar zinc mine, Rajasthan, India. I. Contamination of stream sediments. *Chemical Geology*. 112, 275-291.
- Ragaini, R. C., Ralston, H. R. y Roberts, N. 1977. Environmental trace metal contamination in Kellogg, Idaho near a lead smelting complex: *Environmental Science and Technology*. 11, 773–781.
- Ramirez- Requelme M.E., J.F.F. Ramosa, R.S. Angelicaa, and E.S. Brabo. 2003. Assessment of Hg-contamination in soils and stream sediments in the mineral district of Nambija, Ecuadorian Amazon (example of an impacted area affected by artisanal gold mining) *Applied Geochemistry* 18: 371–381
- Ramírez-Ortiz J. y Núñez-Monreal J. 2009. Study of Soil Contaminated with Arsenic, Cadmium and Lead in Ancient Tailings in Zacatecas, México. *International Journal of Chemical and Biomolecular Engineering* 2(3):120-124.

- Ramos, L., Hernandez, M., Gonzalez, M.J., 1994. Sequential fractionation of copper, lead, cadmium and zinc in soils from or near Donana National Park. *Journal of Environmental Quality* 23, 50–57.
- Rashed, M.N. 2010. Monitoring of contaminated toxic and heavy metals, from mine tailings through age accumulation, in soil and some wild plants at Southeast Egypt. *Journal of Hazardous Materials*. 178: 739–746.
- Rauret, G., Rubio, R., Lopez Sanchez, J.F. y Casassas, E. 1987. Determination and speciation of copper of a river Mediterranean (River Tenes, Catalonia, Spain). *Water Research* 22 (4):449-455.
- Razo I., Castro, J., Díaz-Barriga, F., and Monrroy M., 2004, Arsenic and heavy metal pollution of soil, water and sediments in a semi-arid climate mining area in México, *Water, Air, and Soil Pollution*, 152: 129–152.
- Reimann, C., Filzmoser, P., Garrett, R.G., 2002. Factor analysis applied to regional geochemical data: problems and possibilities. *Applied Geochemistry* 17 (2), 185–206.
- Robles-Arenas V. M., Rodriguez R., Garcia C., Manteca J. I., Candela L. 2006. Sulphide-mining impacts in the physical environment: Sierra de Cartagena–La Union (SE Spain) case study. *Environmental Geology* (2006) 51: 47–64
- Rodriguez L., Ruiz E., Alonso-Azcarate J., Rincon J. 2009. Heavy metal distribution and chemical speciation in tailings and soils around a Pb–Zn mine in Spain *Journal of Environmental Management* 90: 1106–1116
- Rodríguez-Elizalde M. A., Delgado-Alvarado A., González-Chávez M. C. A., Carrillo-González R., Mejía-Muñoz J. M., y Vargas-Hernández M. 2010. Emergencia y crecimiento de plantas ornamentales en sustratos contaminados con residuos de mina. *Interciencia*. 35(1): 26-32.
- Romero F. M., L. Nuñez, M. E. Gutierrez, M. A. Armienta, A. E. Cenicerros-Gomez. 2010. Evaluation of the Potential of Indigenous Calcareous Shale for Neutralization and Removal of Arsenic and Heavy Metals From Acid Mine Drainage in the Taxco Mining Area, Mexico. *Arch Environmental Contamination Toxicology*. Articulo en prensa.

- Romero FM, Armienta MA, Gonzalez-Hernandez G. 2007. The solid-phase control on the mobility of PTEs in an abandoned lead/zinc mine tailings impoundment, Taxco, Mexico. *Applied Geochemistry* 22:109–127
- Romero, M. F y Gutiérrez-Ruiz M. 2010. Estudio comparativo de la peligrosidad de jales en dos zonas mineras localizadas en el sur y centro de México. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*. 62(1): 43-53
- Romero, M. F., y Gutierrez-Ruiz M. 2008. Problemática ambiental asociada a jales en dos unidades mineras localizadas en el centro y sur de México. Taller iberoamericano de recursos minerales y apoyo a la pequeña minería. La Habana, Cuba.
- Rosas, I. Belmont, R., Armienta A. y Baez A. 1999. Distribution of arsenic levels in dairy farms at Comarca Lagunera, Mexico. *Water, Air, and Soil Pollution* 112: 133-149.
- Rosental, R., Eagle, G. A. y Orren, M. J. 1986. Trace metal distribution different chemical fractions of nearshore marine sediment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 22, 303-324.
- Ruiz-Fernandez, A. C. 1999. Distribucion espacial y temporal de metales pesados en sedimentos lacustres de la cuenca de Mexico: Chalco, Texcoco Y Cuautitlan Izcalli, Estado De Mexico. Tesis de Doctorado. UNAM
- Ryan J.A., Zhang P., Hesterberg D., Chou J. y Sayers D.E. 2001. Formation of chloropyromorphite in a lead-contaminated soil amended with hydroxiapatite. *Environmental Science and Technology* 35, 3798-3803.
- Salomons, W. 1995. Environmental impact of metals derived from mining activities: Processes, predictions and prevention. *Journal Geochemistry*. 52, 5-23.
- Salomons, W. and Förstner, U. 1980. Trace metals analysis on polluted sediments, Part 11. Evaluation of environmental impact. *Environmental and Technology Letters*, 1: 506-517.
- Salomons, W., Forstner, U. 1984. "Metals in the Hydrocycle." Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo. 349p.

- Sánchez, L., E., 1995. Manejo de residuos sólidos en minería. Aspectos Geológicos de Protección Ambiental. Vol. I, UNESCO. 239-250.
- Sánchez-Guerra M. A. 2005. Estudio de la contaminación por metales pesados en el municipio de Guadalupe, Zacatecas. Tesis de Licenciatura. Facultad de estudios superiores iztacala.UNAM.Mexico. 74 pp.
- Sánchez-Rodríguez, M., A. 2007. Plomo en el área urbana de Torreón: concentración total, fraccionamiento geoquímico e isótopos estables. Tesis de maestría. Postgrado en Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Sauquillo, A., Rigol, A. y Rauret, G. 2003. Overview of the use of leaching/extraction tests for risk assessment of trace metals in contaminated soils and sediments. Trends in Analytical Chemistry, 22, pp. 152-159.
- Secretaria de Educación Pública (SEP). Zacatecas. Historia y Geografía. Tercer grado, México, 1997.
- Sekaly, R.P., Alam A., Cohen, L.Y. y Aouad, S. 1999. Early activation of caspases during T lymphocyte stimulation results in selective substrate cleavage in nonapoptotic cells. The Journal of Experimental Medicine, 190: 1879–1890.
- SEMARNAT. 2002. Proyecto de contención del impacto ambiental de los lameros de la presa El Pedernallilo en La Comunidad La Zacatecana municipio de Guadalupe, Zacatecas.
- SEMARNAT. 2007. Estudio técnico justificativo para el cambio de uso de suelo en el predio conocido como La Parroquia en el Municipio de Zacatecas, Zac. Minera Monarca S de RI de CV.
- Servicio Geológico Mexicano (SGM). 2008. Panorama minero del estado de Zacatecas. México. Secretaria de economía. 40pp.
- Servicio Geológico Mexicano (SGM). 2009. Panorama minero del estado de Zacatecas. México. Secretaria de economía. 44pp.

- Shaw S. A., Al T. A., Kerry T.B. MacQuarrie. 2006. Mercury mobility in unsaturated gold mine tailings, Murray Brook mine, New Brunswick, Canada *Applied Geochemistry* 21: 1986–1998
- Sheppard, F. P. 1954. Nomenclature based on sand-silt-clay ratios. *Journal of Sedimentary Petrology*, 151-158.24(3)
- Schuman, L.M. 1983. Sodium hypochlorite methods for extracting microelements associated with soil organic matter. *Soil Science Society of America Journal*. 47:656–660.
- Simon M. U, I. Ortiz, I. Garcia, E. Fernandez, J. Fernandez, C. Dorronsoro, J. Aguilar. 1999. Pollution of soils by the toxic spill of a pyrite mine Aznalcollar, Spain. *The Science of the Total Environment* 242: 105- 115
- Skinner C.D. y Salin E.D. 1995. Determination of lead in soils surrounding a lead-acid battery manufacturer. *Water Quality Research Journal of Canada* 30, 299-304.
- Soto- Jiménez, M.F. y Páez- Osuna, F. 2008. Diagenetic processes on metals in hypersaline mudflat sediments from a subtropical saltmarsh (SE Gulf of California): Postdepositional mobility and geochemical fractions. *Applied Geochemistry*. 23 (5), 1202-1217.
- Soto-Jiménez M. F. 1998. Distribución y concentración de metales pesados en los sedimentos del puerto de Mazatlán y áreas adyacentes, su normalización y fraccionamiento geoquímico. Tesis de Maestría Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México. 245p
- Soto-Jiménez, M. F. y Paez-Osuna, F. 2001. Distribution and Normalization of Heavy Metal Concentrations in Mangrove and Lagoonal Sediments from Mazatlan Harbor (SE Gulf of California) *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 53, 259-274.
- Soto-Jiménez, M. F., Páez-Osuna, F. y Morales-Hernández, F. 2001. Selected trace metals in oysters (*Crassostrea iridescens*) and sediment from the discharge zone of the submarine sewage outfall in Mazatlán Bay (southeast Gulf of California): chemical fractions and bioaccumulation factors. *Environmental Pollution*. 114, 257-370.

- Soto-Jiménez, M.F. y Paez-Osuna, F. 2001. Cd, Cu, Pb, and Zn in Lagoonal Sediments from Mazatlán Harbor (SE Gulf of California): Bioavailability and Geochemical Fractioning. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 66(3): 350-356.
- Soto-Jiménez, M.F., Hibdon, S.A., Rankin, C.W., Ruiz Fernandez, Paez Osuna, F. y Flegal, A.R. 2006. Chronicling a century of lead pollution in Mexico: stable isotopic composition analyses of dated sediment cores. *Environmental Science and Technology* 40, 764-770.
- Spear T.M., Svee W., Vincent J.H., Stanisich N. 1998. Chemical speciation of lead dust associated with primary lead smelting. *Environmental Health Perspectives*, 106:565-571.
- Spearman C. 1904. La prueba y la medida de la asociación entre dos cosas. *American Journal of Psychology*. , 15: 72–101 p
- Stuardo, J. y Villarroel, M. 1976. Lagunas costeras del estado de Guerrero. *Anales ICMYL* 3, pp. 1–180.
- Sutherland, S.A., Tack, F.M.G., Tolosa, C.A., Verloo, M.G., 2000. Operationally defined metal fractions in road deposited sediments, Honolulu, Hawaii. *Journal of Environmental Quality* 29, 1431–1439.
- Swarup, D., Patra, R.C., Naresh, R., Kumar, P., Shekhar, P. y Balagangatharathilagar, M. 2006. Lowered blood copper and cobalt contents in goats reared around lead–zinc smelter. *Small Ruminant Research*, 63, 309-313.
- Tan, L. C., Choa, V., y Tay, J. H. 1997. The influence of pH mobility of heavy metals from municipal solid waste incinerator fly ash. *Environmental Monitoring and Assessment*. 44: 275-284.
- Tapia, Y., Cala, V., Eymar, E., Frutos, I., Gárate, A., Masaguer, A. 2010. Chemical characterization and evaluation of composts as organic amendments for immobilizing cadmium. *Bioresource Technology*. 101: 5437–5443
- Tessier A., Campbell P., Bisson M., 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of Particulate traces metals. *Analytical Chemistry* 51, 844-851.

- Tipping, E., Thompson, D.W., Ohnstad, M., Hetherington, N.B., 1986. Effects of pH on the release of metals from naturally-occurring oxides of Mn and Fe. *Environmental Technology Letters*. 7, 109–114
- Tyler L. D, McBride M. B. 1982. Mobility and extractability of cadmium, copper, nickel and zinc in organic and mineral soil columns. *Soil Science* 134:198–205.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 1997. Technical Guidance Document: Technology Alternatives for the Remediation of Soils Contaminated with As, Cd, Cr, Hg, and Pb, EPA/540/S-97/500. 20pp.
- Ullrich, M. S., Ramsey, H. M. and Helios-Rybicka, E.: 1999, 'Total and exchangeable concentrations of heavy metals in soil near Bytom, an area of Pb/Zn mining and smelting in Upper Silesia, Poland', *Appl. Geochem.* 14, 187–196.
- Ure A.M. 1999. Single extraction schemes for soil analysis and related applications. *Analytica Chimica Acta* 382: 317.
- Ure M, R Thomas y D Littlejohn, 1993. Ammonium acetate extracts and their analysis for the speciation of metal ions in soils and sediments. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*;51: 65-84
- Usero, J., Gamero, M., Morillo, J., Gracia, I., 1998. Comparative study of three sequential extraction procedures for metals in marine sediments. *Environment International* 24, 487–496.
- Usero, J., Morillo, J., Gracia, I. 1997. Contaminación por metales en sedimentos acuáticos. *Tecnología del agua* 166, 44-50.
- USGS. 2008. 2006 Minerals Yearbook Silver. U.S. Geological Survey U.S. Department of the Interior Chapter 68, 1-14.
- Valdés, F. y Cabrera V. M. 1999. La contaminación por metales pesados en Torreón, Coahuila, México. 1ª Ed. Texas Center for Policy Studies, CILADHAC, Torreón, Coahuila. Mexico. Disponible en: <http://www.texascenter.org/publications/torreon.pdf>

- Van Alphen M. 1999. Atmospheric heavy metal deposition plumes adjacent to a primary lead-zinc smelter. *Science of the Total Environment* 236:119-134.
- Van Alphen, M., 1999. Atmospheric heavy metal deposition plumes adjacent to a primary lead-zinc smelter. *The Science of the Total Environment* 236. 119–134.
- Van Erp P. J., Van Lune P. 1991. Long-term heavy metal leaching from soils, sewage sludge and soil/sewage mixtures. *Environmental Science and Technology* 25:706– 11.
- Villaseñor C., M. G. y Gómez-Caballero, J. A., 2005, Caracterización de minerales de plata en minas mexicanas, in Bucio, L. (Ed.) *Cristalografía Fundamentos, Técnicas y aplicaciones*, Sociedad Mexicana de Cristalografía A. C., Conferencias plenarias, p. 335-348.
- Weather Underground. 2010. Zacatecas, Mexico. Disponible en: <http://www.wunderground.com/history/airport/MMZC/2007/11/1/DailyHistory.html?MR=1>
- Wentworth, C.K., 1922, A scale of grade and class term for calstic sediment: *Journal of Geology*, 30: 377-392.
- William, Eckel, P., Rabinowitz, M.B. y Foster, G.D. 2002. Investigation of unrecognized former secondary lead smelting sites: confirmation by historical sources and elemental ratios in soil. *Environmental Pollution*, 117, 273-279.
- Williams D.J., Carter J.P., Morris P.H. 1989. Modelling numerically the life cycle of coal mine tailings. *Proceedings of Twelfth International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering*. 3:1919-1923. Río de Janeiro, Brasil.
- World Health Organization (WHO). 1989. *Environmental Health Criteria 85. Lead*. Geneva, World Health Organization.
- Xian, X., 1989. Effect of chemical forms of cadmium, zinc and lead in polluted soils on their uptake by cabbage plants. *Plant Soil* 113, 257–264.

- Xiao-Hu Li, Zhong-Li Tang, Feng-You Chu, Ling-Yuan Yang. 2010. Characteristics of distribution and chemical speciation of heavy metals in environmental mediums around Jinchang mining city, Northwest China. *Environmental Earth Science*. Artículo en prensa.
- Yan, W.J. Lu, C.W., Chen, F.X. 2000. A preliminary study on soil pollution of heavy metals and strategy against its harm in the suburbs of Wuhu City, *Acta Pedo. Sini.* 37 (1) 136–141.
- Yeh C.Y., Chiu H.Y., Chen R.Y., Yeh K.H., Jeng W.L. y Han B.C. 1996. Monitoring lead pollution near a storage battery recycling plant in Taiwan, Republic of China. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 30, 227-234.
- Young T.M., Heeraman D.A., Sirin G., Ashbaugh L.L. 2002. Resuspension of soil as a source of airborne lead near industrial facilities and highways. *Environmental and Science Technology* 36:2484–2490.
- Zentner, L. E. A. y Rondó P. H. C. 2004. Lead contamination among pregnant Brazilian women living near a lead smelter. *International Journal of Gynecology & Obstetrics*, 87, 147-148.

XVI. ANEXOS

ANEXO 1. Descripción de minas metálicas de Zacatecas, similares a las que generaron los jales en estudio.

Minas Activas

Nombre	Municipio	Elementos	Lat. N	Long. O
San Eligio	Concepción Del Oro	Ag, Pb, Zn, Cu	24°09'	101°38'
+San Martín	Sombrerete	Ag, Pb, Zn, Cu	23°40'	103°44'
Mineral De Sabinas	Sombrerete	Ag, Pb, Zn, Cu	23°38'	103°45'
La Colorada	Sombrerete	Ag, Pb, Zn	23°23'	103°45'
Vetagrande	Zacatecas	Ag, Pb, Zn	22°48'	102°33'
Susticacan	Susticacan	Cantera	22°36'	105°06'
+Francisco I Madero	Zacatecas	Ag	22°49'	102°46'
La Joya	Mazapil	Au, Pb, Zn	24°36'	101°28'
La Esperanza	Mazapil	Au	24°35'	101°25'
San Marcos	Mazapil	Ag, Pb, Zn	24°39'	101 28'
Alicante	Mazapil	Ag, Pb, Zn	24°39'	101°29'
Ónix	Mazapil	Ónix	24°24'	102°04'

+ Minas Relacionadas a este estudio

Minas Inactivas de los municipios muestreados

Nombre	Municipio	Elementos	Lat. N	Long. O
Papantón 111	Sombrerete	Ag, Pb, Zn, Cu	23°38'	103°41'
La Noria 112	Sombrerete	Ag, Pb	23°40'	103°46'
Tocayos 116	Sombrerete	Au, Ag, Pb, Zn	23°37'	103°37'
El Cuervo 130	Sombrerete	Hg	23°25'	103°39'
San Antonio 137	Fresnillo	Ag, Pb, Zn	23°14'	102°52'
Plateros 138	Fresnillo	Au, Ag, Pb, Zn	23°13'	102°51'
Los Cuates 139	Fresnillo	Hg	23°12'	102°44'
Mezquitillos 140	Fresnillo	Hg	23°10'	102°47'
+Vamonos Pedro 145	Vetagrande	Au, Ag, Pb, Zn	22°64'	102°34'
+La Fé 172	Guadalupe	Ag, Pb, Zn	22°43'	102°25'
La Plomosa 174	Vetagrande	Au, Ag, Pb, Zn	22°53'	102°30'
Los Tajos De Pánuco 175	Vetagrande	Au, Ag, Pb, Zn	22°53'	102°32'

+Tahures 176	Zacatecas	Au, Ag, Pb, Zn	22°49'	102°30'
San Herculano 177	Zacatecas	Au, Ag, Pb, Zn, Cu	22°48'	102°32'
+La Flor 178	Zacatecas	Au, Ag, Pb, Zn	22°50'	102°32'
San Tiburcio 179	Zacatecas	Au, Ag, Pb, Zn	22°50'	102°34'
El Bote 181	Zacatecas	Au, Ag, Pb, Zn	22°47'	102°36'
San Bernabé 182	Zacatecas	Au, Ag	22°47'	102°33'
El Cigarrero 183	Zacatecas	Au, Ag, Pb, Zn	22°45'	102°31'
El Nivel 184	Zacatecas	Au, Ag	22°44'	102°35'
+ San Ramón 185	Zacatecas	Au, Ag	22°43'	102°35'
Maravillas 232	Fresnillo	Hg	23°21'	103°15'
Casa Blanca 274	Guadalupe	Ag, Pb	22°55'	102°19'
Dolores 276	Veta Grande	Ag, Pb, Zn	22°51'	102°34'
San Roberto 277	Veta Grande	Ag, Pb, Zn	22°48'	102°37'
El Refugio 278	Zacatecas	Ag, Pb	22°49'	102°34'
Santa Gabriela 279	Veta Grande	Ag, Pb, Zn	22°48'	102°34'
Zacatecana 285	Guadalupe	Ag, Pb, Zn	22°44'	102°27'
+La Blanquita 286	Guadalupe	Ag	22°48'	102°23'
+El Zaguite 287	Guadalupe	Pb	22°47'	102°25'
Cieneguita 291	Fresnillo	Au	23°13'	102°36'
Santa María 295	Zacatecas	Au, Ag, Pb, Zn, Cu	22°34'	102°26'
Proaño-Fresnillo 402	Fresnillo	Ag, Pb, Zn, Fe	23°09'	103°52'

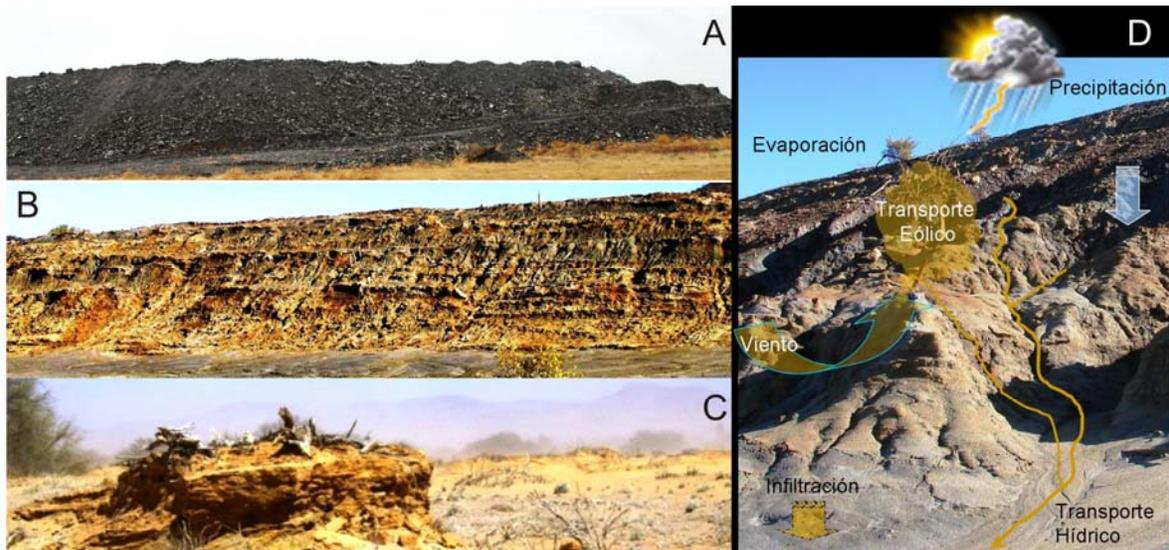
+ Minas relacionadas a este estudio

ANEXO 2.

Fotografía 1. Depósitos de desechos mineros en El Estado Zacatecas

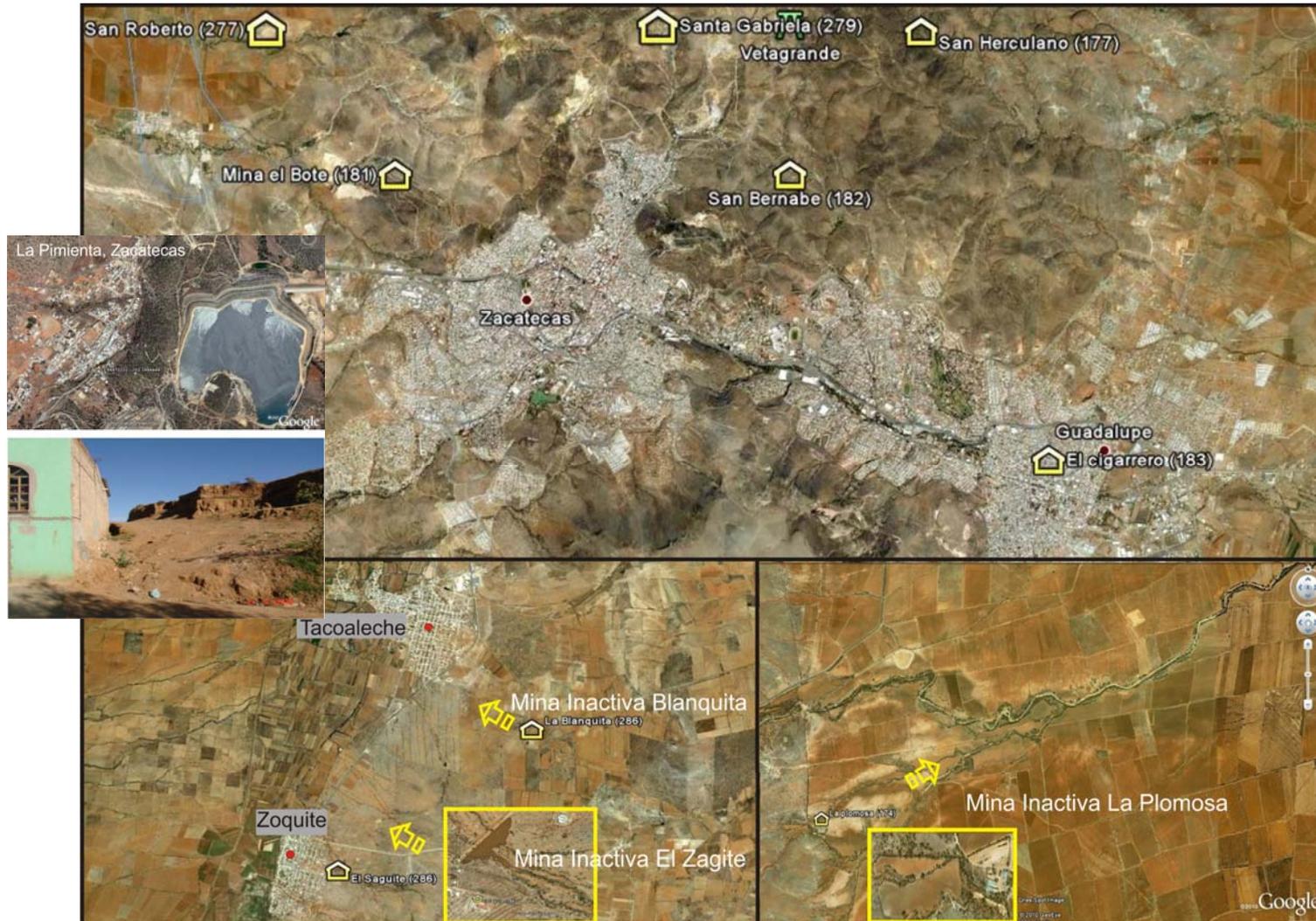


Fotografía 2. Lixiviación de jales mineros



- A) Rocas minerales recién extraídas
- B) Jales en proceso de oxidación y erosión
- C) Jales oxidados y erosionados
- D) Factores de erosión de jales

Fotografía 3. Asentamientos humanos sobre jales mineros



Nota: La ubicación geográfica de las minas señaladas, se encuentran en el Anexo 1.

Fotografía 4. Dispersión de jales en el valle de la Zacatecana



ANEXO 3.

Resumen de los protocolos de fraccionamiento geoquímico existentes en la literatura científica.

Autor	Soluble	Intercambiable	Carbonatos	Fácilmente Reducible	Fácilmente Oxidable	Óxidos de Fe y Mn	Moderadamente Reducible	Materia orgánica y sulfuros	Pobrementemente reducible
MacLaren and Crawford (1973)		CaCl ₂	HOAc		K ₄ P ₂ O ₇ NH ₄ Ox/ HOx		NH ₄ Ox/HOx		*DCB
Gibbs (1973)		MgCl ₂				Na ₂ S ₂ O ₄ + Citrato de Na		NaClO	
Gibbs (1977)		MgCl ₂			NaOCl/DCB				DCB
Gupta y Chen (1975)		NH ₄ OAc ₄	NaOAc	NH ₂ OH- HCl/ HNO ₃			a)Na ₂ S ₂ O ₄ + Citrato de Na b)NH ₂ OH, HCl/ NaOAc	a)H ₂ O ₂ / CH ₃ COONH ₄ / HNO ₃ b)HNO ₃	
Brannon et al. (1976)	H ₂ O	NH ₄ OAc ₄		NH ₂ OH-HCl			Na ₂ S ₂ O ₄ + Citrato de Na	H ₂ O ₂ / NH ₄ OAc ₄ / HNO ₃	
Engler et al. (1977)		NH ₄ OAc		NH ₂ OH-HCl				H ₂ O ₂ / NH ₄ OAc	DCB
[†] Tessier et al. (1979)		MgCl₂	NaOAc			NH₂OH.HCl/ HOAc		H₂O₂/ NH₄OAc	
Meguelliati et al. (1983)		BaCl ₂	NaOAc				NH ₂ OH-HCl / HOAc	H ₂ O ₂ / NH ₄ OAc	
Shuman (1983)		Mg(NO ₃) ₂		NH ₂ OH.HCl	NaOCl		NH ₄ Ox/HOx		
Salomons y Forstner (1984)		NH ₄ OAc	NaOAc	NH ₂ OH.HCl			NH ₄ Ox/HOx	H ₂ O ₂ / NH ₄ OAc	
Miller et al. (1986)		Ca(NO ₃) ₂ /	HOAc/	NH ₂ OH.HCl	K ₄ P ₂ O ₇		NH ₄ Ox/HOx		NH ₄ Ox/HOx

		Pb(NO ₃) ₂	Ca(NO ₃) ₂					
Elliot et al. (1990)		MgCl ₂	NaOAc		Na ₄ P ₂ O ₇		NH ₄ Ox/HOx	
Ure et al. (BCR) (1993)			HOAc	NH ₂ OH.HCl			H ₂ O ₂ / NH ₄ OAc	
Krishnamurti et al. (1995)		Mg(NO ₃) ₂	NaOAc	NH ₂ OH.HCl	Na ₄ P ₂ O ₇		NH ₄ Ox	H ₂ O ₂ / Mg(NO ₃) ₂
Campanella et al. (1995)			NH ₄ OAc	NH ₂ OH.HCl/ HOAc			HCl/ NaOH/ HNO ₃	NH ₄ Ox/AA
Sauquillo et al. (2003) (Modificada BCR)			HOAc	NH ₂ OH.HCl			H ₂ O ₂ / NH ₄ OAc	
Huang et al. (2007) (Modificada de Tessier)	H ₂ O	MgCl ₂	NaOAc			NH ₂ OH.HCl / HOAc	HNO ₃ / H ₂ O ₂	

*Ditiocarbonato

*Protocolo aplicado en este proyecto

Nota: Todas las técnicas descritas poseen de una última fase, la cual se considera como residual.

ANEXO 4. Descripción del protocolo de Tessier et al., 1979

Se colocaron 2 gramos de muestra en tubos de polipropileno para centrifuga de 80 mL.

Fase 1. Adherida intercambiable

1. Se agregaron 15 mL de cloruro de magnesio (1M) y se agitó durante 1h a temperatura ambiente (25°C).
2. Se centrifugó a >3000 rpm durante 20 min.
3. Por decantación y con ayuda de una pipeta desechable se separó el sobrenadante, el cual se transfirió a un frasco debidamente etiquetado con la clave de la muestra y se almacenó para su posterior lectura.
4. A el residuo se le agregaron 8 mL de agua ultrapura, se agitó manualmente y se centrifugó por alrededor de 15 min.
5. El sobrenadante obtenido se desechó y el residuo sedimentado se utilizó en la siguiente fase.

Fase 2. Carbonatada

- Al sedimento residual de la fase 1 se le agregaron 20 mL de solución amortiguadora de acetato acidificada (pH 5) y se agitó por 5h a temperatura ambiente. El pH fue ajustado a 5 cada hora durante el proceso de extracción.
- Pasos 2 al 5, previamente descritos para la Fase 1.

Fase 3. Asociada a oxi-hidróxidos de Fe y Mn

- Al sedimento residual de la fase 2 se le agregaron 35 mL de una solución de clorhidrato de hidroxilamina (1 M) preparada en Acético al 25% (v/v) y ajustada con pH 2. La solución con la muestra se calentó en baño de agua a 96°C por 6h y agitando ocasionalmente cada 30 a 45 min, pasado este tiempo se dejo enfriar.
- Pasos 2 al 5, previamente descritos para la Fase 1.

Fase 4. Enlazada a materia orgánica y sulfuros

- Al sedimento residual de la fase 3 se le agregaron 6 mL de una solución de ácido nítrico (0.02M), y 10 mL de peróxido de hidrógeno al 30% ajustado a pH 2. La disolución se calentó en baño de agua a una temperatura de 85°C con agitación manual ocasional por 2h.
- Se volvió a agregar 6 mL de peróxido de hidrógeno al 30% a pH 2 para continuar con el calentamiento durante 3 horas mas, agitando ocasionalmente. Pasado ese tiempo se dejó enfriar.
- Una vez que la muestra se encontró a temperatura ambiente, se le agregaron 10 mL de acetato de amonio (3.2 M) en ácido nítrico al 20% y se agitó continuamente por 30 min a temperatura ambiente.
- Pasos 2 al 5, previamente descritos para la Fase 1.

Fase 5. Fracción litogénica o residual

Del sedimento residual de la fase 4 se tomó una alícuota seca de 0.2 g de muestra y se procedió a digerir la muestra de acuerdo a la técnica anteriormente descrita para determinar la concentración total de cada metal.

ANEXO 5. Descripción de la metodología para análisis granulométrico de acuerdo a Folk, 1974.

Alícuotas de muestras (~5 g) se lavaron con peróxido de hidrógeno (30%) para eliminar la materia orgánica. Posteriormente se separaron en sus fracciones gruesa (gravas y arenas) y fina (limos y arcillas), pasándolas a través de un tamiz con luz de malla de 62 micras (4 \emptyset). La fracción gruesa ($\leq 4\emptyset$) se secó a 70-75°C, una vez seca, se pesó para conocer el porcentaje correspondiente a esta fracción, después se volvió a pasar por una columna de tamices con diferentes tamaños de malla correspondientes a la clasificación de Wentworth (1922) empezando con 1 \emptyset y terminado en 4 \emptyset (Tabla I). La columna se sometió a agitación mediante un agitador mecánico Ro-Tap durante 5 min. Posteriormente se pesó el material retenido en cada tamiz y se calculó el porcentaje en cada fracción.

Tabla I. Tamices utilizados, equivalencia en mm y su clasificación según Wentworth (1922).

Tamiz	Equivalencia (mm)	Clasificación
1 \emptyset	0.5	Arena grande
2 \emptyset	0.25	Arena media
3 \emptyset	0.125	Arena fina
4 \emptyset	0.063	Arena muy fina
Fondo	<0.063	Limos y arcillas

$\emptyset = -\log_2$ del diámetro (mm)

En cuanto a los limos y arcillas (>4 \emptyset), éstos se transfirieron a una probeta de 1 L de capacidad conteniendo 0.6 g de hexametáfosfato de sodio (que actúa como agente dispersante, evitando la floculación de las partículas) y se aforó a dicho volumen. A continuación se agitó vigorosamente y se procedió a efectuar los pipeteos, tomando

alícuotas de 20 mL en los tiempos y profundidades obtenidos de la ecuación de velocidad de sedimentación de Stokes (Tabla II). La mezcla agua-suelo pipeteada se depositó en crisoles para secarse y llevarse a peso constante, obteniendo así los porcentajes en cada fracción.

Tabla II. Tiempos calculados para la toma de alícuotas

Pipeteo	Tiempo	Profundidad	Ø	Equivalencia (mm)	Clasificación
1	*20 s	20 cm	4	<0.063	Limos muy grandes
2	1min y 45 s	10 cm	5	0.031	Limos grandes
3	6 min y 58 s	10 cm	6	0.0156	Limos medianos
4	28 min	10 cm	7	0.0078	Limos finos
5	1h y 51 min	10 cm	8	0.0039	Limos muy finos
6	3 h y 52 min	5 cm	9	<0.002	Arcillas

*Contados inmediatamente después de haber agitado continuamente.

ANEXO 6. Determinación de carbono inorgánico de acuerdo a Rauret et al., 1987.

El carbono inorgánico (CaCO_3) se determinó mediante titulación invertida con hidróxido de sodio (NaOH). (Rauret et al., 1987). El CaCO_3 contenido en las muestras es sometido a un proceso de disolución con HCl. El remanente de HCl es determinado mediante una titulación con NaOH para determinar la cantidad consumida en la disolución del CaCO_3 , con lo cual es posible conocer la cantidad de este compuesto contenida en la muestra. El procedimiento analítico se describe a continuación: se pesaron ~0.5 g de muestra de suelo seco y pulverizado, en tubos de centrifuga de 50 mL, se añadieron 10 mL de HCl (1N). Los tubos se sometieron a agitación (180 rpm) durante 10 min para posteriormente ser centrifugados durante otros 10 min a 4000 rpm. Después de la centrifugación, se separó el sobrenadante en matraces Erlenmeyer de 250 mL, y se titula el exceso de HCl con NaOH 0.5 N empleando fenolftaleína al 1% como indicador.

Para el cálculo se preparó una curva de calibración con CaCO_3 incluyendo las siguientes concentraciones 0, 0.005, 0.01, 0.025, 0.050, 0.1, 0.2, 0.3 y 0.4 g/mL de carbonato de calcio, se interpolaron los volúmenes de NaOH consumidos en cada titulación. Se recomienda la estandarización de la determinación de carbonatos, usando CaCO_3 grado reactivo, seco en la estufa y almacenado en desecador (Stuardo y Villarroel, 1976; Ruiz-Fernández, 1999).

ANEXO 7. Determinación de Carbono orgánico de acuerdo a Loring y Rantala, 1977

El contenido de carbono orgánico (Corg) se analizó mediante la oxidación de una porción de la muestra con dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$) en ácido Sulfúrico (H_2SO_4), utilizando el calor exotérmico del ácido; posteriormente el exceso de $K_2Cr_2O_7$ se titula con una solución de sulfato ferroso amoniacal ($Fe(NH_4)_2(SO_4)_2 \cdot 6H_2O$) (Loring y Rantala, 1977; Páez-Osuna et al., 1983). El procedimiento consiste en añadir 10 mL de $K_2Cr_2O_7$ 1N y 20 mL de una solución de 2.5 g de Ag_2NO_3 en H_2SO_4 concentrado a ~0.5g de muestra seca y molida, y se deja reposar durante 30 min sobre una plancha de calentamiento a $140^\circ C$. Una vez transcurridos los 30 min, las muestras se aforan a 200 mL con agua destilada, se añaden 20 mL de ac. ortofosfórico (H_3PO_4) al 85%, 0.200 g de fluoruro de sodio (NaF) y 15 gotas de difenilamina ($C_{12}H_{11}N$) como indicador y se titula el exceso de $K_2Cr_2O_7$ con una solución de $Fe(NH_4)_2(SO_4)_2 \cdot 6H_2O$ al 0.5N.

Para el cálculo de Corg se procede a preparar una curva de calibración usando dextrosa como estándar ($C_6H_{12}O_{16}$) previamente seca en estufa a $100^\circ C$ durante 24 h; (39.99% de carbono), en la que se interpolaron los volúmenes de $Fe(NH_4)_2(SO_4)_2 \cdot 6H_2O$ gastados en titular las muestras. El estándar inicial es una solución de 2.5 g de dextrosa (equivalente a 1 g de C) en 100 mL de agua destilada, que equivalen a 10 mg de C/mL y se usaron diluciones de 0 a 20 mg de carbono (es decir: 0, 0.25, 0.50, 1.0 y 2.0 mL de solución de dextrosa).

ANEXO 8. Parámetros fisicoquímicos y concentración de metales de los suelos circundantes a la Recicladora de metales I. O Gildardo.

NOMBRE	Latitud	Longitud	Orient	Al %	Zn µg/g	Hg µg/g	Pb µg/g	Cd µg/g	A %	L %	Arc %	Finos %	MZ Ø	σ Ø	MO. %	CaCO3 %	pH	EC µS/cm	Distacia km
Radial 1	23.336	102.984	NE	2.3	174	1.2	22	0.2	5	60	35	95	7.7	2.0	7	10	6.7	1365	1.73
Radial 2	23.336	102.987	NE	1.9	38	1.0	14	0.1	80	13	7	20	3.4	2.1	5	6	5.8	720	1.50
Radial 3	23.336	102.993	NE	4.7	31	0.9	20	0.0	79	11	10	21	3.4	2.5	4	1	7.0	495	1.02
Radial 4	23.337	102.994	NE	6.1	66	0.8	24	0.1	26	50	24	74	6.0	2.7	7	4	7.5	2215	1.03
Radial 5	23.337	102.996	NE	4.7	57	1.1	21	0.1	72	28	0	28	3.5	2.3	8	5	7.5	1300	0.91
Radial 6	23.336	102.993	NE	1.7	39	0.4	10	0.1	69	22	9	31	3.7	2.7	5	6	7.2	800	0.98
Radial 7	23.338	102.998	N	3.0	44	0.3	16	0.1	67	16	17	33	3.9	3.1	2	3	7.4	385	0.94
Radial 8	23.337	102.999	N	3.0	31	0.7	19	0.0	69	1	30	31	2.1	2.6	6	4	7.4	85	0.90
Radial 9	23.337	103.000	N	4.5	39	1.1	19	0.0	66	19	15	34	3.9	2.7	4	4	7.2	440	0.90
Radial 10	23.336	103.001	N	2.9	45	0.7	36	0.1	74	13	13	26	3.7	2.8	10	5	7.1	465	0.73
Radial 11	23.337	103.006	NO	4.4	66	0.7	33	0.1	21	58	22	79	6.4	2.6	13	9	6.5	790	1.05
Radial 12	23.339	103.004	NO	4.8	48	1.0	22	0.1	74	14	12	26	3.5	2.8	3	2	6.8	495	1.16
Radial 13	23.338	103.000	N	4.3	58	1.2	25	0.1	66	23	11	34	3.9	2.7	10	3	7.8	1385	1.02
Radial 14	23.335	103.006	NO	4.4	62	0.8	21	0.1	32	44	24	68	6.0	3.1	6	5	6.6	1125	0.90
Radial 15	23.335	103.008	NO	4.5	67	1.0	28	0.1	6	73	21	94	7.5	1.8	5	4	7.1	625	1.11
Radial 16	23.335	103.010	NO	3.4	48	2.9	13	0.2	55	27	17	45	4.7	2.9	4	5	6.8	720	1.25
Radial 17	23.334	103.004	NO	2.2	48	0.9	26	0.1	56	32	13	44	4.6	2.7	5	5	7.1	835	0.72
Radial 18	23.334	103.005	NO	4.9	52	1.0	162	0.0	21	67	13	79	6.0	2.3	10	5	7.0	1650	0.77
Radial 19	23.334	103.007	NO	5.3	69	1.2	23	0.2	17	61	22	83	6.4	2.4	5	2	6.7	495	0.90
Radial 20	23.333	103.003	NO	3.1	40	1.4	26	0.0	84	10	6	16	3.0	2.1	7	3	6.3	490	0.57
Radial 21	23.333	103.001	N	4.8	36	1.0	30	0.1	84	9	8	16	3.0	2.3	4	3	7.0	880	0.46
Radial 22	23.332	103.001	N	4.8	36	0.9	26	0.1	72	19	8	28	3.5	2.5	6	4	7.1	1045	0.36
Radial 23	23.333	102.998	N	5.2	40	1.8	36	0.2	75	14	10	25	3.5	2.4	7	3	7.1	435	0.46
Radial 24	23.332	102.998	NE	4.5	46	0.9	135	0.2	61	26	13	39	4.3	2.8	6	4	7.0	1045	0.38

Radial 25	23.332	102.999	N	4.7	41	1.1	75	0.1	63	28	9	37	3.9	2.8	8	2	6.8	905	0.28
Radial 26	23.333	102.997	NE	5.4	36	0.7	31	0.1	77	15	8	23	3.3	2.3	2	3	7.1	440	0.47
Radial 27	23.331	102.998	NE	3.1	39	0.9	27	0.1	72	19	8	28	3.5	2.3	5	3	7.1	385	0.31
Radial 28	23.330	102.998	E	5.2	47	1.1	171	0.1	70	19	11	30	3.7	2.4	4	4	7.1	455	0.19
Radial 29	23.330	102.999	E	3.1	60	0.5	369	0.5	54	34	11	46	4.3	2.4	7	3	6.9	410	0.10
Radial 30	23.330	102.999	NE	2.9	92	0.9	922	1.5	54	35	11	46	4.5	2.5	9	2	6.7	520	0.15
Radial 31	23.330	103.000	N	3.9	133	0.8	4824	1.5	55	33	12	45	4.4	2.6	9	5	6.7	750	0.12
Radial 32	23.330	103.001	NO	5.0	64	0.9	858	0.5	77	14	9	23	3.5	2.4	4	3	6.8	350	0.17
Radial 33	23.329	103.000	SE	4.3	465	1.1	9216	9.1	70	19	12	30	3.7	2.6	3	4	6.7	4110	0.06
Radial 34	23.329	102.999	SE	4.2	52	0.8	454	0.5	79	15	6	21	3.3	2.1	8	4	7.1	745	0.03
Radial 35	23.329	103.001	SO	5.1	219	2.3	5935	4.8	55	32	13	45	4.5	2.5	6	4	6.8	515	0.12
Radial 36	23.329	103.002	O	5.1	57	1.0	317	0.3	63	25	13	37	4.1	2.9	9	6	6.5	525	0.23
Radial 37	23.330	103.002	O	4.5	56	1.3	287	0.7	85	15	0	15	2.6	1.7	8	3	6.5	365	0.21
Radial 38	23.330	103.002	O	3.3	76	0.4	86	0.2	56	37	7	44	4.2	2.2	12	11	7.3	1625	0.21
Radial 39	23.329	103.009	O	5.1	77	1.0	315	0.2	59	25	16	41	4.4	2.9	5	4	6.9	605	0.99
Radial 41	23.329	103.004	O	4.5	85	0.6	529	2.4	76	17	7	24	3.2	2.4	7	5	6.4	505	0.46
Radial 42	23.329	103.002	O	5.6	47	0.8	109	0.1	74	15	10	26	3.4	2.5	4	3	6.2	260	0.23
Radial 43	23.330	103.002	O	3.8	51	0.9	456	0.2	87	8	5	13	2.8	2.1	6	9	6.0	440	0.27
Radial 44	23.331	103.003	NO	5.3	35	0.9	195	0.2	90	6	3	10	3.0	1.6	6	4	6.1	430	0.32
Radial 45	23.329	103.002	O	3.7	49	0.5	205	0.2	82	13	5	18	3.0	2.2	10	5	6.4	845	0.23
Radial 47	23.328	103.009	O	3.5	38	0.8	17	0.0	79	17	4	21	3.4	1.9	4	1	6.6	680	1.00
Radial 48	23.328	103.006	O	3.4	39	0.5	21	0.1	87	13	0	13	2.6	1.5	7	3	6.8	935	0.67
Radial 49	23.328	103.004	SO	4.4	35	0.9	24	0.1	87	8	5	13	2.9	2.0	5	4	6.9	855	0.46
Radial 50	23.327	103.004	SO	5.5	37	0.9	23	0.1	78	12	9	22	3.4	2.3	8	2	6.9	415	0.48
Radial 52	23.327	103.002	SO	6.2	43	1.5	25	0.0	70	18	13	30	3.8	2.7	4	3	7.4	220	0.31
Radial 53	23.328	102.999	S	4.0	39	0.8	17	0.1	71	29	0	29	3.6	2.2	2	3	6.2	410	0.16
Radial 54	23.328	102.998	SE	3.5	55	0.6	23	0.1	57	37	6	43	4.2	2.2	7	5	8.1	2785	0.29
Radial 55	23.326	102.998	SE	4.9	37	1.7	21	0.0	81	11	8	19	3.4	2.2	3	2	7.1	235	0.37
Radial 56	23.327	102.999	S	5.4	0	0.0	132	0.4	13	51	36	87	6.6	2.9	10	5	6.5	730	0.25

Radial 57	23.326	103.001	S	4.0	54	0.5	29	0.1	42	37	21	58	5.5	2.5	6	3	7.4	1060	0.39
Radial 58	23.326	103.003	SO	3.9	60	0.7	40	0.1	67	26	7	33	3.8	2.2	8	9	7.8	1090	0.49
Radial 59	23.326	103.005	SO	4.7	72	1.2	19	0.1	23	63	14	77	6.1	2.4	5	4	5.7	340	0.68
Radial 60	23.326	103.009	SO	3.6	76	0.5	30	0.1	69	24	7	31	3.0	2.6	5	7	6.2	545	0.97
Radial 61	23.326	103.012	O	2.8	48	1.3	20	0.1	83	13	4	17	2.9	1.8	5	5	5.8	720	1.26
Radial 62	23.324	103.012	SO	2.7	51	0.6	21	0.1	89	9	2	11	2.6	1.6	5	1	7.5	840	1.35
Radial 63	23.324	103.013	SO	3.4	39	0.8	23	0.1	87	10	2	13	2.7	1.6	4	5	6.5	1130	1.44
Radial 64	23.326	103.003	SO	4.0	45	0.5	20	0.1	87	11	2	13	3.0	1.7	3	4	7.5	600	0.49
Radial 65	23.321	103.012	SO	3.7	83	0.6	16	0.1	58	29	13	42	4.7	2.2	7	5	7.6	2255	1.58
Radial 66	23.325	103.010	SO	3.5	56	1.0	22	0.8	63	31	6	37	4.1	2.3	8	7	6.6	735	1.14
Radial 67	23.325	103.005	SO	4.1	82	0.6	30	0.1	51	40	10	49	4.7	2.6	7	6	7.1	990	0.75
Radial 68	23.322	103.006	SO	5.2	47	0.4	18	0.1	81	17	2	19	3.0	1.9	10	4	7.0	830	1.03
Radial 69	23.325	103.002	S	4.6	40	0.2	9	0.0	74	26	0	26	3.8	2.4	3	3	7.7	360	0.54
Radial 70	23.325	103.000	S	4.4	40	0.8	19	0.0	81	12	7	19	3.1	2.2	6	5	6.9	630	0.44
Radial 71	23.326	102.999	S	3.7	45	0.7	19	0.1	81	13	5	19	3.3	2.0	5	4	7.5	680	0.41
Radial 72	23.325	102.996	SE	3.1	56	0.5	19	0.1	73	23	3	27	3.4	2.0	5	9	8.0	1000	0.58
Radial 73	23.328	102.996	SE	3.2	31	0.8	17	0.1	92	4	4	8	2.6	1.7	4	8	6.9	700	0.39
Radial 74	23.329	102.996	E	8.8	83	1.1	47	0.1	93	4	2	7	2.5	1.5	6	4	7.3	645	0.34
Radial 75	23.331	102.994	E	3.0	42	0.5	20	0.1	71	26	3	29	3.6	2.1	6	6	6.8	810	0.60
Radial 76	23.328	102.994	E	4.0	64	0.7	15	0.1	57	20	23	43	4.6	3.2	6	7	7.1	6955	0.58
Radial 78	23.326	102.996	SE	3.8	56	0.5	35	2.7	78	17	6	22	3.2	2.2	6	8	7.2	790	0.50
Radial 79	23.324	102.995	SE	2.6	40	0.3	19	1.2	85	10	6	15	2.6	2.1	6	11	6.5	640	0.75
Media				4.1	61	0.9	360	0.4	66	24	10	34	3.9	2.3	6	5	6.9	894	0.63
DE				1.1	56	0.4	1359	1.2	21	16	8	21	1.2	0.4	2	2	0.5	931	0.41
Min				1.7	0.1	0.0	9	0.0	5	1	0	7	2.1	1.5	2	1	5.7	85	0.03
Max				8.8	465	2.9	9216	9	93	73	36	95	7.7	3.2	13	11	8	6955	1.73

ANEXO 9. Clasificación de los parámetros fisicoquímicos del suelo de acuerdo con la NOM-021-RECNAT-2000.

Clasificación y efectos	Intervalos
Materia orgánica (M.O.)	
	%
Muy bajo	< 4.0
Bajo	4.1 – 6.0
Medio	6.1 – 10.9
Alto	11 - 16
Muy alto	> 16.1
CaCO₃	
	%
Muy bajo	< 0.5
Bajo	0.5 - 2
Mediano	2.1- 15.9
Alto	16 - 40
Muy alto	> 40
PH	
Fuertemente ácido	< 5.0
Moderadamente ácido	5.1 – 6.5
Neutro	6.6 – 7.3
Medianamente alcalino	7.4 – 8.5
Fuertemente alcalino	> 8.5
CE	
	µS/cm
Efectos despreciables de salinidad	< 1000
Muy ligeramente salino	1000 – 2099
Moderadamente salino	2100 – 4099
Salino	4100 – 8099
Fuertemente salino	8100 – 16000
Muy fuertemente salino	> 16000

ANEXO 10. Parámetros fisicoquímicos y concentración de metales de los suelos de los suelos de las comunidades

Estación	Clave	C Org.	CaCO ₃	pH	E C	A	L	Arc	Al	Zn	Pb	Cd	Hg	Localización	
		%	%		μS/cm	%	%	%	%	μg/g	μg/g	μg/g	μg/g	Latitud	Longitud
Presa Bañuelos	SC1	4.42	7.06	6.61	955	0	44.0	56.0	6.9	110.6	7.17	0.05	0.18	22.573	102.496
Laguna La Zacatecana	SC2	3.55	8.51	6.37	2260	62.5	25.7	11.8	4.2	220.5	158	3.54	6.14	22.734	102.457
Col. La campesina	SC3	18.9	12.3	6.55	2275	82.9	14.8	2.28	3.0	181.5	54.6	0.16	3.54	22.738	102.527
Frac. DIF Central Camionera	SC4	8.34	11.2	6.62	1030	69.9	11.8	18.3	2.8	264.2	38.7	0.36	3.93	22.753	102.579
Comunidad Santa Mónica	SC5	2.10	11.6	5.67	625	81.9	10.2	7.98	1.8	96.9	119	0.45	2.59	22.754	102.423
Comunidad Zóquite	SC6	5.65	10.3	5.69	1010	49.1	31.4	19.5	3.2	292.5	118	0.56	4.66	22.784	102.420
Comunidad La Pimienta	SC7	2.58	25.9	5.70	20000	70.6	19.6	9.82	0.2	291.8	39.5	4.87	2.18	22.789	102.674
Comunidad Tacoaleche	SC8	3.96	17.9	7.18	2405	71.4	27.3	1.34	1.5	79.0	19.1	0.14	1.28	22.821	102.401
Comunidad Norias de Gringo	SC9	1.01	7.97	7.38	655	72.1	19.8	8.18	3.4	127	25.6	0.30	1.24	22.848	102.715
Norias De Veta Grande	SC10	3.01	12.8	6.19	1240	62.0	19.6	18.1	2.4	238	23.4	0.34	4.15	22.875	102.400
Comunidad El Lampotal	SC11	2.76	10.0	6.80	2905	72.9	15.5	11.6	1.5	473	8.37	1.22	13.6	22.897	102.420
Esc Sn Martin	SC12	25.9	15.0	7.19	2815	57.8	33.3	8.88	2.8	1832	1055	17.6	1.68	23.670	103.749
San Martin - 1	SC12	2.63	6.99	5.92	645	67.6	28.4	4.01	2.8	3395	953	19.7	3.50	23.670	103.749
Sistema de agua Bañuelos pozo N. 3	SP1	3.11	7.13	6.39	710	53.1	24.8	22.1	4.1	70.8	6.81	0.03	1.01	22.654	102.530
Sistema de agua Benito Juárez pozo N.4	SP2	1.37	6.68	6.64	800	53.3	34.2	12.6	4.1	78.8	14.1	0.03	0.13	22.687	102.706
Sistema de agua La Pimienta pozo N.1	SP3	3.48	8.59	5.86	645	46.0	32.5	21.5	4.0	393.8	70.7	0.38	2.02	22.788	102.673
El Lampotal pozo de agua N.1	SP4	0.94	10.8	6.83	1560	60.5	28.3	11.3	4.6	383	122	0.42	5.13	22.897	102.420
Sombreroete pozo de agua N.1	SP5	4.06	8.13	5.73	470	51.7	36.5	11.8	4.3	565	652	2.38	11.5	23.727	103.682
Sombreroete pozo de agua N.4	SP6	3.02	4.26	5.93	150	23.8	39.6	36.6	4.7	132	28.5	0.15	1.25	23.749	103.676

Comunidad La Pimienta -2	SPC1	1.61	5.54	6.51	3050	65.1	28.6	6.26	2.6	2802.8	1120	2.79	184	22.789	102.674
Crucero Peñoles	SPC2	2.68	5.67	6.68	380	48.4	27.9	23.7	2.2	124	20.1	0.15	0.54	22.825	102.717
Noria de Gringos-2	SPC3-1	5.48	9.28	6.45	600	56.7	14.8	35.3	3.0	209	114	0.74	2.12	22.848	102.715
Noria de Gringos-3	SPC3-2	5.41	9.13	6.81	870	33.6	43.4	23.0	4.8	140	52.9	0.20	1.43	22.848	102.715
Norias de Vetagrande -2	SPC4	1.95	7.18	6.46	5965	56.9	26.0	17.1	2.5	6427	1184	42.7	50.1	22.872	102.418
Sistema de agua la Joya pozo N. 8	SPC5	6.85	7.58	6.56	815	31.8	37.2	31.0	3.1	152	22.4	0.17	1.06	22.913	102.664
	X	4.56	9.05	6.43	1845	43.1	32.8	24.3	3.5	601	184	3.03	9.43		
	DE	4.99	4.24	0.45	3458	28.4	14.0	17.4	1.5	1294	357	8.43	32.6		
	Min	0.94	4.26	5.67	150	0	10.15	1.34	0.2	70.8	5.42	0.03	0.10		
	Max	25.9	25.9	7.38	20000	82.9	63.4	64.4	6.9	6427	1184	42.7	184		
