



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE INGENIERÍA

“Remediación de suelos contaminados con As, Cd y Pb en
complejo metalúrgico I.M.S.S.A. San Luis Potosí, utilizando
separación magnética y lavado de suelos”.

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:
INGENIERA GEÓLOGA

PRESENTA

Gladys Xilotl De Jesús

DIRECTOR DE TESIS
Dr. Francisco Martín Romero

JURADO EXAMINADOR

- 1) M. en I. José Enrique Santos Jallath
- 2) Dr. José Antonio Hernández Espriú
- 3) Dra. Ana María Soler Arechalde
- 4) Dra. Laura Mori



MÉXICO D.F. SEPTIEMBRE 2013

AGRADECIMIENTOS

A mis padres Lucila y René que me dieron esta maravillosa vida, son ustedes las personas que más admiro y respeto. Gracias por estar conmigo en todo momento, por apoyarme y motivarme siempre a ser una gran persona, no olvido los consejos, los regaños, las palabras de amor, los abrazos y besos que siempre me dieron, soy muy afortunada y me siento muy orgullosa de ser su hija. Los amo con toda mi vida.

A mi hermanita Nancy, porque sé que siempre contaré contigo y sabes perfectamente que siempre te apoyaré; A mi abuelita Felicitas por toda su bondad y cariño; A mi tío Carlos, por amarme tanto, siempre formarás parte de esa fuerza que me anima a seguir adelante, vives en mí. Gracias a todos mis familiares.

A los amigos de mi vida: Oliver, por creer en mí siempre; Lau, por ser mi confidente; Víctor, por ayudarme incluso cuando fuimos unos desconocidos y por todas las porras que me echas; A mis amigos del museo de geología, Doncan, Ale, Andrés, Eli, Charlie, Ari, gracias por enseñarme tanto y aprender conmigo; A mis compañeros del tenis Alex, Mire, Aida, Yessi, Pao, Faty, Paco, Juan y Fany, porque en todo este tiempo he recibido palabras de aliento.

A mis amigos de la gloriosa Facultad de Ingeniería, Mich, Are, Jebús, Aldo, Chucho, Eder, Beto, gracias por su amistad es invaluable para mí, fue un placer compartir tantos momentos a su lado y los viajes con ustedes son de los mejores que he tenido, son muy especiales en mi vida, los quiero muchísimo.

Sylvia Nallely gracias porque de todos los amigos que pude tener, tú eres increíble y estás conmigo en cualquier momento, valoro mucho todo lo que he aprendido de ti, tu apoyo incondicional, sin duda alguna eres la mejor compañía que puedo tener, te adoro y gracias también a tu familia, por su amabilidad, sus consejos, el cariño y la música que me brindan.

A la Universidad Nacional Autónoma de México, por todo el conocimiento y satisfacciones que me ha dado, es un orgullo pertenecer a la máxima casa de estudios del país, gracias a la Facultad de Ingeniería, al Instituto de Geología, al Museo del Instituto de Geología, porque en cada rincón de estos lugares, aprendí algo nuevo y viví experiencias inolvidables.

Gracias a mi director de tesis Dr. Francisco Romero y a mis sinodales Dra. Laura Mori, M. en I. José Santos Jallath, Dr. Antonio Hernández Espriú y Dra. Ana Soler Arechalde, por la atención y dedicación que le brindaron a esta tesis, por cada corrección y sugerencia que me hicieron, por el aprendizaje y el apoyo que me dieron.

Al Universo, a la vida, al destino porque todo lo que pasa en mi vida sucede por algo y ese algo es para aprovecharlo y ser mejor día con día. Gracias totales.

Índice

Resumen.	
Introducción.	
Capítulo 1. Marco geográfico, geológico y ambiental.	
1.1. Ubicación de la zona de estudio.	1
1.2. Marco geológico.	1
1.2.1. Litología y estratigrafía.	2
1.2.2. Geología local.	4
1.2.3. Rasgos estructurales.	6
1.2.4. Aspectos hidrogeológicos.	7
1.3. Clima.	9
1.3.1. Vientos.	11
1.4. Tipo de suelos.	12
1.4.1. Suelo local.	13
1.5. Estudios ambientales.	14
1.5.1. Riesgo a la salud y al ambiente.	16
1.5.2. Distribución de diferentes grados de contaminación.	17
Capítulo 2. Marco teórico.	
2.1. Contaminación de suelos.	20
2.1.1. Metales pesados.	20
2.1.2. Toxicidad de As, Cd y Pb.	22
2.1.3. Fuentes de contaminación.	23
2.2. Gestión ambiental en México.	24
2.3. Remediación de suelo.	28
2.3.1. Tecnologías de remediación de suelos contaminados con metales.	29
2.3.2. Tratamientos fisicoquímicos.	29
2.3.3. Separación física.	30
2.3.4. Lavado de suelos.	31
2.4. Conceptos de magnetismo ambiental.	31
2.4.1. Susceptibilidad magnética.	32
2.4.2. Aumento magnético.	34
Capítulo 3. Metodología.	
3.1. Muestreo.	36
3.2. Caracterización de las muestras.	39

3.2.1. Potencial de hidrógeno (pH).	39
3.2.2. Conductividad eléctrica.	40
3.2.3. Susceptibilidad magnética.	41
3.2.4. Concentración total de EPT.	42
3.2.5. Concentraciones geodisponibles de EPT.	43
3.2.6. Concentración de iones mayores.	43
3.3. Alternativas de tratamiento.	44
3.3.1. Separación magnética.	44
3.3.2. Lavado de suelo.	46
3.4. Protocolo de trabajo.	47
Capítulo 4. Resultados y discusión.	
4.1. Caracterización física y química.	48
4.1.1. Concentración total de elementos potencialmente tóxicos (EPT), susceptibilidad magnética (SM), conductividad eléctrica (CE) y pH.	48
4.1.2. Concentración geodisponible de iones mayores y elementos potencialmente tóxicos en extractos acuosos de los suelos de estudio.	49
4.2. Separación física por tamizado y separación magnética con Frantz e imán de mano.	52
4.3. Extrapolación de los resultados de laboratorio al campo.	65
4.4. Lavado de suelo.	67
Capítulo 5. Conclusiones.	72
Capítulo 6. Bibliografía.	74

RESUMEN

El suelo que se encuentra en el predio de un complejo metalúrgico ubicado en la ciudad de San Luis Potosí, contiene altas concentraciones de elementos potencialmente tóxicos (EPT) como el arsénico (As), cadmio (Cd) y plomo (Pb), consecuencia de la dispersión de los residuos generados a lo largo de más de un siglo de operaciones realizadas en el complejo.

Dicho suelo puede dispersarse eólicamente hacia colonias aledañas, situación que representa un riesgo a la salud de los habitantes, razón por la cual se requiere su remediación.

En esta tesis el suelo se analizó a través de un muestreo compuesto que abarca distintas zonas del predio y que presentan un grado de contaminación diferente. La caracterización de cada muestra compuesta está dada por parámetros físicos, susceptibilidad magnética (SM), y químicos, conductividad eléctrica (CE), pH, concentraciones totales y geodisponibles y concentración de iones mayores.

Con base en los análisis del suelo, se obtiene que los suelos del sitio de estudio, superan ampliamente los límites máximos permisibles (LMP) de los EPT regulados, lo que indica un alto grado de contaminación y un alto riesgo potencial a la salud humana. Estos LMP, para el caso del As se superan entre 55.6 y 1573 veces; mientras que para el Cd entre 1.5 y 69.5 veces; y para el Pb, entre 4.7 y 82.4 veces.

Los valores de SM en los suelos, presentan un intervalo de valores entre 143.67 a 1206×10^{-8} m³/kg. Los valores más altos de SM corresponden a los suelos ubicados en la cercanía de las plantas metalúrgicas donde se llevaron a cabo las actividades industriales, y que están afectados por las relativamente altas concentraciones totales de arsénico y metales pesados de interés.

Tomando como base estudios previos donde se establece que existe una correlación alta entre la SM y la concentración de EPT, se propone que una tecnología de remediación muy adecuada para disminuir los valores tan altos de las concentraciones totales de EPT es la separación magnética.

El resultado de esta separación, fue una fracción magnética del suelo que retuvo más del 50% de la concentración total de EPT en las zonas más contaminadas, mitigando notablemente la contaminación dejando un suelo no magnético con menor concentración de EPT.

Por otra parte, considerando que, en ese suelo no magnético y menos contaminado, existe un cierto porcentaje de EPT que puede solubilizarse, transportarse y por ende, representa un riesgo al ambiente, se propuso el lavado de suelo con agua, con el cual se pretende disminuir las concentraciones geodisponibles. De manera que la solución de lavado (fracción soluble), conteniendo los EPT solubles, puede procesarse por técnicas convencionales de tratamiento de aguas, mientras que los EPT insolubles en la fase sólida (fracción lavada), no representan ya un riesgo al ambiente y podrán permanecer en el sitio.

INTRODUCCIÓN

En diferentes regiones de México, las actividades minero-metalúrgicas se caracterizan por la generación de grandes cantidades de residuos que contienen elementos potencialmente tóxicos (EPT) como el arsénico (As), cadmio (Cd) y plomo (Pb), los cuales se pueden dispersar al entorno contaminando suelos y sedimentos (Gutiérrez et al. 2007, Ongley et al. 2007) y acumulándose por tiempo indefinido (Fergusson 1990, Bradl 2005, Berkowitz et al. 2008), representando así un riesgo para el ambiente y los seres vivos.

Esta problemática nacional, es un reto para las personas interesadas en materia ambiental, ciencias de la Tierra e ingeniería, a quienes corresponde aplicar sus conocimientos y desarrollar estrategias para remediar zonas contaminadas; basándose en la legislación mexicana, que establece una serie de normas a través del Diario Oficial de la Federación con la finalidad de orientar y resolver problemas de contaminación de diversa índole.

El área de estudio, abarca el terreno donde se encuentra un complejo metalúrgico en San Luis Potosí, el cual incluye tres plantas de procesamiento: La planta de Zinc (Zn), la planta de Cobre (Cu) y la planta de Arsénico (As).

Los residuos generados por las actividades de las plantas eran depositados dentro del mismo terreno que ocupa el complejo metalúrgico y, al transcurrir los años, los residuos se dispersaron eólicamente hacia las zonas más cercanas ocasionando que los suelos tuvieran una mayor concentración de elementos potencialmente tóxicos.

Estudios anteriores en la zona de estudio establecen que existe una correlación alta entre la susceptibilidad magnética (SM), que es una medida de la facilidad con la que un material puede ser magnetizado, y la concentración total de EPT. Los valores altos de SM corresponden a la presencia de minerales ferrimagnéticos como pirrotita (FeS_2) y magnetita (Fe_3O_4) y se correlacionan con la concentración de EPT porque estos minerales retienen al As, Cd y Pb debido a procesos de sorción. Gracias a estos estudios se sabe que la zona con mayor contaminación y que representa un grado de peligrosidad extrema se encuentra en la parte sureste del complejo metalúrgico, sitio que presentó los valores más altos de SM y donde se encuentran las plantas de Cu y As (esta última demolida en el año 2007), las cuales son consideradas fuentes de contaminación.

La propuesta de remediación de suelo de esta tesis contempla dos etapas:

1) Disminuir las concentraciones totales de EPT.

Para lograr esta primera etapa, se utilizará la separación magnética, basándonos en la correlación alta entre SM y concentraciones de EPT, asumiendo que separando el suelo magnético, quitaremos también gran parte de la contaminación y dejaremos un suelo no magnético menormente contaminado. A la fracción magnética se le destinará para confinamiento geológicamente estable.

Es importante señalar que en nuestro caso, para realizar la separación magnética, se aprovechará la presencia de minerales magnéticos, adquirida debido al fenómeno de “aumento magnético” (que más adelante se detalla), consecuencia de la actividad metalúrgica en la zona de estudio, y también la susceptibilidad magnética natural de algunos Fe-oxihidróxidos presentes a los que están asociados As y metales pesados debido a procesos de sorción.

Así pues, este tipo de separación magnética del medio contaminado, constituye una propuesta novedosa, pues el tratamiento convencional incluye agregar los reactivos necesarios para formar las partículas magnéticas y de esta manera retener a los metales pesados.

Además, no se ha reportado el uso de la susceptibilidad magnética ni el aumento magnético en suelos contaminados con fines de remediación de suelo, únicamente han sido utilizados en mediciones relativas para delimitar áreas con distintos niveles de contaminación, y así discriminar entre áreas contaminadas y “limpias”.

2) Disminuir las concentraciones geodisponibles.

Esta etapa se realizará sólo para la fracción no magnética, donde se asume que a pesar de haber disminuido la concentración total, existe aún una concentración de EPT geodisponible es decir que puede solubilizarse cuando el agua entre en contacto con el suelo y transportarse poniendo en riesgo al ambiente. Para disminuir estas concentraciones se propone un lavado de suelo, que es una de tantas alternativas donde se espera que con usar únicamente agua, se lavará el suelo y lo que es geodisponible se concentrará en una solución acuosa que posteriormente será tratada en la planta de tratamiento de agua del complejo. El suelo lavado (fracción sólida) quedará con una menor cantidad de concentración geodisponible.

Esta técnica se propone al compararla con la estabilización química, que es la técnica que se usa actualmente en la zona de estudio, la cual consiste en adicionar manganeso (oxidante que moviliza el As y hace que precipite adicionando bario, calcio o sodio), lo que implica también acidificar el medio ocasionando que elementos como el Pb, también se solubilizan. Ante esta problemática, si el lavado con agua resulta eficiente, resultará mucho más favorable trabajar con esta tecnología que con la estabilización química aunque, no es la única tecnología que puede ser utilizada.

Así es como se pretende disminuir tanto las concentraciones totales y las concentraciones geodisponibles de los EPT para tratar de alcanzar las concentraciones máximas permisibles establecidas por las normas. De lograrlo, se podrá decir que la concentración de EPT que se ha dejado en el suelo es estable y de esa manera no estará disponible para el ambiente.

1. MARCO GEOGRÁFICO, GEOLÓGICO Y AMBIENTAL

1.1. UBICACIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO

La zona de estudio se localiza en la ciudad de San Luis Potosí en el predio que ocupa un complejo metalúrgico ubicado en la parte oeste de dicha ciudad y cuyas coordenadas geográficas son 22°10' y 101°02' (Figura 1.1).

Esta área forma parte de la cuenca de San Luis Potosí (cuenca SLP), que es una cuenca cerrada con una superficie de alrededor de 1900 km². En la mayor parte de la cuenca se distingue una extensa planicie central alargada de sur a norte que conforma el denominado Valle de San Luis Potosí (VSLP). Hacia el este, la cuenca está limitada por las sierras de San Pedro y Álvarez; mientras que hacia el oeste está limitada por las sierras San Miguelito.

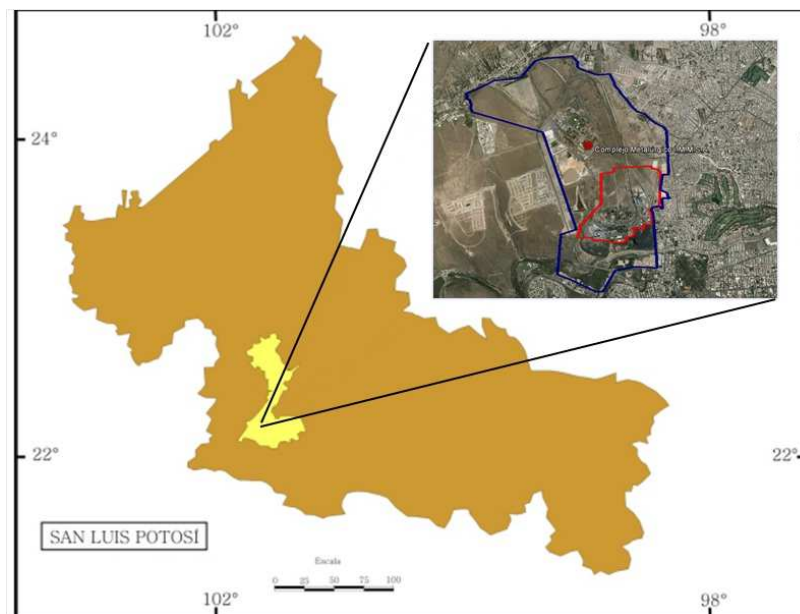


Figura 1.1. Localización de la zona de estudio.

1.2. MARCO GEOLÓGICO

Según la clasificación de provincias fisiográficas establecida por Raisz (1959), la cuenca SLP se localiza entre los límites de la provincia de la Mesa Central y la subprovincia fisiográfica de las Sierras Bajas de la Sierra Madre Oriental.

La Sierra de San Pedro pertenece a las denominadas Sierras Bajas, se encuentra en la porción más oriental de la cuenca. Están constituidas por rocas calcáreas que datan del cretácico, sumamente plegadas con topografía de contornos suaves.

La provincia de la Mesa Central es un conjunto de sierras alargadas con extensas planicies intermontanas. Entre el conjunto de sierras se encuentran la Sierra de San Miguelito, localizada en la porción oeste y suroeste de la cuenca SLP. La litología de estas provincias abarcan rocas ígneas extrusivas del Paleógeno, derrames lávicos, tobas e ignimbritas. La topografía de la región es abrupta e irregular, con algunas pendientes mayores a 45°.

La zona central de la cuenca es una planicie amplia con una altitud media de 1850 m, que representa el nivel de base local y está constituida por material granular del Cuaternario

1.2.1. LITOLOGÍA Y ESTRATIGRAFÍA

La columna estratigráfica de la Cuenca de SLP está conformada, en orden ascendente, por:

- a) La secuencia de rocas sedimentarias del Cretácico, que conforman las sierras San Pedro y Álvarez, en la porción oriental de la cuenca. Esta secuencia sedimentaria forma parte de de las Formaciones La Peña, Cuesta del Cura e Indidura
- b) La secuencia de rocas volcánicas del Paleógeno-Neógeno, que conforman las sierra San Miguelito en la parte oeste de la cuenca. Dicha secuencia volcánica esta conformada por las unidades litológicas: Pórfido cuarzomonzonítico, Ignimbrita Santa María, Latita Portezuelo, Riolita San Miguelito, Ignimbrita Cantera y Riolita Panalillo
- c) Sedimentos del Cuaternario, que están rellenoando el denominado Valle de San Luís Potosí.

a) Secuencia de rocas sedimentarias del Cretácico.

Formación la Peña (Aptiano). Aflora en el anticlinal de la Sierra de San Pedro. Se trata de calizas de textura criptocristalinas, con interestratificaciones arcillosas, lentes y nódulos de pedernal. Su espesor es de 225 m aproximadamente.

Formación Cuesta del Cura. (Albiano-Cenomaniano). Aflora en la Sierra de San Pedro, son calizas de textura microcristalina, en estratos delgados a medianos con bandas y lentes de pedernal negro y en ocasiones se presentan interestratificaciones arcillosas. El espesor estimado es de 200 m.

Formación Indidura (Turoniano). Aflora en la Sierra de San Pedro. Formada por calizas arcillosas, carbonosas y algunos estratos de arenisca. El espesor medido (Anticlinal de la Parada) es de 220 m.

b) Secuencia de rocas volcánicas del Paleógeno.

Pórfido cuarzomonzonítico. Aflora en la Sierra de San Pedro, tiene una textura porfirítica con fenocristales de ortoclasa, plagioclasas y cuarzos, embebidos en una matriz alterada de óxidos de hierro. Intrusiona a la Formación La Peña, posiblemente esta intrusión se encuentre asociada al conjunto de intrusiones que forman el granito Arperos, el granito El Fuerte, intrusivos de la Comanja Peñón Blanco y Estancia de Ánimas, que son apófisis del granito que compone el basamento principal de toda la región.

Ignimbrita Santa María (Eoceno-Oligoceno). Aflora al sur de la Sierra de San Pedro. Son rocas de textura porfirítica, con fenocristales de cuarzo y sanidino, fragmentos de pómez bien colapsados en una matriz desvitrificada. Se encuentra bien soldada y en ocasiones, se encuentra magnetita como mineral accesorio. Presenta una estructura columnar que alcanza los 60 m.

Latita Portezuelo (Oligoceno medio). Aflora al sur de la Sierra de San Pedro y al norte y noroeste de la cuenca. Es un derrame lávico de textura porfirítica, con fenocristales de sanidino y plagioclasa, cuarzo aunque se presenta en una pequeña porción y una mayor cantidad de magnetita. Su espesor es muy variable aunque se estima un máximo de 300 m hacia el sureste de la cuenca.

Riolita San Miguelito (Oligoceno medio). Es un derrame lávico que aflora en la Sierra San Miguelito, las rocas tienen textura porfirítica con fenocristales de cuarzo y sanidino, tiene magnetita como mineral accesorio y son ricas en flúor. Su espesor es variable llegando a alcanzar 500 m en la zona de Cerro Grande.

Ignimbrita Cantera (Oligoceno medio). Aflora en la sierra San Miguelito. Se trata de secuencias volcánicas agrupadas en cuatro miembros. El primero tiene una base de toba bien estratificada y graduada, sobre la que descansa una ignimbrita de textura porfirítica con fenocristales de sanidino y cuarzo. El siguiente miembro es una toba sin soldar con fenocristales de cuarzo, sanidino y algunos líticos. El tercer miembro es una ignimbrita con fenocristales de cuarzo y sanidino en una matriz desvitrificada bien soldada. El último miembro es una toba bien gradada y estratificada en capas de 5-40 cm, con horizontes intercalados de ceniza.

Riolita Panalillo (Oligoceno superior). Aflora de manera aislada al sur de la Sierra de San Pedro y al noroeste de la cuenca. La forman dos miembros, un miembro inferior que es una toba depositada por aire, bien estratificada a masiva, en capas que varían de grano fino a arenoso y conglomerático, tiene fenocristales de sanidino, cuarzo y líticos esporádicamente. El miembro superior está depositado sobre una ignimbrita con fenocristales de cuarzo y sanidino. Sobre esta descansa otra ignimbrita de textura porfirítica con fenocristales de cuarzo y sanidino. Contiene numerosas esferulitas, parcialmente rellenas de calcedonia.

El material geológico en el área de estudio corresponde a depósitos de conglomerados polimícticos del plioceno que se encuentran cubriendo unidades volcánicas. Dichos depósitos están mal consolidados, con una clasificación pobre y por lo general rellenan depresiones intermontanas. Los fragmentos de roca varían de sub redondeados a redondeados, el tamaño varía desde arena a canto, su espesor se encuentra entre los 2 y 20 m. En otras zonas son depósitos de arenas y limos. Cubre el valle en la zona del graben de villa de reyes y el valle de villa de Arriaga. Además del conglomerado, puede encontrarse coluvión depositado sobre las pendientes de las laderas de los cerros. Estos son depósitos sin consolidar con composición mayoritariamente de la roca que forma el cerro del cual derivaron.

c) Sedimentos del Cuaternario.

Afloran en la planicie del Valle de San Luis Potosí y el piedemonte de las Sierras. Dentro de estos sedimentos están considerados los suelos residuales y el material aluvial. Los suelos residuales tienen espesores que van de 1 a 15 m y aluviones de granos, arenas, limos y arcillas los cuales rellenan valles y vegas de ríos y arroyos (Hernández-Cruz, 2009).

1.2.2. GEOLOGÍA LOCAL

Los cuerpos de roca reconocidos en el área de estudio se presentan en la Figura 1.2 y comprenden rocas volcánicas y sedimentarias clásticas (con edades Paleógeno y Neógeno respectivamente) y depósitos aluviales del cuaternario.

Mapa geológico local

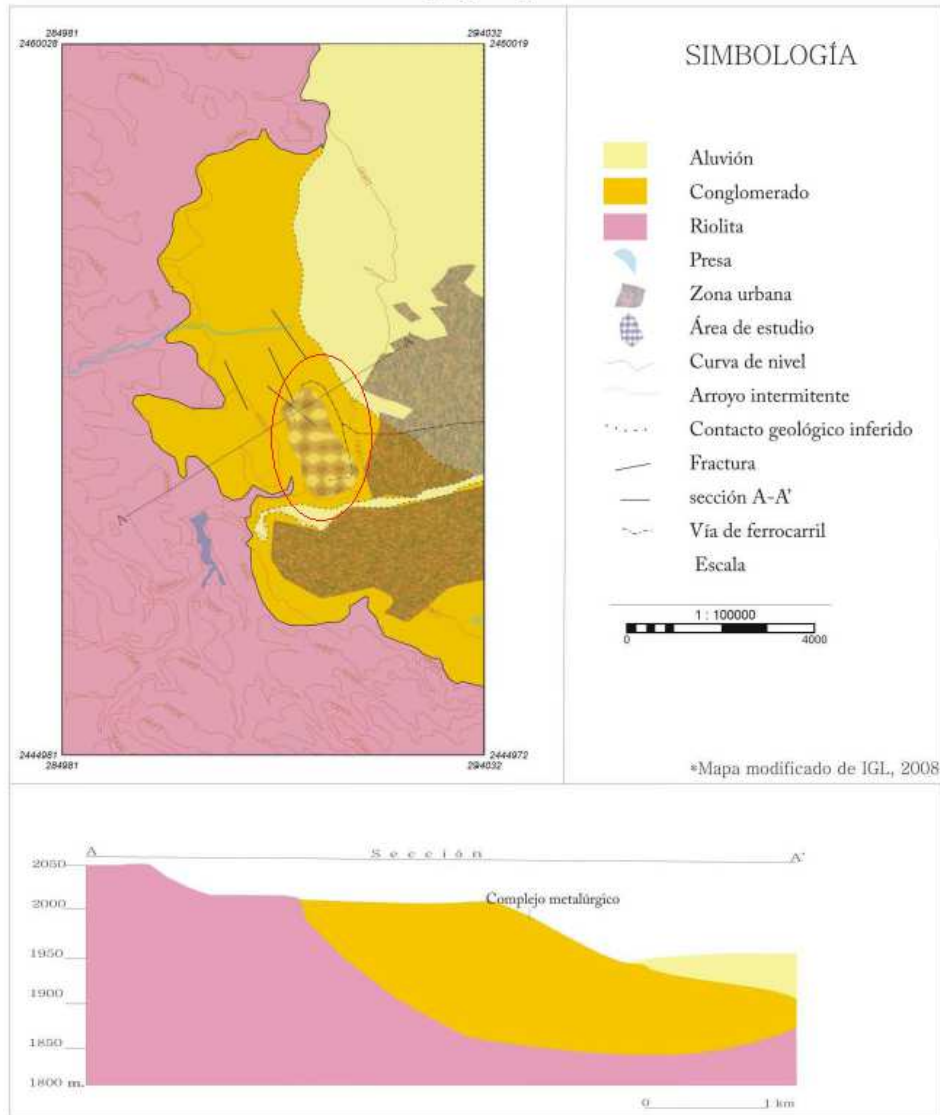


Figura 1.2. Mapa geológico del área de estudio. Tomado de Hernández-Cruz, 2009.

Rocas volcánicas (Paleógeno).

Son rocas que forman parte del cinturón Volcánico de San Luis Potosí, incluyen lavas que van de latita a riolita, las cuales presentan actividad efusiva como derrames y domos con rocas piroclásticas intercaladas. Dicho magmatismo ocurrió entre 32 y 29 Ma, según datos isotópicos en riolitas localizadas al sur del área de estudio. (Nieto-Samaniego, 1996). Existe también una cubierta ignimbrítica y depósitos de caída de composición riolítica que cubre derrames de lava, cuyas edades reportadas varían entre 29 y 27 Ma y que pudieran corresponder a la parte superior del CVSLP (Labarthé et al, 1979).

Las rocas volcánicas ubicadas en la base del área cartografiada se caracterizan por su color rosa y afloran en la parte W del área de estudio en las estribaciones de la Sierra San Miguelito. Tienen una textura holocristalina compuesta de microlitos de plagioclasa, algunos cristales de hematita y apatita como minerales accesorios. Fenocristales de plagioclasa-andesina y sanidino en proporciones similares que constituyen el 15% de la roca (Instituto de Geología, 2008).

Este cuerpo de roca está cubierto por derrames de lava color pardo amarillento de textura porfirítica, sobresalen cristales de plagioclasa y cuarzo de 0.5 cm de tamaño. Petrográficamente tiene una matriz afanítica desvitrificada y fenocristales de cuarzo y sanidino. Aflora en las partes altas de la sierra al poniente de San Marcos Carmona y al oriente de Colonia Insurgentes. El fracturamiento que presenta es más intenso que la roca que sobreyace y a su vez, está cubierta por una ignimbrita color rosa o café rosado con pómez y fragmentos líticos esporádicos. Tiene textura porfirítica con fenocristales de sanidino y cuarzo que varían en formas subhedrales a euhedrales, en proporción de 20 a 40%. Otros afloramientos de estas rocas se encuentran en los poblados de los Capulines al oriente de Guadalupe Victoria (Instituto de Geología, 2008)

Rocas sedimentarias clásticas (Neógeno)

Las rocas sedimentarias que se encuentran en el área de estudio están representadas por el conglomerado Halcones, que cubre discordantemente a las rocas volcánicas. Tomando en cuenta la carta geológica Hoja Tepetate F14-A83E1 del Servicio Geológico Mexicano, el conglomerado data del Neógeno.

El predio del complejo metalúrgico yace sobre el conglomerado Halcones. Esta formación, comprende conglomerados que se encuentran intercalados con areniscas que varían de grano fino a grueso y lodolitas arenosas. El conglomerado está constituido por clastos de diversos tamaños (de 50 cm hasta 2 mm), bien redondeados de composición variable abarcando todas las rocas volcánicas que se encuentran en el área de estudio (cantos de derrames de lava, ignimbritas, tobas y en menor medida cantos de andesita basáltica). La composición de la matriz la componen fragmentos líticos de rocas volcánicas compuestas por granos de cuarzo y plagioclasas. El espesor del conglomerado Halcones es variable, en la zona del complejo metalúrgico alcanza hasta 150 m de espesor (Hernández-Cruz, 2009).

1.2.3. RASGOS ESTRUCTURALES

Las rocas de la parte oeste de la región de estudio, en el flanco este de la Sierra San Miguelito se hallan afectadas por sistemas de fracturas y fallas, que de acuerdo a su orientación e importancia son: N 40°- 50° W, N 40° - 50° E, N 70° W, N 20° E, N y E. Las fallas son del tipo normal y afectan principalmente a las rocas volcánicas del Paleógeno-Neógeno. Es importante recalcar que desde el punto de vista hidrogeológico, las fallas se

consideran de baja permeabilidad por estar rellenas de material brechoide bien empaçado en una matriz de grano fino o material arcilloso (Buró Hidrológico, 2008).

Existe también, una fosa tectónica sobre la cual está asentado el VSLP (Figura 1.3), algunos estudios consideran que paralelamente a la formación de dicha fosa (con una historia geológica que abarca más de 20 Ma), comenzó el proceso de sedimentación clástica continental (relleno de la fosa). El hundimiento se produjo a lo largo de fallas normales con un alto ángulo de buzamiento, donde varios bloques experimentaron descensos relativos que aumenta hacia la zona central del valle (Labarthe et al., 1982 y Tristán, 1986).

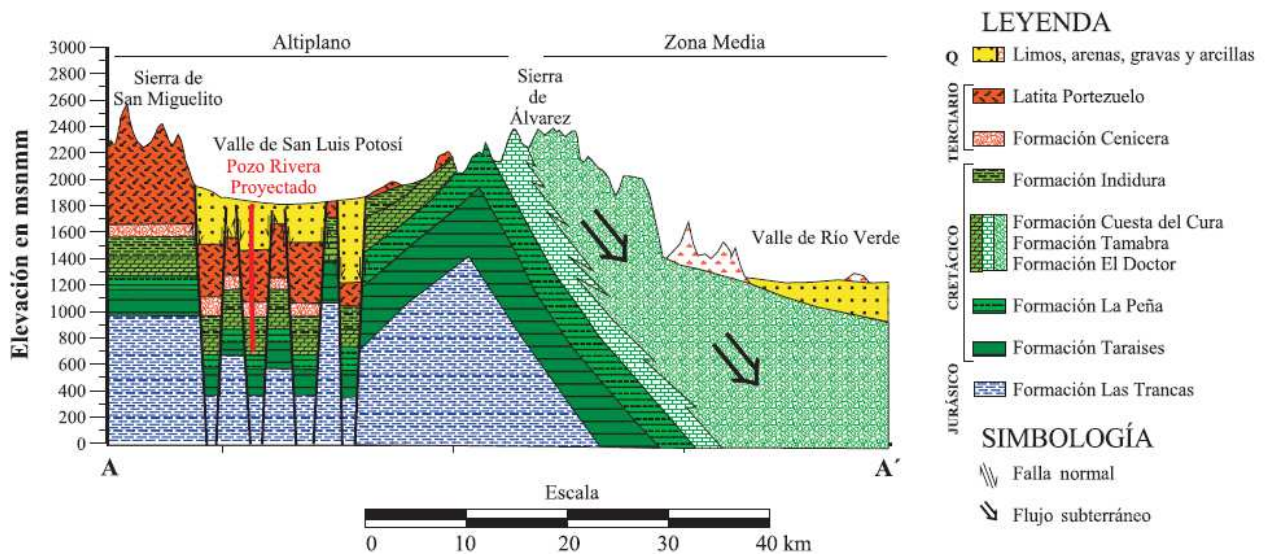


Figura 1.3. Sección geológica W-E del Valle San Luis Potosí (VSLP). Tomada de Noyola-Medrano, 2009.

1.2.4. ASPECTOS HIDROGEOLOGICOS

La zona geohidrológica de San Luis Potosí se encuentra dentro de la Región Hidrológica denominada El Salado, que se caracteriza por cuencas de drenaje endorreico. Dicha zona comprende la cuenca del río Santiago, principal colector y que se forma a partir de los escurrimientos procedentes de pequeñas sierras ubicadas al W y SW de la ciudad de San Luis Potosí. Sobre este río se han construido dos presas para control de avenidas denominadas San José y El Peaje.

El acuífero de San Luis Potosí, ocupa la porción occidental del estado, tiene una extensión de 1980 km². (CNA 2002)

En la cuenca de SLP se ha identificado la presencia de dos acuíferos, separados por una capa de arena fina compacta: 1) Acuífero somero y 2) Acuífero profundo (UASLP, 2008).

1) Acuífero somero

El acuífero somero está constituido por material aluvial (CONAGUA, 2005), es del tipo freático-libre y la profundidad al nivel freático se ubica a 5-30 m bajo la superficie del terreno. Su recarga proviene principalmente de la infiltración de agua de lluvia, aguas residuales y de riego, además de las fugas del sistema de abastecimiento (Martínez 2009). La recarga natural por infiltración es muy limitada debido al desarrollo de una capa de caliche en la parte superior del VSLP. La dirección de flujo es de E-NE y la conductividad hidráulica es del orden de 2×10^{-4} m/s (Cardona, 1998).

La química del agua que presenta es de tipo cálcico-clorurada-bicarbonatada. El agua subterránea del acuífero somero está contaminada con nitratos y cloruros, debido a la irrigación con aguas negras de origen municipal. Cerca de la zona industrial (al suroeste de la ciudad) el acuífero presenta concentraciones de grasas y aceites mayores a 20 mg/L. Así mismo se reporta concentraciones de 2000 mg/L de nitratos y Pb con niveles mayores a 1.0 mg/L de manera que el agua de este acuífero no puede ser utilizada para consumo humano (Cardona, 2008)

2) Acuífero profundo

El acuífero profundo es de tipo confinado y semiconfinado bajo la capa de arenisca fina compacta. La profundidad al nivel del agua se ubica a 100 – 150 m bajo la superficie.

El agua subterránea circula en el material de relleno de fosa tectónica y en las rocas fracturadas subyacentes. Los pozos más productores se localizan en las inmediaciones de las zonas de fallas normales que limitan la fosa tectónica. (CONAGUA, 2005).

El flujo de agua es en dirección a las principales zonas de extracción, ubicadas en el centro y sureste de la ciudad de SLP donde se identificaron conos de abatimiento. Según Cardona 1990, la recarga del acuífero profundo se da por diversas formas:

- a) Natural indirecta, conocida como Fuente de Montaña, a partir de la precipitación, se infiltra en la zona saturada preferentemente en el cauce de los arroyos y zonas fracturadas.
- b) Por flujos subterráneos; dada por el acuífero somero en pozos mal construidos y percolación a través del material geológico.
- c) Por flujo lateral horizontal: se genera en las zonas fuera del área (N y NW de la cuenca)
- d) Por flujo vertical: Ascendente de las zonas profundas a las zonas de captación de los pozos.

Este acuífero presenta dos tipos de agua:

- 1) Agua del tipo sódico-bicarbonatado que fluye por las rocas volcánicas fracturadas, con temperaturas mayores a 33° C en la descarga del pozo, tiene las mayores concentraciones de Li, F- y Na+.

2) Agua del tipo cálcico-bicarbonatado, la cual circula por el material granular, la temperatura que presenta a la descarga del pozo es entre 23 y 27° C, con bajas concentraciones de Li, F- y Na+ y elevada concentración de Si.

El agua subterránea del acuífero profundo se caracteriza por los elevados valores de temperatura y la presencia de F⁻ y As de origen natural debido las particularidades geológicas de la región.

En la década de los 90's se determinó la cantidad de As en el agua del acuífero de San Luis Potosí, el interés por este metaloide potencialmente tóxico fue debido a las instalaciones de una planta de As, en ese entonces existente, y que se ubicaba al poniente de la ciudad. El estudio reveló cantidades de 0.0047 mg/L a 0.014 mg/L, valores que se encuentran por debajo del límite permisible para consumo humano (0.025 mg/L). (CONAGUA, 2005).

La recarga total del acuífero se estima en promedio en 115.14 Hm³/año, constituida por la recarga natural y la inducida. La recarga natural está constituida por el volumen de infiltración de la precipitación en el valle con un valor de 22.38 Hm³/año, la cual es captada en su mayoría por el acuífero somero, por infiltración vertical que existe desde el acuífero somero hacia el profundo (flujo vertical) con un valor de 34.93 Hm³/año aproximadamente, y por flujo horizontal con 22.9 Hm³/año que proviene de las infiltraciones en las sierras circundantes y que ingresan tanto a la parte somera como a la profunda. La recarga inducida se constituye de las fugas en las redes urbanas con un valor de 27.24 Hm³/año y por el retorno agrícola con un valor de 7.69 Hm³/año. (Khon, Ledesma; 2009)

1.3. CLIMA

El clima predominante en el estado de San Luis Potosí es el seco templado BSkw, cubre un área de 27% de la superficie estatal. En la mesa central el clima que predomina es el semiseco templado BSkw(w).

Por su orografía, la región puede ser dividida en tres principales zonas: la Huasteca en el oriente, la Zona Media en el centro y la del Altiplano al poniente (Figura 1.4). El abrupto gradiente de elevación del terreno determina predominantemente el contenido de humedad en la atmósfera, con valores altos en las tierras bajas de la Huasteca y menores en la zona del Altiplano.

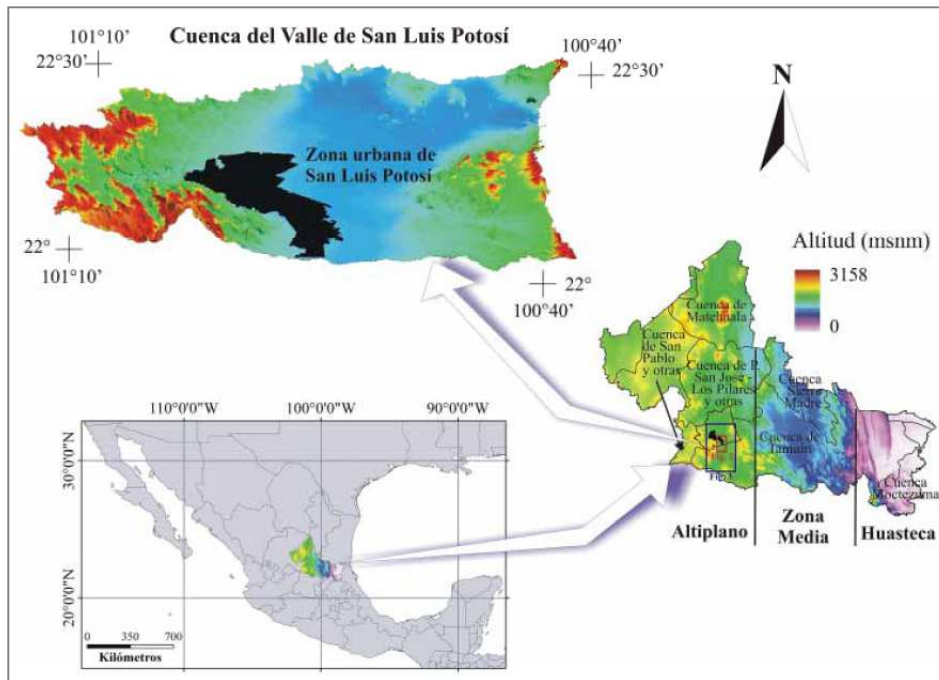


Figura 1.4. Se muestra la elevación de terreno y el contorno del Valle de San Luis Potosí. (VSLP). Tomado de Noyola-Medrano; 2009.

La región del VSLP presenta valores bajos de precipitación de 200 a 250 mm. Estos valores se relacionan totalmente con la orografía, existiendo una influencia directa de la Sierra Madre Oriental, la cual representa una barrera que causa una disminución de la precipitación en el Altiplano.

De esta forma, la entrada de humedad del Golfo de México está principalmente confinada a la región de la Huasteca. Por lo tanto, en la zona del Altiplano, la tasa de evaporación es alta. Es importante apuntar que aunque se presentan temperaturas medias más bajas en la región del Altiplano (12 °C) que en la Huasteca (>25 °C), la atmósfera es más seca y por lo tanto el aire siempre tiene baja saturación de vapor de agua (Noyola-Medrano; 2009).

La temperatura media anual, tomada de la estación climatológica San Luis Potosí en el período de 1979 a 2001 es de 17.6° C. El mes más caluroso es mayo, a partir del cual la temperatura desciende gradualmente hasta diciembre y enero, meses en que se presentan las temperaturas más bajas, para ascender durante los meses siguientes. La temporada de lluvias se declara formalmente en el mes de mayo, las precipitaciones mayores ocurren en los meses de junio y septiembre, mientras que la temporada de estiaje tiene lugar entre los meses de octubre a abril (Khon-Ledesma; 2009).

El promedio para la evaporación y la precipitación en el período entre 1971 a 2000 es de 160.5 mm y 29.9 mm respectivamente. Esto equivale a cinco veces más evaporación que precipitación en la zona (Hernández-Cruz; 2009).

1.3.1. VIENTOS

El comportamiento de la exposición de horas y la velocidad del viento es similar, en ambas se presenta una tendencia hacia el E y SW. La exposición del viento hacia las orientaciones ENE, E y SW es hasta ocho veces mayor que en otras orientaciones. La velocidad del viento en promedio es de 2 a 3.5 m/s. Sin embargo de manera particular, hay registros con velocidades superiores a 5.5 m/s y, según la escala de Beaufort, cuando la velocidad del viento es mayor a este valor comienzan a levantarse las partículas de polvo y esto es importante debido a que una de las direcciones preferenciales de los vientos es hacia la zona poblada.

En la Tabla 1.1 se muestra la frecuencia de los vientos hacia una cierta dirección, el número indica la cantidad de veces que el mes registró una velocidad máxima en una orientación determinada.

	N	NNE	NE	ENE	E	ESE	SE	SSE	S	SSW	SW	WSW	W	WNW	NW	NNW
ENERO	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	11	2	0	0	0	0
FEBRERO	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	9	3	0	0	0	1
MARZO	0	2	0	0	1	0	0	0	0	1	10	2	0	0	0	0
ABRIL	0	1	0	0	3	0	0	0	0	0	8	4	0	0	0	0
MAYO	0	1	1	2	6	2	0	0	0	1	3	0	0	0	0	0
JUNIO	0	0	0	3	11	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0
JULIO	0	0	0	3	9	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0
AGOSTO	0	0	1	2	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SEPTIEMBRE	1	0	1	1	8	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
OCTUBRE	0	0	0	0	6	3	1	0	0	1	2	0	0	0	1	0
NOVIEMBRE	0	0	0	0	4	1	0	0	0	0	6	2	0	0	0	0
DICIEMBRE	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0	10	1	0	0	0	0

Tabla 1.1. Tabla de frecuencia de vientos con velocidades máximas, tomada de Hernández-Cruz, 2009

Las direcciones preferenciales en la máxima velocidad de viento están dentro de los cuadrantes N-E y S-W. Se señala en la tabla que, la orientación preferencial hacia el E se da en los meses de mayo a octubre y la orientación preferencial hacia el SW se da en los meses de noviembre abril.

Las velocidades que superan los 5.5 m/s se muestran en la Figura 1.5.

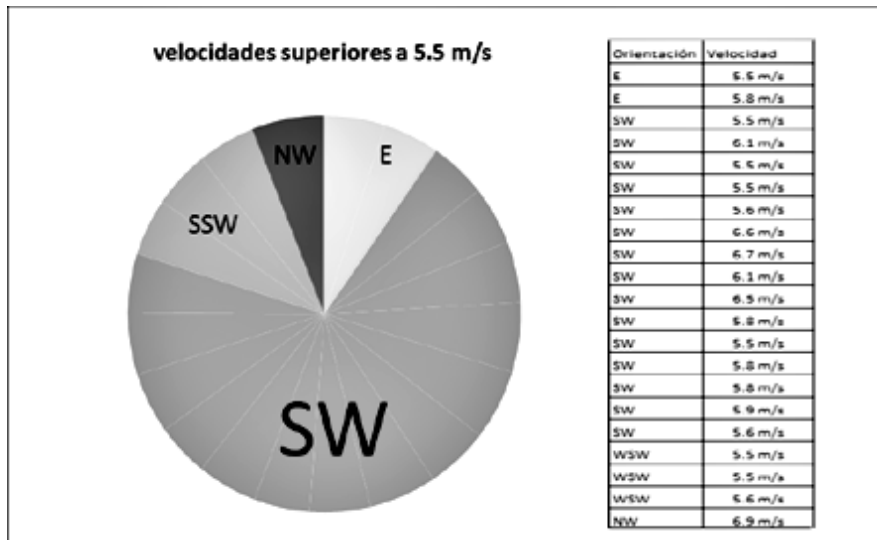


Figura 1.5. Representación gráfica de las velocidades que pueden arrastrar partículas de polvo, suelo y sedimento en el área de estudio. Tomada de Hernández-Cruz, 2009.

1.4. TIPO DE SUELOS

En el estado de San Luis Potosí, los suelos dominantes de acuerdo a la clasificación de la WRB (World Reference Base for Soil Resources) se encuentran en la Tabla 1.1.

Suelos dominantes en San Luis Potosí (km ²)	
Calcisoles	29325.12
Leptosoles	23891.24
Vertisoles	5931.35
Phaeozem	3482.28
Regosoles	1148

Tabla 1.2. Semarnat, *Inventario Nacional de Suelos, México, 2002, a partir de la carta de uso del suelo y vegetación serie II del INEGI (2002).*

Los Calcisoles (del latín, *calx* = cal) se conocen en otras clasificaciones como Xerosoles y Yermosoles. Son suelos propios de las zonas áridas y semiáridas en donde la deficiencia de humedad impide el lavado de sustancias solubles como sales y carbonatos, especialmente de calcio, que se acumulan a lo largo de su perfil y forman una capa impermeable conocida como “caliche” y horizonte petrocálcico.

Los Leptosoles (del griego *leptos* = delgado), también conocidos en otras clasificaciones como Litosoles y Redzinas, son suelos muy delgados, pedregosos y poco desarrollados que pueden contener una gran cantidad de material calcáreo. Se encuentran en todos los tipos climáticos y son particularmente comunes en las zonas montañosas y en regiones altamente erosionadas. Su potencial agrícola está limitado por su poca profundidad y alta pedregosidad lo que los hace difíciles de trabajar.

Los Vertisoles (del latín *verteré* = invertir) son suelos de climas semiáridos a subhúmedos y de tipo mediterráneo, con marcada estacionalidad de sequía y lluvias. La vegetación natural que se desarrolla en ellos incluye sabanas, pastizales, matorrales y bosques maderables. Se encuentran en lechos lacustres, en las riberas de los ríos o en sitios con inundaciones periódicas. Caracterizados por su alto contenido en arcillas que se expanden con la humedad y se contraen con la sequía, lo que puede ocasionar superficies grietas en esta última temporada.

Los Phaeozem (del griego *phaios* = oscuro y del ruso *zemlja* = tierra) se forman sobre material no consolidado. Se encuentran en climas templados y húmedos con vegetación natural de pastos altos o bosques. Son suelos oscuros y ricos en materia orgánica, lo que les confiere un alto potencial agrícola.

Los Regosoles (del griego *reghos* = manto) son suelos muy jóvenes que se desarrollan sobre material no consolidado, de colores claros y pobres en materia orgánica. Muchas veces se asocian con los Leptosoles y con afloramientos de roca o tepetate.

1.4.1. SUELO LOCAL

El tipo de suelo dentro de la zona de estudio (Figura 1.7), corresponde a un Leptosol hiperesquelético (hk). Este suelo, cubre el denominado conglomerado Halcones, se inicia en superficie y se profundiza hasta aproximadamente 50-60 cm. A partir de esta profundidad el material es muy compacto y lo constituyen particularmente rocas.

Este tipo de suelos es muy somero, contienen roca continua y grava a 50 cm de profundidad, se encuentra en zonas áridas, templadas y montañosas. Una característica particular del suelo del área de estudio es que contiene menos del 20% de material fino en una profundidad de 75 cm de la superficie.

Desde el punto de vista físico químico, los Leptosoles presentan una capacidad de intercambio catiónico muy baja por su escaso contenido de arcilla.



Figura 1.7. Suelos presentes en el área de estudio. Mapa digital INEGI, 2013.

1.5 ESTUDIOS AMBIENTALES

El área de estudio básicamente está delimitada por el terreno del complejo metalúrgico que incluye tres plantas de procesamiento. La planta de Zinc (Zn), la planta de Cobre (Cu) y la planta de Arsénico (As).

La planta de Cu y la planta de As se construyeron en 1923, e iniciaron operaciones en 1925 con procesos pirometalúrgicos. Actualmente la planta de Cu se encuentra desmantelada (Figura 1.8), y la planta de As fue demolida en el 2010 y sólo se encuentra delimitado el lugar que ocupaba (Figura 1.9).

Por su parte, la planta de Zn fue construida hasta 1982 y se trata de una refinería electrolítica (proceso hidrometalúrgico). Hoy en día es la única planta que sigue activa.

Más de un siglo de operaciones y el hecho de que la zona ubicada al este de la planta se encuentra poblada (zona habitacional Morales, aproximadamente 105 hectáreas) causó preocupación a las autoridades y a la sociedad civil, temiendo que los elementos potencialmente tóxicos (EPT) que se encuentran dispersos a causa de la actividad industrial, representaran un riesgo a la salud de los vecinos.

De acuerdo a información reportada por Aragón-Piña et al. (2002), en la mineralogía de algunos de los residuos metalúrgicos, de esta zona de estudio, destacan minerales como galena (PbS), esfalerita (ZnS), pirrotita (FeS₂), magnetita (Fe₃O₄) y anglesita (PbSO₄). Otros autores (Martínez-Jardines et al. 2011) reportan una composición mineralógica en otros residuos metalúrgicos, de esta zona de estudio, que consiste en amoniojarosita ((NH₄)₂Fe₆(SO₄)₄(OH)₁₂), K-jarosita (KFe₃(SO₄)₂(OH)₆), gunningita ((Zn,Mn)SO₄·H₂O),

gibbsita $\text{Al}(\text{OH})_3$, anglesita (PbSO_4), cuarzo (SiO_2), esfalerita (ZnS), hematita (Fe_2O_3) y goethita (FeOOH).

La composición mineralógica compleja de los residuos metalúrgicos, de la zona de estudio, reportada por diferentes autores, se puede deber a que estos residuos se generaron de procesos pirometalúrgicos e hidrometalúrgicos aplicados a los concentrados de sulfuros metálicos, provenientes de diferentes minas de México.



Figura 1.8. Planta de Cu desmantelada, Febrero 2013.



Figura 1.9. Chimenea de la antigua planta de As, Febrero 2013.

1.5.1 RIESGO A LA SALUD Y AL AMBIENTE

Estudios previos realizados en la zona habitacional Morales por personal de la Universidad Nacional Autónoma de San Luis Potosí (Díaz Barriga et al, 1993) señalan que el suelo de esta zona se encuentra contaminado con arsénico y plomo (Pb) debido a las actividades de la planta de Cu. Se han identificado además, riesgos a la salud por la exposición al Pb y al As generados por las plantas de Cu y As (Mejía J. et al, 1997; Medellín, M., 2001; Carrizales L. et al, 2006).

Con base en las recomendaciones del estudio por el LAFQA-UNAM (2003), la empresa llevó a cabo acciones de remediación, bajo convenio con las Autoridades, en la zona habitacional Morales. Dichas acciones de remediación se iniciaron a finales de julio de 2005 y se concluyeron en mayo de 2007 (Romero et al., 2007).

Otra medida que se tomó para minimizar riesgos al ambiente y a la salud es el cierre definitivo de la planta de As. Los materiales de la demolición de esta planta, así como los residuos dentro de las instalaciones fueron aislados en un confinamiento geológicamente estable dentro del terreno del complejo metalúrgico, se determinó que la parte oeste de dicho terreno era el adecuado después de valorar propiedades físicas y características climáticas del sitio, así como la valoración de la vulnerabilidad del acuífero y pruebas de permeabilidad.

Los datos recabados en dicha investigación, resultaron ser propicios para el almacenamiento ambientalmente seguro de residuos minero-metalúrgicos debido a que hay una evaporación de cinco órdenes más que la precipitación, de manera que la infiltración de agua superficial o procesos de escorrentía en el sitio son poco probables. Se determinó también que los vientos capaces de arrastrar EPT sólo se presentan hacia el SW, donde se encuentran las zonas despobladas.

La geología de la zona se caracteriza por un conglomerado bien consolidado salvo en los primeros 0.6 m donde el material se encuentra intemperizado, de manera que se removió dicha capa para que los residuos minero-metalúrgicos se confinaran dentro del conglomerado sano.

De acuerdo a los valores obtenidos con el método G.O.D. (Groundwater hydraulic confinement, Overlaying strata, Depth to groundwater table) que como sus siglas en inglés indican considera los parámetros grado de confinamiento hidráulico (tipo de acuífero), ocurrencia del sustrato suprayacente (litología) y profundidad del nivel del agua subterránea, indicaron que la vulnerabilidad del acuífero va de 0.168 a 0.072 clasificada como despreciable a baja. De esta manera, aún cuando se presente alguna esporádica infiltración de EPT, el acuífero no es vulnerable a ser contaminado, además de que las pruebas de permeabilidad indicaron que el conglomerado Halcones tiene un valor que va de muy impermeable a prácticamente impermeable, confirmando los valores de vulnerabilidad del acuífero.

Se encontraron partículas de oxihidróxidos de hierro (Fe-oxihidróxidos), As y Pb. Se infiere que las partículas de Fe retienen por vía sorción a los elementos de As y Pb, por ello hay poca movilidad de los contaminantes en el sitio de estudio. También se identificaron partículas de azufre (S) junto con las partículas de Fe, As y Pb. Estas partículas pueden estar asociadas a minerales como la galena, anglesita y partículas As-Pb (asociadas posiblemente a arseniatos de plomo) que son muy insolubles, por tanto controlan la movilidad de EPT. Esta identificación de fases sólidas la realizaron con la técnica de Microscopía Electrónica de Barrido acoplada con Espectrometría de Rayos X por Energía Dispersa (MEB-EDS) en muestras del conglomerado intemperizado. El arsénico y plomo han sido los únicos EPT asociados con problemas ambientales en la zona de estudio y relacionadas con las actividades del complejo metalúrgico. (Hernández-Cruz, 2009).

1.5.2. DISTRIBUCIÓN DE SUELOS CON DIFERENTES GRADOS DE CONTAMINACIÓN

En los últimos estudios de la zona metalúrgica (Romero, 2010; Pérez-Martínez, 2012), se realizó un muestreo superficial en el cual, se tomaron 186 muestras de suelo, con la finalidad de discriminar zonas que presentan diferente grado de contaminación debido a la dispersión de los residuos metalúrgicos.

En los suelos de esta zona metalúrgica los valores de pH (5.8 – 9.0), CE (5 – 2520 $\mu\text{S}/\text{cm}$) y SM (16 – 734 $\times 10^{-8}$ m^3/kg) varían en un amplio intervalo. Así mismo, las concentraciones totales de EPT, en estos suelos, también varían en un amplio intervalo: As = 15 – 10968 mg/kg, Cd = No detectado – 691 mg/kg, Cu = 29 – 64578 mg/kg, Pb = 38 – 13568 mg/kg, Zn = 66 – 112979 mg/kg, Fe = 0.7 – 4.4%.

Esta amplia variación de los parámetros indirectos (pH, CE y SM) y de las concentraciones totales de EPT sugiere diferente grado de contaminación debido a la dispersión de los residuos metalúrgicos de la zona de estudio (Figura 1.10).

De los parámetros indirectos determinados en los residuos y suelos de la zona metalúrgica, solamente la SM muestra una correlación lineal fuerte y positiva con las concentraciones totales de As, Cd, Pb y Fe; con coeficientes de correlación entre 0.78 y 0.92.

Los mayores valores de la SM corresponden a las muestras de suelos que tienen las mayores concentraciones totales de EPT que se localizan en un alrededor inmediato, hasta unos 500 m, de los sitios donde se acumularon los residuos metalúrgicos. Conforme aumenta la distancia de los suelos muestreados, con relación a los sitios de almacenamientos de los residuos metalúrgicos, se observa una disminución sustancial y gradual de las concentraciones totales de los EPT analizados.

Se obtuvo así una distribución de la contaminación en la zona metalúrgica, basándose en que los valores altos de susceptibilidad magnética están fuertemente correlacionados con altas concentraciones de As y Pb. (Figura 1.11a y 1.11b).

Así mismo, los coeficientes de correlación de 0.68 a 0.72 entre el contenido de Fe y las concentraciones totales de As, Cd y Pb revelan una fuerte asociación entre estos elementos tóxicos con los minerales de Fe como la goethita, hematita y magnetita. Como ya se ha discutido, en la literatura especializada ha sido ampliamente reportado que ciertos elementos potencialmente tóxicos como el As, Cd y Pb son retenidos en la superficie de los oxihidróxidos de Fe debido a procesos de sorción (Goldberg 1986, Fuller et al. 1993, Bowell 1994, Lin 1997, Foster et al. 1998, McGregor et al. 1998, Romero et al. 2007).

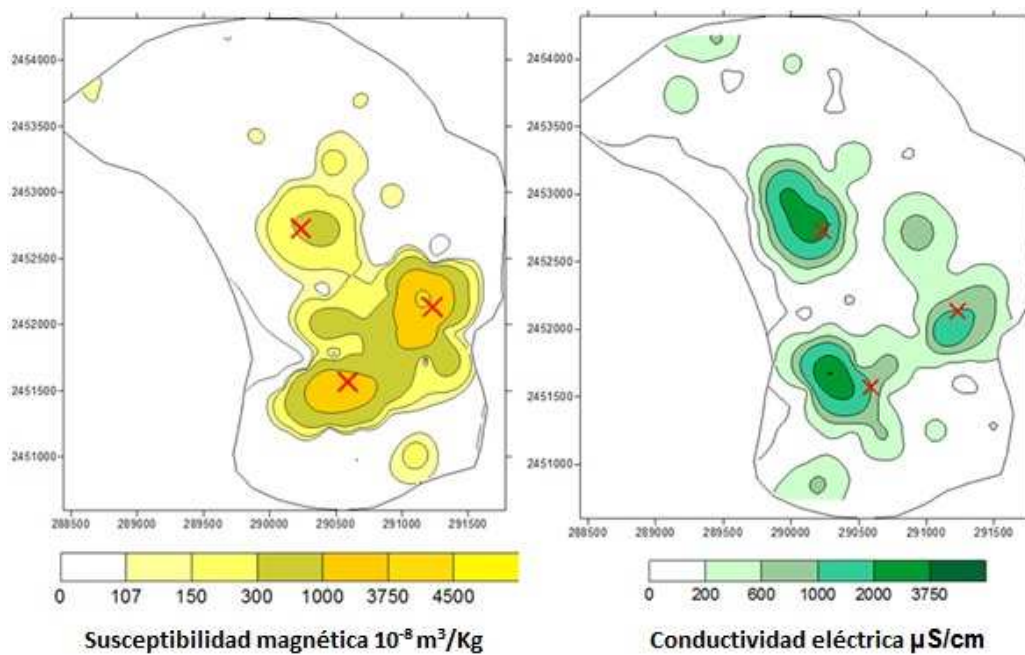


Figura 1.10. Susceptibilidad magnética y conductividad eléctrica en la zona de estudio.
(Tomado de Francisco Romero, UGM 2010)

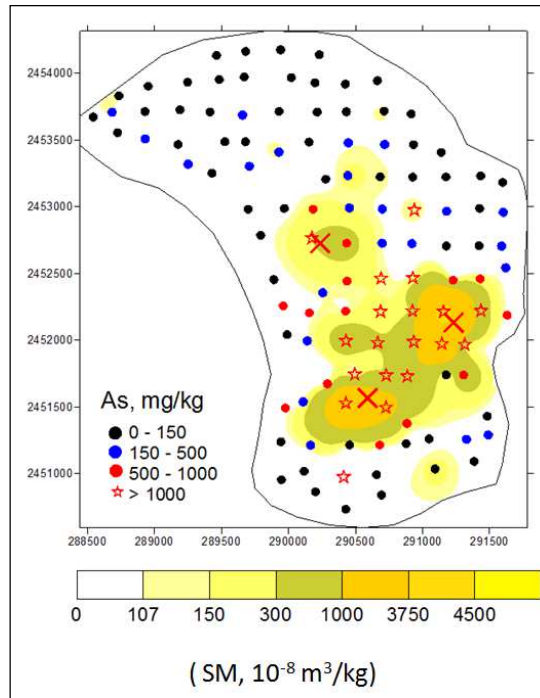


Figura 1.11a Mapa que muestra la susceptibilidad magnética y concentración de Arsénico en la zona metalúrgica. (Tomado de Francisco Romero, UGM 2010)

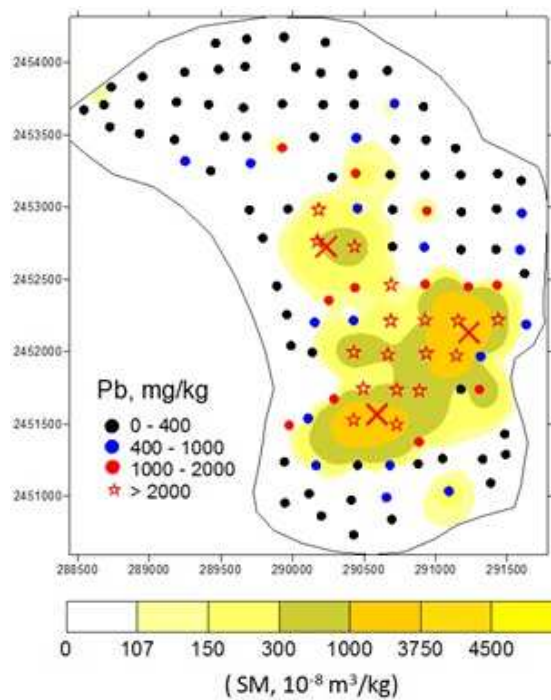


Figura 1.11b Mapa que muestra la susceptibilidad magnética y concentración de plomo en la zona metalúrgica. (Tomado de Francisco Romero, UGM 2010)

2. MARCO TEÓRICO

2.1. CONTAMINACIÓN DE SUELOS

Se define el suelo, desde el punto de vista medioambiental, como la capa superior de la litosfera, situada entre el lecho rocoso y la superficie. Está compuesto por partículas minerales, materia orgánica, agua, aire y organismos vivos.

El suelo es uno de los componentes fundamentales del medio ya que constituye la parte de la superficie terrestre sobre la que se asienta la vida vegetal y sobre la cual se implanta la mayor parte de las actividades humanas, siendo, además, la interfaz entre la tierra, el aire y el agua lo que lo confiere capacidad de desempeñar tanto funciones naturales como de uso.

Por suelo contaminado se entiende aquel que presenta concentraciones totales de elementos potencialmente tóxicos superiores a las naturales, como resultado de la actividad humana y que puede tener un efecto nocivo para los organismos y el medio en el que se encuentra.

Los procesos minero-metalúrgicos, utilizados para la obtención de metales con valor comercial, generan residuos que constituyen una de las principales causas de la contaminación de los suelos con arsénico y metales pesados (Selim y Sparks 2001).

2.1.1. METALES PESADOS

Se considera metal pesado, aquel elemento que tiene una densidad igual o superior a 5 g/cm³ cuando está en forma elemental, o cuyo número atómico es superior a 20 (excluyendo a los metales alcalinos y alcalino-térreos) entre los que destacan el plomo (Pb), y el cadmio (Cd), a los que no se les conoce ninguna función vital. Existen otros elementos químicos que aunque son no metales o metaloides, pueden englobarse en la misma categoría ya que presentan orígenes y comportamientos semejantes, como es el caso del arsénico (As).

En general todos los metales pesados pueden ser tóxicos dependiendo de la cantidad disponible en que se encuentren. Los que se consideran más peligrosos son los que en menores dosis pueden causar mayores daños como es el caso de plomo, cadmio, mercurio y arsénico. Sin embargo, como estos elementos en los suelos normalmente forman fases sólidas insolubles su solubilidad es limitada y, solamente en condiciones extremas representan un riesgo para la biota.

En la zona de estudio analizada para esta tesis, los elementos potencialmente tóxicos con mayor prioridad son el As, Cd y Pb, los cuales se encuentran en altas concentraciones en los

suelos y además son de alta toxicidad y podrían representar un riesgo para la población como se explica a continuación.

Los metales pesados y el arsénico en el suelo se encuentran en la fase sólida y en la fase acuosa (solución de poro). En solución de poro pueden existir como iones libre o como complejos asociados con ligandos orgánicos e inorgánicos. En la fase sólida, estos contaminantes pueden ser retenidos en los componentes orgánicos e inorgánicos de los suelos por mecanismos de sorción o pueden existir como minerales o sales. Los iones en solución son más disponibles para las funciones vitales de la biota o para ser transportados y contaminar cuerpos de agua.

El principal mecanismo de retención de metales y arsénico en los suelos es el denominado fenómeno “sorción”.

Los fenómenos de sorción son reacciones que ocurren entre iones (en este caso de los metales pesados y arsénico) que se encuentran en la solución del suelo y las partículas sólidas activas químicamente (coloides inorgánicos y orgánicos). Los enlaces pueden variar de muy débiles y de naturaleza electrostática (intercambio iónico), a fuertes y de naturaleza iónica o covalente (complejos de esfera interna, compuestos de coordinación con moléculas orgánicas, etc.); y ocurrir en la superficie de los coloides (adsorción) o en el interior de las partículas (absorción). Cuando un ión soluble sustituye a otro que estaba en el sólido se dice que coprecipitan.

En general los fenómenos de sorción pueden ser más rápidos que los de precipitación de sales y minerales a partir de iones que se encuentran en la solución.

Los factores que determinan la capacidad de sorción son:

a) Carga superficial

Los aluminosilicatos y óxi-hidróxos de Mn y Fe presentan carga en su superficie. Se debe a sustituciones isomórficas (carga permanente) o a fenómenos de hidrólisis de los metales que contienen. Esta carga es variable ya que depende del pH del medio. Cuando hay abundancias de protones la carga es positiva y pueden retener aniones, cuando el medio es básico, la carga es negativa y retienen cationes. El pH del valor correspondiente a la “carga cero” es llamado punto isoeléctrico o punto de carga cero (Parks and De Bruyn, 1962). Cuando el pH del medio es inferior al PZC, los aniones pueden ser retenidos en las superficies de los sólidos vía sorción. Por otro lado, los cationes pueden ser sorbidos en la superficie de los sólidos cuando el pH del medio es superior al PZC.

b) Área superficial

El área superficial es inversamente proporcional al tamaño de las partículas y determina la magnitud e intensidad de la actividad química de las mismas. Entre más pequeña es la partícula, mayor será su área superficial. Todos los minerales pueden sorber iones, pero el grado de reacción depende del área superficial. Los minerales que presentan mayor área superficial son las arcillas y los oxi-hidróxidos de Fe, Al y Mn (Appelo, 1993).

La sorción de los metales pesados y arsénico en las superficies de los Fe-oxihidróxidos ha sido ampliamente documentada. Para estos compuestos se han reportado áreas superficiales del orden de los 100 m²/kg y PZC entre 6.5 y 8.5 (Dzombak and Morell, 1990). Por lo que según el pH del medio se pueden cargar positiva o negativamente y por lo tanto retener, vía sorción, contaminantes en forma aniónica o catiónica.

Muchos autores han reportado la retención de arsénico y metales pesados en las superficies de los Fe-oxihidroxidos, vía sorción (Sadiq, 1995; Dzombak and Morell, 1990; Roussel et al., 2000; Romero et al, 2007).

2.1.2. TOXICIDAD DE ARSENICO, CADMIO Y PLOMO

La toxicidad es la capacidad que tiene cualquier sustancia química de producir efectos nocivos en un organismo vivo. Un efecto tóxico de una sustancia es proporcional a la dosis, siendo esta la cantidad de sustancia que se administra a un organismo.

Arsénico

El arsénico (As), es un elemento semi-metal de la tabla periódica, es inodoro e insípido. De forma natural, el As es liberado al medioambiente por erupciones volcánicas o la lixiviación de As contenido en algunos minerales. Antropogénicamente, este elemento se libera a través de procesos industriales o comerciales. El As ha sido empleado como preservante de la madera, en la industria microelectrónica, en fabricación de semiconductores, para la creación de pesticidas, herbicidas, fungicidas y también es utilizado como medicamento para el tratamiento de la sífilis, soriasis o empleado como antiparasitario.

De las principales vías de exposición y penetración de As en los organismos, destacan la inhalación y la absorción a través de la piel, así como la exposición vía ingestión. No obstante también son significativas las aportaciones de As en el aire y el agua potable. La inhalación crónica de As se asocia con irritación de la piel y las membranas mucosas ocasionando dermatitis, conjuntivitis, faringitis y rinitis. La ingestión en seres humanos ha tenido efectos gastrointestinales, anemia, neuropatía periférica, lesiones en piel, hiperpigmentación, gangrena de las extremidades, lesiones vasculares y daño hepático o renal. Dentro de los casos cancerígenos se reportan cáncer de pulmón por inhalación y cáncer de hígado y piel por ingestión de este elemento.

Es clasificado por la US EPA como un carcinógeno del grupo A.

Cadmio

Las principales fuentes de cadmio (Cd) son la quema de combustibles fósiles como el carbón y el petróleo, así como la incineración de residuos municipales, los fertilizantes, y aplicación de fangos procedentes de estaciones depuradoras o el humo del tabaco. También se concentra como subproducto de la fundición de zinc, plomo o minerales de cobre. Se utiliza para la fabricación de pinturas, baterías y en el revestimiento de metales y plásticos.

La principal vía de penetración a los organismos es la inhalación. El Cd penetra se deposita en el páncreas, tiroides, pulmones, testículos y glándulas salivares. La eliminación de este elemento acumulado por el organismo, ya sea por vía urinaria o fecal, es muy lenta, de manera que se considera al Cd como un tóxico acumulativo. El Cd también perturba el metabolismo de los aminoácidos, dependiendo del tipo de exposición y la prolongada de esta, han sido detectadas diferentes patologías desde la irritación pulmonar hasta la osteoporosis, impidiendo la incorporación del Ca al hueso. Su acción cancerígena está demostrada afectando pulmones y próstata.

El cadmio ha sido clasificado como carcinógeno del grupo B1 por la US EPA.

Plomo

El Plomo (Pb) es de origen natural puede tener concentraciones altas en algunas zonas. Es empleado en la fabricación de baterías, pinturas y antidetonantes para gasolina. Esta última función aporta una contaminación enorme al suelo, por el uso de gasolinas con plomo en los automóviles. El plomo puede ser ingerido como resultado de la actividad mano a boca que es común en niños pequeños y por consumir vegetales que pudieron tomar plomo de la tierra en la que estuvieron plantados.

Las vías de penetración de plomo suelen ser digestivas, pulmonares o cutáneas. Los principales efectos crónicos asociados al plomo en el organismo tras la ingestión prolongada de pequeñas cantidades en la dieta son hemopatías, alteraciones de sistema nervioso, problemas gastrointestinales y afectaciones renales. El plomo que es absorbido y que pasa a la sangre y no se elimina por la orina se deposita en el hígado, el riñón, la medula ósea y otros tejidos. En el torrente sanguíneo, el plomo inhibe la síntesis de hemoglobina, disminuyendo el tiempo de vida de los eritrocitos lo que conduce a una anemia.

2.1.3. FUENTES DE CONTAMINACIÓN

Las fuentes de contaminación de los metales pesados pueden ser naturales o endógenas y antropogénicas o exógenas. Las fuentes naturales o endógenas son el material original es decir, las rocas y su composición mineralógica que al estar expuestas al ambiente y liberar los metales, se concentran como consecuencia de la meteorización pudiendo acumularse en cantidades tóxicas para los seres vivos. Las fuentes antropogénicas o exógenas, son los

llamados residuos que se generan en las actividad industrial o doméstica, realizada por el hombre para la obtención de un beneficio.

Los residuos, pueden llegar a ocasionar graves daños a los ecosistemas y a la salud humana, dependiendo si son caracterizados como peligrosos.

En zonas mineras metalúrgicas se ha provocado la afectación de suelos y sedimentos en grandes superficies, cuando la disposición de estos residuos no considera la vulnerabilidad del medio. Por ejemplo en las zonas áridas y semiáridas la dispersión eólica de los residuos ha provocado la contaminación de suelos de diferente uso en superficies mayores a 1000 hectáreas (Gutiérrez et al. 2007)

2.2. GESTIÓN AMBIENTAL DE SUELOS CONTAMINADOS CON METALES EN MEXICO.

En años anteriores, prevaleció la filosofía de eliminación de residuos peligrosos considerando que “lo que no se ve, no existe”, esta premisa prevaleció durante décadas y actualmente ya no es aceptable (Henry, J. Glynn; 1999).

La contaminación de suelos por metales pesados, hidrocarburos, desechos químicos, materiales biológicos infecciosos, entre otros, es reconocida como un problema prioritario a nivel mundial, ya que éstos pueden representar un riesgo para la salud humana y para los ecosistemas en general.

La eliminación incorrecta de desechos se ha hecho evidente, de manera que si pretendemos que la producción industrial y el mejoramiento correspondiente de la calidad de vida continúen, debemos aceptar los residuos industriales como un producto secundario de este progreso y conocer las posibles consecuencias y afectaciones a futuro si es que no se lleva un adecuado manejo de residuos así como su tratamiento y confinamiento óptimos.

Por estas razones, el problema de la contaminación de suelos se ha tratado ampliamente y se gestiona estableciendo una serie de normas y tecnologías para su rehabilitación con la finalidad de atender un problema en específico que afecte el ambiente, desde cómo debe muestrearse una zona, cómo delimitar zonas con distintos grados de contaminación, caracterizar las muestras para poder determinar si existen elementos o compuestos peligrosos, si están biodisponibles o geodisponibles y finalmente cómo se podría remediar el lugar afectado.

En México, dichas normas se publican en el Diario Oficial de la Federación y las autoridades que están a cargo de comprobar el cumplimiento de lo establecido por la ley son: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (PROFEPA), Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) en dado caso de que la contaminación afecte a los cuerpos de agua y Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios de la Secretaría de Salud (COFEPRIS) en el caso en que la contaminación ponga en riesgo la salud humana.

En México se han hecho Normas Oficiales Mexicanas (NOM) en materia de residuos y suelos contaminados

- En materia de residuos:

NOM-052-SEMARNAT-2005 establece que: Se consideran Residuos Peligrosos aquellos que presenten una o más de las siguientes características: corrosividad, reactividad, explosividad, toxicidad ambiental, inflamabilidad y/o biológico infecciosas.

Específicamente, en el caso de la industria minero-metalúrgica, los residuos generados son clasificados como PELIGROSOS cuando son generadores potenciales de acidez y contienen elementos tóxicos solubles, como indica la NOM-141-SEMARNAT-2003 y la NOM-157-SEMARNAT-2009, establece los elementos y procedimientos para instrumentar planes de manejo de residuos mineros.

- En materia de suelos contaminados:

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

En esta Norma Oficial Mexicana, se establecen diferentes alternativas para determinar la concentración objetivo a la cual se debe remediar un suelo.

Estas opciones incluyen las concentraciones de referencia, la determinación de concentraciones de fondo del suelo, el cálculo de concentraciones específicas conforme a las características propias del sitio y de concentraciones basadas en la disponibilidad de los contaminantes.

Señala también, que para identificar y delimitar los suelos contaminados hay que determinar las concentraciones totales de EPT en el suelo evaluado, y éstas se comparan con los valores de referencia que pueden ser: i) los valores genéricos de referencia indicados en esta misma norma (Tabla 2.1); o ii) los valores de fondo naturales de la zona de estudio.

Elementos potencialmente tóxicos (EPT)	Uso agrícola/residencial/comercial (mg/kg)	Uso industrial (mg/kg)
Arsénico	22	260
Bario	5 400	67 000
Berilio	150	1900
Cadmio	37	450
Cromo Hexavalente	280	510
Mercurio	23	310
Níquel	1 600	20 000
Plata	390	5 100
Plomo	400	800
Selenio	390	5 100
Talio	5,2	67
Vanadio	78	1000

Tabla 2.1. Concentraciones Genéricas de Referencia en México por tipo de uso de suelo (NOM-147- SEMARNAT-2004).

Una vez identificados los sitios contaminados se procede a obtener datos para valorar el riesgo potencial al ambiente o a la salud en los sitios donde se superó el valor de referencia. Cuando hay población humana expuesta, hay que valorar el riesgo a la salud, para lo cual es necesario determinar la biodisponibilidad de los EPT. En el caso de suelos contaminados con plomo, cuando se valora el riesgo a la salud humana, la determinación de la concentración específica de remediación (límite de remediación) se puede realizar a través de la evaluación de la bioaccesibilidad.

Una vez obtenida la bioaccesibilidad del plomo en las muestras de suelos; el límite de remediación se calcula con siguiente fórmula:

$$CE_T = \frac{CR_T}{BA}$$

CE_T = concentración específica con base en riesgo a la salud

CR_T = concentración de referencia total señalada

BA = factor de bioaccesibilidad

El factor de bioaccesibilidad se determina utilizando la metodología descrita en el Apéndice Normativo "C" de la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004; que en síntesis consiste en determinar la concentración de plomo extraído en una fase que simula las condiciones estomacales (pH =1.5), con una solución preparada con HCl y glicina en presencia de oxígeno y a una temperatura de reacción de 37°C.

Cuando no hay población humana expuesta, se puede llevar a cabo una evaluación de riesgo ambiental para aquellos elementos que contaminan el suelo o medir la fracción soluble (concentración geodisponible).

De acuerdo al texto de la NOM-147, “estas concentraciones solubles tienen como fundamento científico el que la fracción geodisponible, que en este documento se le denomina “soluble”, corresponde a iones solubles y/o partículas de tamaño pequeño (<0,45 µm), que pueden moverse a través de los poros del suelo y subsuelo, y representar un riesgo potencial para los cuerpos de agua y por lo tanto al medio ambiente”.

En el caso en que las concentraciones solubles del suelo estudiado superen las concentraciones de referencia solubles (Tabla 2.2), la concentración específica (límite de remediación) se determina aplicando la siguiente fórmula:

$$CE_s = CR_s \times CF_s$$

CE_s = concentración específica con base en la fracción soluble

CR_s = concentración de referencia soluble señalada en el Cuadro 3.3

CF_s = concentración soluble en las muestras de fondo

La concentración soluble se determina de acuerdo a la metodología descrita en el apéndice normativo “B”, que en síntesis consiste en determinar la concentración de los contaminantes en extractos obtenidos a través de suspensiones de las muestras sólidas homogenizadas con agua en equilibrio con la atmósfera (relación sólido:agua 1g:20mL); las cuales se agitan durante 18 horas y se filtran con membrana de 0.45µm.

Así, todo aquello que corresponde a iones solubles y/o partículas finas de diámetro inferior a 0.45µm, los cuales pueden moverse a través de los poros del suelo y subsuelo, se considera concentración soluble y representa un riesgo potencial para los cuerpos de agua y por lo tanto para el ambiente.

Elementos potencialmente tóxicos (EPT)	Concentración de referencia solubles (CR_s), (mg/L)
Arsénico	0,500
Bario	10,000
Berilio	0,122
Cadmio	0,100
Mercurio	0,020
Níquel	1,100
Plata	0,500
Plomo	0,500
Selenio	0,100
Talio	0,020
Vanadio	0,160

Tabla 2.2. Concentraciones de referencia solubles (CR_s) (NOM-147- SEMARNAT-2004).

2.3. REMEDIACIÓN DE SUELO

Dentro del ámbito ambiental, uno de los términos más importantes es quizá *tecnología de remediación o tratamiento*, el cual es un término aplicado a una serie de operaciones que modifican las características de una sustancia peligrosa o contaminante a través de acciones químicas, físicas o biológicas de manera que reduzcan la toxicidad, movilidad o volumen del material contaminado (EPA, 2001).

El uso de una tecnología de remediación en particular depende, además de los factores específicos del sitio y de las propiedades fisicoquímicas del contaminante, de su disponibilidad, de la fiabilidad demostrada o proyectada, de su estado de desarrollo (laboratorio, escala piloto o gran escala) y de su costo (Sellers, 1999).

Estas tecnologías de remediación pueden clasificarse de distintas maneras:

Por estrategia de remediación:

- Estabilización de los contaminantes. Este tipo de tecnologías busca alterar la estructura química del contaminante.
- Extracción o separación. Los contaminantes se extraen y/o separan del medio contaminado, aprovechando sus propiedades físicas o químicas (volatilización, solubilidad, carga eléctrica).
- Aislamiento o inmovilización del contaminante. Los contaminantes son solidificados o contenidos con el uso de métodos físicos o químicos.

Por el lugar del proceso de remediación:

- In situ. Son las aplicaciones en las que el suelo contaminado es tratado, o bien, los contaminantes son removidos del suelo contaminado, sin necesidad de excavar el sitio. Es decir, se realizan en el mismo sitio en donde se encuentra la contaminación.
- Ex situ. La realización de este tipo de tecnologías, requiere de excavación, dragado o cualquier otro proceso para remover el suelo contaminado antes de su tratamiento que puede realizarse en el mismo sitio (on site) o fuera de él (off site).

Por tipo de tratamiento:

- Tratamientos biológicos (bioremediación). Utilizan las actividades metabólicas de ciertos organismos para degradar, transformar o remover los contaminantes a productos metabólicos inocuos.
- Tratamientos fisicoquímicos. Utilizan las propiedades físicas y/o químicas de los contaminantes o del medio contaminado para transformar, separar o contener el contaminante.
- Tratamientos térmicos. Utilizan calor para incrementar la volatilización (separación), quemar, descomponer o fundir (inmovilización) los contaminantes en un suelo.

2.3.1. TECNOLOGÍAS DE REMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS CON METALES

La remediación de sitios contaminados con metales, puede realizarse a través de métodos fisicoquímicos, térmicos y/o biológicos. Sin embargo, la efectividad de un método de remediación para un sitio contaminado con compuestos inorgánicos, depende del conocimiento de los factores hidrológicos y geológicos del sitio, de la solubilidad y especiación de los metales, de los procesos de atenuación e inmovilización y de la medida en que éstos puedan migrar en el suelo.

Por otra parte, el costo y el tiempo de la remediación de un sitio son también factores a considerar para elegir un método de tratamiento para un contaminante y un sitio en particular.

Actualmente existen en México alrededor de 85 empresas autorizadas, que ofrecen servicios de remediación para suelos contaminados con el uso de diferentes tipos de tecnologías. Desde 1997 las autoridades ambientales establecieron un programa para la verificación y acreditación de las empresas que ofrecen este servicio. Hoy en día, para poder realizar un trabajo de remediación, es necesario contar con permisos específicos por parte de la Dirección General de Gestión Integral de Materiales y Actividades Riesgosas (DGGIMAR) de la SEMARNAT. De acuerdo con datos proporcionados por esta Secretaría, en septiembre de 2002, todas las tecnologías que ofrecían las empresas autorizadas en ese momento, se enfocaban exclusivamente a la remediación de sitios contaminados con compuestos orgánicos (principalmente hidrocarburos). En ese año, de un total de 57 empresas autorizadas, ninguna ofrecía servicios para la remediación de suelos contaminados con metales (Volke y Velasco, 2002).

Los metales pesados, a diferencia de los contaminantes orgánicos, no pueden descomponerse por vía biológica, física ni química, de manera que la remediación de sitios contaminados con metales o metaloides se limita a la modificación de su solubilidad, movilidad y/o toxicidad, básicamente a través de cambios en su estado de valencia, favoreciendo su inmovilización (quelación) y/o movilización (disolución) (Stephen y Macnaughton 1999, Bosecker 2001).

Las tecnologías de remediación convencionales que se han usado para la limpieza de suelos contaminados con metales, son: la inmovilización (contención con el uso de barreras verticales u horizontales), la solidificación/estabilización [S/E] (vitrificación y microencapsulación), excavación y confinamiento, separación y concentración (lavado de suelos e inundación de suelos) y sistemas electrocinéticos (USEPA, 1997; Prasad y Freitas, 2003).

2.3.2. TRATAMIENTOS FISICOQUÍMICOS.

Los tratamientos fisicoquímicos utilizan las propiedades físicas y/o químicas de los contaminantes o del medio contaminado para transformar, separar o inmovilizar el contaminante. Son tratamientos económicamente factibles y la mayoría se encuentra

disponible comercialmente, por lo cual son las técnicas más empleadas para la remediación de diferentes matrices contaminadas con elementos tóxicos desde hace décadas. Estas tecnologías involucran una variedad de procesos como: filtración, neutralización, precipitación oxidación/reducción, sorción, evaporación y floculación, entre otros. Algunos de estos procesos pueden emplearse para el tratamiento de suelos contaminados con EPT, por ejemplo: oxidación/reducción (transformación), lavado de suelos (separación) y solidificación/extracción (inmovilización) (Van Deuren *et al.* 2002).

Entre las principales ventajas de los tratamientos fisicoquímicos, se encuentran: (i) Son efectivos en cuanto a costos; (ii) pueden realizarse en periodos cortos; (iii) el equipo es accesible y no se necesita de mucha energía ni ingeniería. Algunas desventajas de estos tratamientos son: (i) los residuos generados por técnicas de separación deben tratarse o disponerse, lo que incrementa costos y necesidad de permisos; (ii) los fluidos de extracción pueden aumentar la movilidad de los contaminantes, lo que implica la necesidad de sistemas de recuperación (Volke y Velasco, 2002).

La separación física y magnética, así como el lavado de suelo, son las tecnologías de remediación que se estudian y se proponen en esta tesis.

2.3.3. SEPARACIÓN FÍSICA

La separación física tiene como objetivo concentrar los contaminantes sólidos por medios físicos y químicos y de esa manera obtener fracciones relativamente limpias que pueden considerarse como suelo tratado.

La mayoría de los contaminantes orgánicos e inorgánicos tienden a unirse, química o físicamente, a la fracción más fina del suelo. Las partículas finas de arcillas y sedimentos pueden separarse de arenas y gravas gruesas para concentrar los contaminantes en volúmenes menores de suelo. De esta manera, el volumen de suelo obtenido puede tratarse o disponerse.

La separación *ex situ* puede realizarse por varios procesos. Utilizando una separación por gravedad (por diferencia de densidad entre fases) y la separación por tamaño de partícula (concentración de contaminantes en volúmenes menores), estos son dos procesos bien desarrollados.

Existe otra forma de separación física que es la separación magnética, en la cual se utilizan materiales magnéticos que retienen a los contaminantes y posteriormente se separan del medio contaminado, dicho proceso es mucho más novedoso y aún se encuentra en desarrollo (EPA, 2001). La separación magnética se usa específicamente para metales pesados y partículas magnéticas radioactivas (plutonio y uranio).

Las limitaciones que presentan estos tratamientos son: el alto contenido de arcillas y de humedad que incrementa los costos del tratamiento.

2.3.4. LAVADO DE SUELOS

El lavado de suelos es una tecnología *ex situ*, en la cual el suelo contaminado se excava y se lava con agua o soluciones de extracción en una unidad de lavado con el fin de disolver, suspender al contaminante, lográndose así su transferencia a la fase acuosa.

El objetivo principal de este proceso es la separación de los EPT solubles en agua. De esta manera, la solución de lavado (fracción lixiviada) conteniendo los metales tóxicos solubles puede procesarse por técnicas convencionales de tratamiento de aguas mientras que los metales insolubles, en la fase sólida (fracción lavada), pueden ser procesados por otras tecnologías o confinados de manera segura.

A nivel campo el suelo se excava y se lleva a una planta donde primero se homogeneiza y luego se separa por tamaños y se trata en un sistema de lavado. La separación por tamaños se realiza para facilitar las labores de limpieza pues los contaminantes se unen preferentemente a las fracciones finas, arcillas y limos, y con mucha menor intensidad a las arenas. Así las arcillas y los limos se lavan más intensamente y si es necesario se repiten los lavados.

2.4. CONCEPTOS DE MAGNETISMO AMBIENTAL

El magnetismo ambiental es un campo de las ciencias de la Tierra y de la Física reciente que ha destacado su importancia desde los 80's a partir del desarrollo de nuevas técnicas y métodos de mediciones magnéticas, así como, de la investigación de diferentes parámetros magnéticos y su interpretación física en contextos geológicos, climáticos y ambientales. Aunque muchos trabajos anteriores han sido reconocidos dentro del campo de investigación, la primera descripción explícita fue dada por *Thompson et al. (1980)*, en dicho artículo se mostraban distintos parámetros magnéticos y su aplicación e interpretación en estudios ambientales.

Las técnicas magnéticas han sido mejoradas y desarrolladas con rapidez convirtiéndose en herramientas muy útiles para interpretar distintos procesos que ocurren en el medio ambiente. De acuerdo a *Verosub y Roberts (1995)* es posible dividir el magnetismo ambiental en tres amplias y arbitrarias categorías:

- *Primera.* Relacionada con el uso de minerales magnéticos en los registros geológicos, con el objeto de investigar los procesos físicos en ambientes deposicionales. En esta categoría se incluye la correlación de testigos de sedimentos usando mediciones magnéticas, estudios del comportamiento del campo geomagnético, el análisis de los procesos deposicionales y postdeposicionales que afectan los sedimentos, y el estudio de los parámetros magnéticos que podrían representar las variaciones paleoclimáticas.

- *Segunda.* Estudia los procesos responsables de las variaciones en los minerales magnéticos depositados en ambientes sedimentarios. Estas investigaciones incluyen cambios en sedimentos en lagos, fluctuaciones en contribuciones de componentes terrígenas, eólicas y glaciogénicas en sedimentos marinos, y el origen de partículas atmosféricas.
- *Tercera.* Categoría orientada al estudio de cambios in situ y transformaciones de minerales magnéticos en ambientes sedimentarios, incluyendo pedogénesis, formación autigenética/diagenética de fases ferrimagnéticas, disolución de minerales magnéticos debida a diagénesis reductiva, contribuciones del biomagnetismo al magnetismo sedimentario, y fenómenos de *aumento magnético* por influencia antropogénica.

2.4.1. SUSCEPTIBILIDAD MAGNÉTICA

La susceptibilidad magnética es una medida de la facilidad con la que un material puede ser magnetizado.

Se denomina así, a la relación entre el campo magnético aplicado a una muestra y el momento magnético adquirido por la misma:

$$x = \frac{m}{H}$$

donde x es la susceptibilidad magnética, m es el momento magnético y H el campo magnético aplicado.

La susceptibilidad así definida es una propiedad cuya unidad de medida en el sistema internacional (SI) es m^3 , si se le expresa por unidad de volumen, en el sistema internacional es un número adimensional, y por unidad de masa es m^3/kg .

Este parámetro depende de los minerales magnéticos presentes, su concentración y características.

No obstante, se ha observado que tales características contienen huellas que son variables y dependientes del medio bajo estudio. Obviamente, cada ambiente posee características intrínsecas, y sufre influencias climáticas, por lo cual, pueden ocurrir diferentes procesos (por ej.: procesos de reducción-oxidación). De este modo, los parámetros magnéticos pueden darnos información útil sobre portadores magnéticos (su concentración, características, etc.) y su contribución al estado de contaminación del medio ambiente.

De manera general las sustancias se clasifican en diamagnéticas (de susceptibilidad magnética positiva muy baja a negativa), paramagnéticas (de susceptibilidad magnética positiva) y ferrimagnéticas (de susceptibilidad magnética positiva y muy grande).

Dentro de los materiales ferromagnéticos existen tres grupos diferentes: ferromagnéticos sensu stricto (hierro, cobalto); ferrimagnéticos (magnetita, titamagnetita, maghemita, entre otros) y antiferromagnéticos (hematita, goethita, entre otros). Estos materiales tienen diferentes respuestas en presencia de un campo magnético, ya que su estructura cristalina difiere sensiblemente. En los suelos se encuentran minerales ferrimagnéticos y antiferromagnéticos, y como regla general se puede afirmar que, a temperatura ambiente, los materiales ferrimagnéticos son más fáciles de magnetizar que los antiferromagnéticos, y por tanto de susceptibilidad magnética mayor.

En la Tabla 2.3 se encuentran los valores de susceptibilidad magnética específica (la cual toma en cuenta la densidad de la sustancia) para distintos materiales; los minerales ferri y antiferromagnéticos, presentan los mayores valores de susceptibilidad magnética (entre 60 y 2×10^7), mientras que los diamagnéticos presentan valores bajos hasta negativos (en un rango de 15 a -2). Entre ambos, los minerales paramagnéticos presentan valores de susceptibilidad positivos pero relativamente bajos (entre 30 y 130).

Minerales ferri y antiferromagnéticos		Minerales paramagnéticos		Minerales diamagnéticos	
(m^3/kg)					
Hierro (αFe)	2×10^7	Olivinos ($\text{Mg,Fe}_2\text{SiO}_4$)	1→130	Agua (H_2O)	-0.9
Magnetita (Fe_3O_4)	5×10^4	Anfiboles (Mg,Fe,Al)	16→100	Halita (NaCl)	-0.9
Maghemita ($\gamma\text{Fe}_2\text{O}$)	4×10^4	Siderita (FeCO_3)	~100	Cuarzo (SiO_2)	-0.6
Pirrotita (Fe_2S_3)	$\sim 5 \times 10^3$	Piroxenos ($\text{Mg, Fe}_2\text{SiO}_6$)	5→100	Calcita (CaCO_3)	-0.5
Ilmenita (FeTiO_3)	~200	Biotitas (Mg, Fe, Al)	5→95	Feldespato (Ca,Na,K,Al)	-0.5
Lepidocrocita (γFeOOH)	70	Nontronita (Fe-rich clay)	~90	Caolinita (clay mineral)	-2
Hematita (Fe_2O_3)	60	Chamosita (Ox. Chrolite)	~90	Montmorillonita (clay)	~5
Goethita (αFeOOH)	70	Epidoto (Ca,Fe,Al)	~30	Illita (clay mineral)	~15
		Pirita (FeS_2)	~30		
		Calcopirita (CuFeS_2)	~3	Plástico (e.g. PVC)	~0.5

Tabla 2.3. Susceptibilidad específica de varios minerales y materiales. Thompson y Oldfield, 1986

2.4.2. AUMENTO MAGNÉTICO

El *aumento magnético* (Tite y Linington, 1975) es un fenómeno que se debe a la conversión de materiales no-ferrimagnéticos in situ, o bien, a un aporte extra de materiales ferrimagnéticos, éste ha sido un tema ampliamente estudiado y su origen puede estar relacionado a distintos mecanismos que ocurren en la naturaleza y causados por el hombre. Entre los posibles procesos que causan aumento magnético, pueden nombrarse, fermentación, calentamiento, incendios, actividad biológica, procesos químicos (Maher, 1986, Mullins, 1977, Thompson et al, 1980, Thompson & Oldfield, 1986, Tite & Linington, 1975), emisión y deposición de partículas contaminantes y magnetizadas de origen antropogénico.

Es posible identificar aumento magnético en suelos cercanos a distintas fuentes de contaminación como lo son plantas termoeléctricas, industrias metalúrgicas y emisiones urbanas. Algunos trabajos en suelos, como Heller et al. (1998) señalan un aumento magnético fuerte debido a la influencia de partículas magnéticas antropogénicas en los horizontes orgánicos (alrededor de 5 cm) del suelo.

Chan et al. (2001) investigaron los sedimentos del lecho marino en la de bahía de Hong Kong, y Georgeaud. et al. (1997) estudiaron sedimentos del lago Berre. Encontraron aumento magnético en los sedimentos y una correlación significativa entre parámetros magnéticos y contenido de metales pesados para las zonas más contaminadas.

Las concentraciones de materiales magnéticos y de metales pesados pueden estar ligadas, aunque distintos factores pueden diluir enlaces entre ellos. (Kukier et al.; 2003).

Tal conexión para partículas derivadas de emisiones antropogénica puede deberse a la incorporación de contaminantes como pueden ser los metales pesados en la estructura cristalina de las partículas ricas en Fe (materiales ferri(antiferro) magnéticos generados a partir de minerales de hierro presentes en el combustible fósil durante la combustión), o bien, una incorporación posterior (sorción) de metales pesados en la superficie de los portadores ferri(antiferro) magnéticos generados por las actividades antropogénicas o presentes en suelos o sedimentos de arroyos.

La asociación mencionada entre portadores magnéticos y contaminantes constituye la base para el uso de los métodos magnéticos en los estudios de contaminación. Este hecho permite investigar las relaciones entre parámetros magnéticos y contenidos de metales pesados. La relación entre metales pesados y parámetros magnéticos ha sido estudiada en forma detallada por una gran cantidad de autores, por ej.: Hunt et al. (1984); Beckwith et al. (1986); Strzyszcz et al. (1996); Heller et al. (1998); Hoffmann et al. (1999); Bityukova et al. (1999); Durza (1999); Kapicka et al. (1999); Petrovský et al. (1998, 2000); Hanesch y Scholger (2002); Chaparro et al. (2002a, 2003a). Dichos estudios indican la posible existencia de relaciones lineales entre parámetros magnéticos y metales pesados.

Thompson y Oldfield (1986) observan que el cobre, cromo, arsénico y zinc están asociados con óxidos de hierro en la mayoría de los casos, el cadmio y el níquel principalmente con manganeso, y el plomo con cualquiera de ellos.

Bityukova et al. (1999) encontraron una correlación positiva fuerte entre la susceptibilidad magnética y metales pesados, pero *Durza (1999)* sólo pudo establecer una relación entre la susceptibilidad magnética y la suma de metales pesados en un área reducida cerca de una planta metalúrgica.

Petrovský y Ellwood (1999) presentan una completa revisión de las más recientes aplicaciones de los métodos de magnetismo para estudios de contaminación, analizando también las ventajas y desventajas de estos métodos.

El mapeo de la susceptibilidad magnética, método magnético, ha sido ampliamente utilizado para evaluar la distribución espacial de la contaminación, especialmente, debido a la rapidez de las mediciones (*Jordanova et al., 2003*). El método se basa en las mediciones de un parámetro magnético simple de medir (susceptibilidad magnética), es muy confiable para la estimación cualitativa de la contaminación antropogénica. La susceptibilidad magnética es uno de los parámetros magnéticos potencialmente más poderoso en el monitoreo de la contaminación antropogénica en el medio ambiente.

El monitoreo magnético de la contaminación con este parámetro ha sido satisfactoriamente realizado en distintas y vastas áreas de Europa, no obstante, es recomendable realizar las interpretaciones con cuidado, teniendo en cuenta las características geogénicas naturales de los suelos, condiciones de distintos suelos, el uso de la tierra, etc. (*Hoffmann et al., 1999; Kapička et al., 2001a; Hanesch et al., 2003; Scholger, 1997; Hanesch and Scholger, 2002*).

De este modo, el método de mapeo con susceptibilidad magnética puede ser usado para monitorear contaminación en forma económica y relativamente rápida sobre áreas amplias o reducidas (*Schibler et al., 2002; Boyko et al., 2004*).

Hasta el presente, esta técnica solamente ha sido utilizada en mediciones relativas para delimitar áreas con distintos niveles de contaminación, o bien, para discriminar entre áreas contaminadas y “limpias”, sin embargo, como anteriormente se había mencionado, no se ha reportado el uso de la susceptibilidad magnética ni el aumento magnético en suelos contaminados con fines de remediación de suelo.

3. METODOLOGÍA

3.1. MUESTREO

Se prepararon cinco muestras compuestas a partir de 101 muestras superficiales de suelo que se colectaron en la zona metalúrgica, en estudios previos (Pérez-Martínez, 2012). Las muestras utilizadas corresponden a la parte sureste del complejo metalúrgico (Figura 3.1), lugar donde se encuentran los suelos más contaminados y también el que representa mayor riesgo para el ambiente.



Figura 3.1. Aspecto de la parte sureste del complejo metalúrgico donde se distribuyen las muestras de suelos superficiales que se utilizaron para la preparación de las muestras compuestas estudiadas en este trabajo de tesis.

En la Figura 3.2 se puede observar la localización de las muestras superficiales que se ocuparon para realizar el muestreo compuesto:

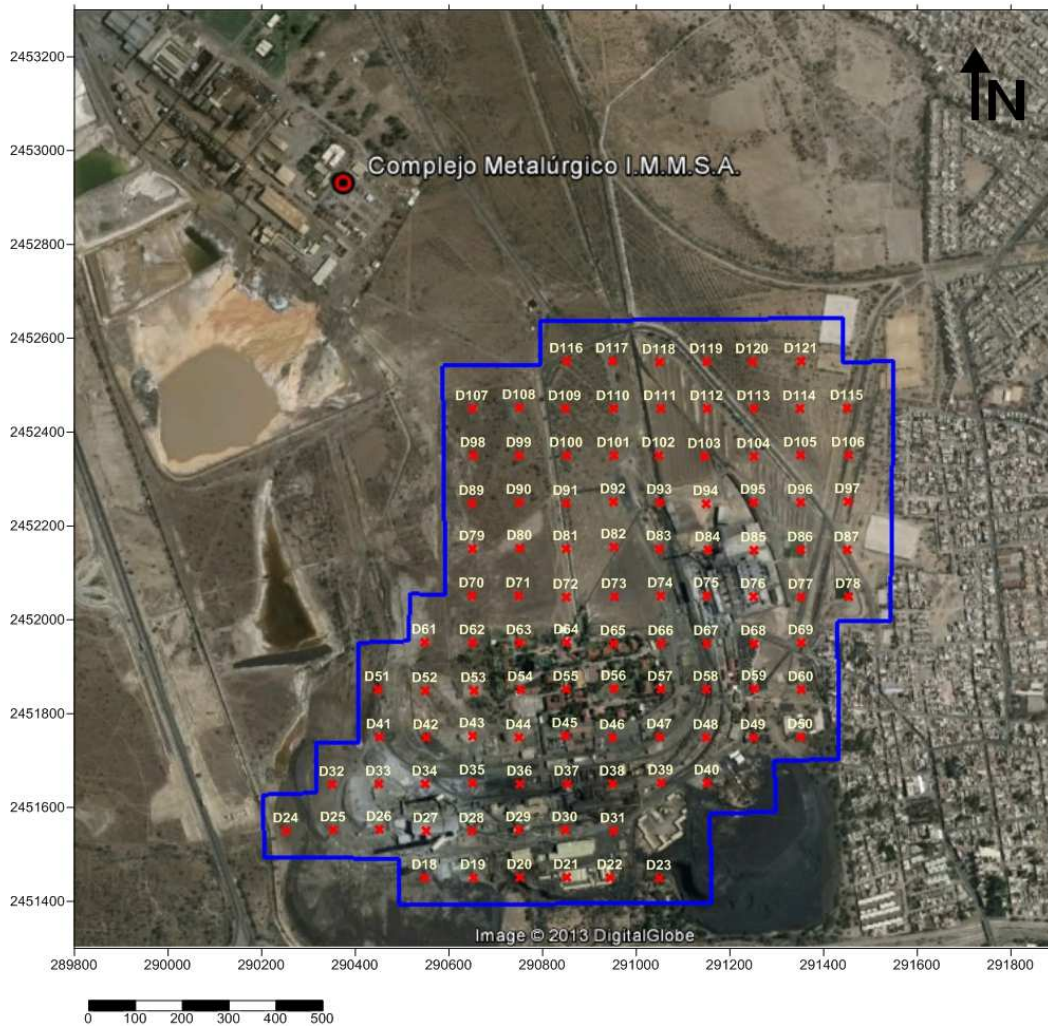


Figura 3.2. Localización de muestras superficiales en el área de estudio.

El muestreo compuesto se realizó tomando en cuenta los diferentes grados de contaminación en la zona de estudio. Así, se agruparon las muestras simples que contenían similar cantidad de EPT, considerando también la proximidad entre ellas (Figura 3.3).

En la Tabla 3.1 se puede observar el intervalo de las concentraciones de los EPT de interés, en las muestras compuestas; así como el número de muestras simples utilizadas para la preparación de éstas y la superficie de la zona en las que fueron colectadas.

Se tomaron 50 g de cada muestra simple para formar la muestra compuesta.

Las muestras compuestas se cuartearon por medio del método cono-cuarteo, el cual consiste en dividir la muestra en cuatro partes iguales, tomando las partes contrarias para realizar el

siguiente cuarteo; posteriormente se repite el mismo proceso tomando esta vez las partes opuestas a las escogidas anteriormente.

Una vez homogeneizadas, de cada muestra compuesta se tomaron 100 g para la caracterización total del suelo y 250 g para realizar la separación magnética y el lavado de suelo.

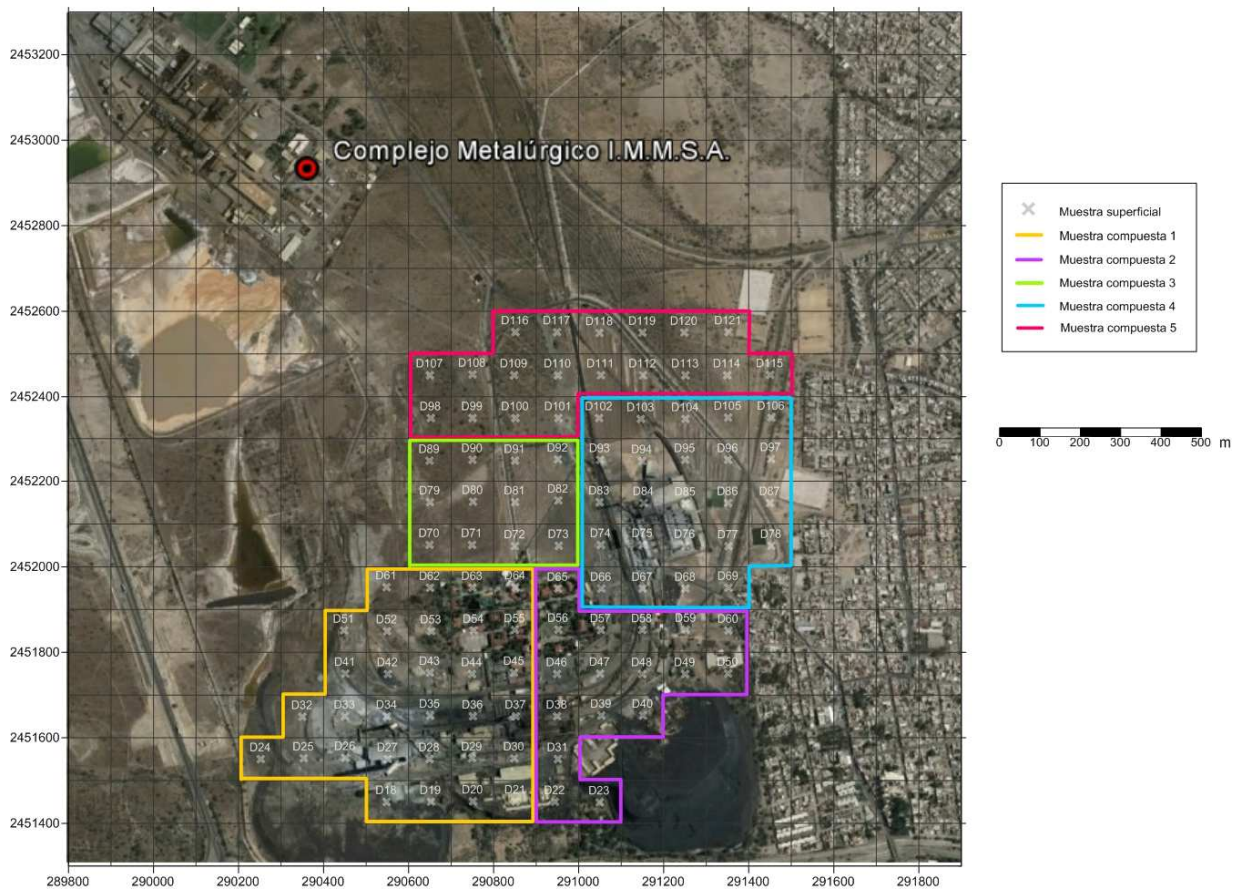


Figura 3.3. Delimitación del área que abarcan las muestras compuestas.

Muestra Compuesta	Concentración de As [ppm]			Concentración de Cd [ppm]			Concentración de Pb [ppm]			No. de muestras simples y hectáreas que abarcan
	Mín.	Máx.	Prom.	Mín.	Máx.	Prom.	Mín.	Máx.	Prom.	
1	742	447304	224023	27	19765	9896	1278	205746	103512	31
2	402	11261	5832	34	543	288	1324	46040	23682	17
3	211	8412	4311	58	176	117	134	8548	4341	12
4	1103	157611	79357	72	1674	873	632	38558	19595	24
5	417	2711	1564	14	144	79	162	7158	3660	19

Tabla 3.1. Descripción inicial de las muestras compuestas

3.2. CARACTERIZACIÓN DE LAS MUESTRAS.

La caracterización del suelo incluye los análisis de pH, conductividad eléctrica, susceptibilidad magnética, concentración total y geodisponibles de EPT y concentración de iones mayores.

3.2.1. POTENCIAL DE HIDRÓGENO (pH)

El pH es una medida de la acidez del medio. Se determinó en las muestras con un potenciómetro Denver modelo UB-10 (Figura 3.4), usando el método 9045C de la US-EPA, que de manera general consiste en:

1. Pesar 20 g de suelo en frascos de vidrio debidamente etiquetados y añadir 20 mL de agua desionizada. Se tapa perfectamente el frasco y se agita la suspensión por 5 minutos en un agitador mecánico.
2. Estabilizar la suspensión de suelo por alrededor de 1 h para permitir que las arcillas suspendidas se asienten. Si es necesario se filtra o centrifuga la muestra para medir el pH.
3. Sumergir el electrodo de vidrio en el sobrenadante para establecer un buen contacto eléctrico entre el electrodo y éste. Se registra el valor



Figura 3.4. Medidor de pH, Laboratorio de Geoquímica Ambiental.

3.2.2. CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA

La conductividad eléctrica (CE) es una expresión numérica de la capacidad de una solución acuosa de conducir una corriente eléctrica, puede ser usada como una expresión cuantitativa de la concentración de sales disueltas que se encuentran en el extracto medido. Es utilizada comúnmente para indicar la concentración total de los constituyentes ionizados de una muestra en agua

Las sales solubles que contienen la solución de poro de los suelos incluyen cationes como Na^+ , Ca^{++} , K^+ , Mg^{++} , y aniones como Cl^- y $\text{SO}_4^{=}$ y $\text{CO}_3^{=}$ - HCO_3^- ; y en formas más limitada, el aluminio, el hierro, manganeso, nitratos, fosfatos y silicatos (Hesse, 1971)

Se utilizó un medidor portátil de conductividad eléctrica HANNA EC/TDS modelo 99301 (Figura 3.5), el procedimiento utilizado fue el que se encuentra en la SSSA Book Series No. 5 Methods of Soil Analysis parte III Chemical Methods. Chapter 14 pp. 417-434., el cual se describe a continuación:

1. Pesar 10 g de muestra en frascos de vidrio debidamente etiquetados, utilizando la relación 1:5 (suelo:agua) se añade a cada frasco 50 ml de agua desionizada y se tapan perfectamente con tapas de plástico.
2. Agitar los frascos durante 1 h en el agitador mecánico, dejar reposar hasta que el sedimento suspendido se estabilice en el fondo del recipiente.
3. Añadir una gota de hexametáfosfato de sodio $(\text{NaPO}_3)_6$ al 0.1% por cada 25 mL de extracto.
4. Se calibra el conductímetro y se miden las muestras, enjuagar el electrodo con agua desionizada y secarlo después de cada lectura.



Figura 3.5. Medidor portátil de conductividad eléctrica, Laboratorio de Geoquímica Ambiental.

3.2.3. SUSCEPTIBILIDAD MAGNÉTICA

La susceptibilidad magnética (SM) es una medida de la facilidad con la que un material puede ser magnetizado. Se midió este parámetro con un equipo Bartington MS2 con un sensor de laboratorio de frecuencia dual (Figura 3.6).

Preparación de la muestra:

1. La muestra debe ser secada (para reducir la contribución del peso del agua en la medición) y homogenizada.
2. Se pesan los porta muestras vacíos (cubos de plástico).
3. Se llena el cubo en su totalidad lo más compacto posible con la muestra a medir.
4. Se pesa cada uno de los cubos con la muestra.
5. Se obtiene el peso de la muestra.

Medición de la Susceptibilidad con el sensor MS2B:

1. Se determinan las condiciones de medición: Sistema de unidades (SI, SGS), rango de magnitud (0.1, 1.0) y frecuencia (Low Frequency - 0.465 kHz +- 1%, High Frequency - 4.65 kHz +- 1%).
2. Calibración: Se debe medir por triplicado el estándar de calibración (del sensor)
4. Se realiza la corrección por peso, a partir de la siguiente fórmula:

$$x = \frac{VD * 10}{\text{Peso de la muestra}}$$

Donde:

x = Susceptibilidad magnética

VD = es el valor de la medición tomada en la pantalla del equipo



Figura 3.6. Equipo Bartington MS2, Laboratorio Geoquímica Ambiental

3.2.4. CONCENTRACIÓN TOTAL DE EPT

Los análisis para determinar la concentración total de As, Cd, Cu, Fe, Pb y Zn se realizaron por Fluorescencia de Rayos X (FRX) utilizando un equipo NITTON XLt3 de Thermo Scientific (Figura 3.7), de acuerdo al método estandarizado 6200 de la US-EPA (2007).

Para el control de calidad se analizaron blancos, muestras duplicadas y estándares internos y certificados internacionales (2710a Montana Soil, CCRMP Till 4 y RTS 3).



Figura 3.7. Equipo Nitton XLt3, Laboratorio Geoquímica Ambiental

3.2.5. CONCENTRACIONES GEODISPONIBLES DE EPT

El método utilizado para obtener la geodisponibilidad es el denominado “extracción de solubles con agua en equilibrio con CO_2 ”, que corresponde a la prueba ASTM-D 3987-5, En general se trata de un procedimiento para lixiviar suelos con agua en equilibrio con CO_2 atmosférico ($\text{H}_2\text{O}-\text{CO}_2$) a $\text{pH} \approx 5.5$ y obtener una solución acuosa para analizar los compuestos lixiviados, bajo ciertas condiciones específicas.

Procedimiento de extracción:

1. Pesar 5 g de muestra en un recipiente
2. Preparar la solución extractante para lo cual se burbujea aire en agua destilada hasta alcanzar un $\text{pH} \approx 5.5 \pm 2$
3. Añadir solución extractante a la muestra de suelos hasta que alcance una relación equivalente en mL de solución a 20 veces el peso de la muestra. De modo que se ocuparon para 5 g de muestra 100 mL de solución extractante.
4. Agitar durante 18 h a temperatura ambiente
5. Dejar reposar la mezcla durante 5 minutos y después separar la fase acuosa por decantación.
6. Filtrar al vacío o presión utilizando una membrana de $0.45 \mu\text{m}$.
7. Medir el pH del extracto colectado y registrar valor.
8. Cuantificar los EPT en el extracto de acuerdo a los métodos correspondientes con un equipo ICP-AES.

3.2.6. CONCENTRACIÓN DE IONES MAYORES

El análisis de iones mayores (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , F^- , Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} y HCO_3^-) se realizó con un cromatógrafo iónico Metrohm IC modelo 883 (Figura 3.8).



Figura 3.8. Cromatógrafo del laboratorio de Geoquímica ambiental.

3.3. ALTERNATIVAS DE TRATAMIENTO

3.3.1. SEPARACIÓN MAGNÉTICA

Las muestras se tamizaron para obtener sub-muestras con diferente granulometría, para poder comparar la cantidad de EPT en cada fracción de suelo, asumiendo que la muestra de suelo con granulometría fina tendrá mayor concentración de EPT que el suelo arenoso ya que los contaminantes generalmente se encuentran sorbidos sobre las partículas más finas.

En las diferentes fracciones granulométricas de suelos se realizó la separación magnética con el fin de obtener las fracciones “magnética” y “no magnética”, para determinar en cada una de ellas el contenido total de EPT.

A continuación se detalla el procedimiento de separación:

1. Se tomaron 250 g de cada muestra compuesta y se tamizaron con la malla #35 (abertura 0.42 mm, ASTM) y seguidamente con la malla #60 (abertura 0.25 mm, ASTM) de tal manera que se obtuvieron las siguientes fracciones:
 - a) Fracción “+ 35”: Fracción gruesa ($\varnothing > 0.42$ mm), arena gruesa a muy gruesa.
 - b) Fracción “- 35”: Fracción media ($0.42 \text{ mm} > \varnothing > 0.25$ mm), arena media a gruesa.
 - c) Fracción “- 60”: Fracción fina ($\varnothing < 0.25$ mm), arena fina a arcilla.
2. Las fracciones de suelo “+35” (Fracción gruesa) y “-35” (Fracción media) se separaron magnéticamente con el uso de un imán de mano (Figura 3.9) y así, el suelo quedó separado en una fracción magnética retenida por el imán y una fracción no magnética.
3. La fracción de suelo “-60” (Fracción fina) se separó magnéticamente por medio del equipo Frantz (Figuras 3.10a y b) usando el método de separación vertical a diferentes amperajes (desde 0 a 0.9 A). Se utiliza este equipo en la fracción fina debido a que la separación magnética resulta más óptima que con un imán de mano, evitando que las partículas finas no magnéticas que se aglomeran con partículas magnéticas, sean retiradas con el imán de mano.



Figura 3.9. Imán de mano, Laboratorio de Geoquímica Ambiental.



Figura 3.10a. Utilizando el separador magnético Frantz, Laboratorio de separación de minerales.



Figura 3.10b. Utilizando el equipo Frantz, se observa la fase magnética retenida por el imán y una fase no magnética que cae en la parte inferior.

Tratamiento de datos en las muestras separadas magnéticamente

En las diferentes fracciones (magnéticas y no magnéticas) se determinó la concentración total de As, Cd, Cu, Fe, Pb y Zn por Fluorescencia de Rayos X.

Debido a que el equipo de FRX arroja las concentraciones en mg/kg (miligramo del contaminante por kilogramo de suelo) y las muestras separadas magnéticamente, y analizadas, fueron de pesos variables, hubo necesidad de realizar el siguiente tratamiento:

1. Se toma la lectura “A” obtenida del analizador de FRX la cual expresa la concentración en “mg/kg” (miligramo del contaminante/kilogramo de suelo)
2. Se realiza una conversión de unidades de esta lectura de “mg” a “g” de contaminante y de “kg” a “g” de suelo. A partir de este dato y haciendo un regla de tres se calcula cuantos gramos de contaminantes hay en el peso real de la muestra.

Ejemplo:

Para la fracción de arcilla no magnética de la muestra C-1, la lectura de As es de 19374 [ppm] (que equivalen a 19374 [mg] As/ 1[Kg] Suelo) y el peso de esa muestra es de 62 [g], así:

$$19.374 [g]As \rightarrow 1000 [g] Suelo$$

$$x [g]As \rightarrow 62.14 [g]Suelo$$

Una vez hecho el cálculo se obtiene que hay 1.204 g de As en los 62 g de suelo, que es la concentración corregida por peso real de la muestra.

3.3.2. LAVADO DE SUELO.

Como ya se mencionó en el capítulo 2, la fracción de la concentración total de un contaminante que puede representar un peligro para el medio, es la que se encuentra ambientalmente disponible o soluble en agua.

Por lo tanto, el objetivo del proceso de lavado es la separación de los contaminantes solubles en agua, de tal manera que en el suelo queden los contaminantes químicamente estables que no se liberan bajo las condiciones ambientales.

La solución de lavado (fracción soluble) conteniendo los metales tóxicos solubles puede tratarse por técnicas convencionales de tratamiento de aguas (oxidación, sorción, precipitación); mientras que los contaminantes insolubles que quedan en los suelos pueden ser tratados por otras tecnologías o simplemente recogerlos para confinarlos de manera segura.

El lavado de suelo se simuló, en el laboratorio, aplicando el método “Extracción de solubles con agua en equilibrio con CO₂” de la NOM-147 2007; que es el mismo que se utilizó para determinar las concentraciones geodisponibles de EPT y fue descrito con detalle en la sección 3.2.5 de este capítulo.

3.4. PROTOCOLO DE TRABAJO

Se muestra en la Figura 3.11 un esquema donde se resume el protocolo de trabajo de esta tesis.

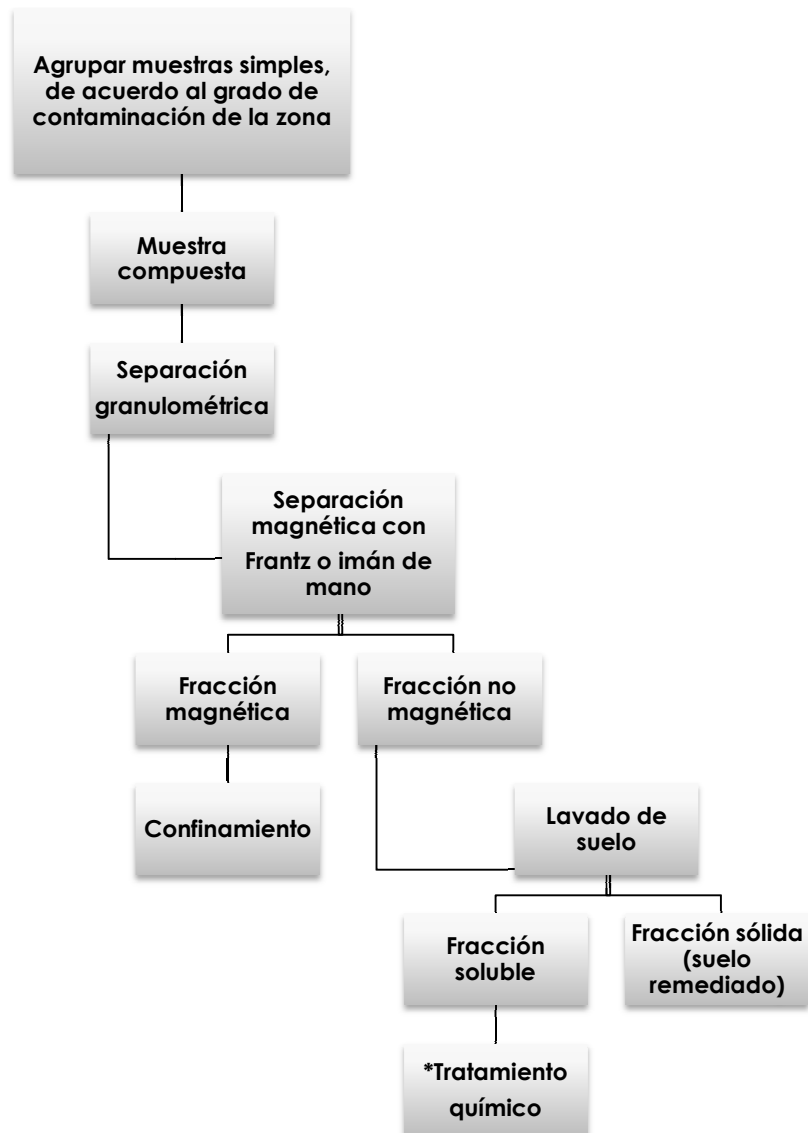


Figura 3.11. Protocolo de trabajo. Nota: *Esta parte del diagrama se desarrolla en otro trabajo de tesis como tema principal.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

4.1. CARACTERIZACIÓN FÍSICA Y QUÍMICA

4.1.1. CONCENTRACIÓN TOTAL DE ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS (EPT), SUSCEPTIBILIDAD MAGNÉTICA (SM), CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA (CE) Y PH.

Los resultados de los análisis de la concentración total de EPT, SM, CE y pH se presentan en la tabla 4.1.

Estos resultados indican que los suelos del sitio se caracterizan por las altas concentraciones, en mg/kg, de EPT (As = 1222 – 34606, Cd = 55 – 2573, Pb = 1886 – 32947, Cu = 743 – 29205, Fe = 22214 – 89553, Zn = 999 – 21828).

Estas concentraciones totales fueron comparadas con los límites máximos permisibles indicados en la normatividad ambiental mexicana “NOM-147-SEMARNAT-2004” (SEMARNAT, 2004), con el fin de valorar el grado de contaminación. De los EPT estudiados en esta tesis, el As, Cd y Pb son los regulados y los límites máximos permisibles (en mg/kg), para suelos de uso residencial (con base en el riesgo a la salud) son 22, 37 y 400, respectivamente (ver Tabla 2.1 de la sección 2.2 de este documento).

Los resultados presentados en la Tabla 4.1a indican que, en los suelos del sitio de estudio, se superan ampliamente los límites máximos permisibles (LMP) de los EPT regulados, lo que indica un alto grado de contaminación y un alto riesgo potencial a la salud humana. Estos LMP, para el caso del As se superan entre 55.6 y 1573 veces; mientras que para el Cd entre 1.5 y 69.5 veces; y para el Pb, entre 4.7 y 82.4 veces.

Muestra	Concentración total, mg/kg						SM	CE	pH
	As	Cd	Pb	Cu	Fe	Zn	$10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$	\square/cm	
C-1	34606	2573	32947	29205	89553	21828	779	530	6.3
C-2	2849	202	7589	18898	58227	5071	1206	200	6.6
C-3	4229	119	3086	743	22214	1229	204	180	5.7
C-4	19436	479	8433	3550	39128	3816	401	280	6.1
C-5	1222	55	1886	814	22689	999	144	170	6.3

Tabla 4.1a. Concentración total de EPT, susceptibilidad magnética (SM), conductividad eléctrica (CE) y pH.

Por otro lado, si comparamos las concentraciones totales del Cu, Fe y Zn (que no están regulados en México) con los límites máximos permisibles (en mg/kg), con base en el riesgo a la salud, reportados por la US-EPA (2002) para los estados fronterizos de la región 9 (Arizona, California, etc.) de Estados Unidos de América (Fe = 23000, Cu = 3100 y Zn = 23000), podemos afirmar que para el caso del Fe y el Cu hay diferentes grado de contaminación; mientras que para el caso del Zn, en ninguna de las muestras se supera el LMP, que indicaría que este metal no representa un riesgo para la salud humana.

Solamente en las muestras C-1, C-2 y C-4 se superan los LMP para el caso del Fe entre 1.7 y 3.9 veces; mientras que para el Cu se superan los LMP entre 1.5 y 9.4 veces.

En cuanto a los valores de pH, los resultados indican que este parámetro varía entre 5.73 y 6.57, lo que indica que las muestras son ligeramente ácidas con una tendencia clara hacia la neutralidad. Por otro lado, los valores de CE son relativamente bajos con un máximo de 530 $\mu\text{S}/\text{cm}$; lo que pareciera indicar pocas sales solubles en estos suelos.

Finalmente podemos observar que los valores de SM en los suelos, presentan un intervalo de valores entre 143.67 a $1206 \times 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$. Los valores más altos de SM (muestra C1, C2 y C4) corresponden a los suelos ubicados en la cercanía de las plantas metalúrgicas donde se llevaron a cabo las actividades industriales, y que están afectados por las relativamente altas concentraciones totales de arsénico y metales pesados de interés.

Los resultados sugieren la existencia de anomalías de SM debido al enriquecimiento de minerales magnéticos en los suelos; este fenómeno, conocido como aumento magnético (Chaparro, 2005) puede ser debido a la depositación de partículas magnéticas emitidas por la plantas metalúrgicas; lo que sugiere que la distribución de la susceptibilidad magnética indica el diferente grado de contaminación en los suelos de estudio.

Pérez-Martínez et al. (2012) reportan la presencia de minerales magnéticos (magnetita (Fe_3O_4), hematita (Fe_2O_3), goethita (FeOOH)), en los suelos del sitio de estudio e indican que existe una correlación significativa y positiva entre los valores de SM y las concentraciones totales de los EPT: SM – As ($r = 0.91$), SM – Pb (0.89), SM – Cd (0.78), SM – Cu (0.54) y SM – Fe (0.57).

4.1.2. CONCENTRACIÓN GEODISPONIBLE DE IONES MAYORES Y ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS EN EXTRACTOS ACUOSOS DE LOS SUELOS DE ESTUDIO

a) Elementos potencialmente tóxicos geodisponibles

Como se explicó en la sección 2.2 de este documento, la concentración geodisponible de los EPT es una medida del riesgo ambiental, ya que de acuerdo al texto de la NOM-147, “estas concentraciones geodisponibles o solubles corresponde a iones solubles y/o partículas de tamaño pequeño ($<0,45$ micrómetros), que pueden moverse a través de los poros del

suelo y subsuelo, y representar un riesgo potencial para los cuerpos de agua y por lo tanto al medio ambiente”.

En la Tabla 4.1.b se muestran las concentraciones geodisponibles de los EPT, donde se aprecia que el Fe y el Pb no fueron detectados por la técnica de análisis; lo que indica que estos dos metales están en formas estables y no se liberan bajo las condiciones ambientales, por lo que se podría asumir que no representan un riesgo para el ambiente, pero podrían representar un riesgo a la salud humana debido a la muy altas concentraciones totales que superan los LMP, en el caso del plomo, de acuerdo los criterios de la normatividad ambiental mexicana “NOM-147” (SEMARNAT, 2004).

En cambio para el As, Cd, Cu y Zn se determinaron concentraciones geodisponibles (mg/L) que varían entre <LD (menor al límite de detección) y 125.17, entre 0.06 y 4.08, entre 0.02 y 0.25 y entre 0.35 y 6.03, respectivamente.

Muestra	As	Cd	Pb	Cu	Fe	Zn
mg/L						
C-1	125.17	4.08	<LD	0.25	<LD	6.03
C-2	<LD	0.14	<LD	0.21	<LD	1.13
C-3	8.85	0.46	<LD	0.15	<LD	2.46
C-4	74.01	2.08	<LD	0.08	<LD	0.90
C-5	<LD	0.06	<LD	0.02	<LD	0.35

Tabla 4.1b. Concentración geodisponible de elementos potencialmente tóxicos

En términos porcentuales (Tabla 4.1c), los elementos potencialmente tóxicos que más se liberan son el As y Cd con un porcentaje de geodisponibilidad, para el As, que varía entre 4.19 y 7.62% (para las muestras C-1, C-3 y C-5) y para el Cd entre 1.4 y 8.67% (para las 5 muestras estudiadas). En el caso del Zn, el porcentaje de geodisponibilidad varía entre 0.44 y 4.0%; mientras que para el Cu se obtuvo una geodisponibilidad relativamente baja (0.02 – 0.41%).

Muestra	As				Cd			
	Total	Geodisponible			Total	Geodisponible		
	mg/kg	mg/L	mg/kg	%	mg/kg	mg/L	mg/kg	%
C-1	34606	125.17	2503.4	7.23	2573	4.08	81.6	3.17
C-2	2849	<LD	<LD	0	202	0.14	2.8	1.4
C-3	4229	8.85	177	4.19	119	0.46	9.2	7.73
C-4	19436	74.01	1480.2	7.62	479	2.08	41.6	8.67
C-5	1222	<LD	<LD	0	55	0.06	1.2	2.24

Muestra	Cu				Zn			
	Total	Geodisponible			Total	Geodisponible		
	mg/kg	mg/L	mg/kg	%	mg/kg	mg/L	mg/kg	%
C-1	29205	0.25	5.0	0.02	21828	6.03	120.6	0.55
C-2	18898	0.21	4.2	0.02	5071	1.13	22.6	0.44
C-3	743	0.15	3.0	0.41	1229	2.46	49.2	4.00
C-4	3550	0.08	1.6	0.05	3816	0.9	18	0.47
C-5	814	0.02	0.4	0.05	999	0.35	7	0.7

Tabla 4.1c. Porcentaje geodisponible de EPT

Los resultados presentados en las Tablas 4.1b y 4.1c indican que los elementos potencialmente tóxicos que representan mayor problema ambiental son el As y el Cd. En el caso del As (para las muestras C-1, C-3 y C-4) y del Cd (para las muestras C-1, C-2, C-3 y C-4) las concentraciones geodisponibles son superiores entre 18 y 250 veces (para el As) y entre 1.4 y 40.8 veces (para el Cd) al valor de referencia de concentraciones geodisponibles (solubles) señalados en la NOM-147-SEMARNAT-2004 (ver Tabla 2.2 de la sección 2.2); lo que podría indicar un riesgo de contaminación para cuerpos de agua.

a) Iones mayores geodisponibles

En cuanto a los iones mayores, los que predominan en los extractos acuosos son el Ca^{2+} , Na^+ y SO_4^{2-} , por lo que podrían ser clasificados como extractos sulfatados sódico-cálcicos.

Estos iones mayores no están regulados en la normatividad ambiental mexicana en la matriz suelo; pero podemos afirmar que son relativamente bajas y no representan un riesgo de contaminación de acuífero, en el caso de que llegaran a lixiviarse; ya que incluso los límites para agua potable de consumo humano en México (NOM-127-SSA1-1994), que no es nuestro caso, son 250 mg/L para Cl⁻, 200 mg/L para Na^+ y 400 mg/L para SO_4^{2-} , son

mayores que las concentraciones obtenidas en los extractos acuosos de los suelos de estudio (Tabla 4.1d)

Las concentraciones de los otros iones mayores (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , HCO_3^-) obtenidas en los extractos acuosos son relativamente bajas, comparadas con los intervalos de concentraciones reportadas en aguas subterráneas naturales no afectadas por contaminación (Romero, 2012): $\text{Mg}^{2+} < 40 \text{ mg/L}$; $\text{Ca}^{2+} < 250 \text{ mg/L}$; $\text{K}^+ < 15 \text{ mg/L}$; $\text{HCO}_3^- < 400 \text{ mg/L}$.

Concentración de iones mayores [ppm]											
Muestra	Na^+	K^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Zn^{2+}	Al^{3+}	F^-	Cl^-	NO_3^-	SO_4^{2-}	HCO_3^-
C-1	51.27	6.62	103.85	3.70	6.00		0.00	19.93	11.86	520.71	25.71
C-2	13.55	10.26	71.33	3.59			0.00	3.77	8.72	203.31	25.21
C-3	8.70	6.04	45.57	3.90	2.40	0.00	0.00	3.51	14.76	139.71	
C-4	12.83	11.46	146.20	5.22			0.00	2.92	14.90	344.51	
C-5	3.85	6.12	70.45	4.06			0.00	3.30	6.85	164.87	44.35

Tabla 4.1d. Concentración geodisponible de iones mayores.

4.2 SEPARACIÓN FÍSICA POR TAMIZADO Y SEPARACIÓN MAGNÉTICA CON FRANTZ E IMÁN DE MANO.

Con la separación granulométrica se obtuvieron tres tamaños de suelo para cada muestra compuesta (Figura 4.1).

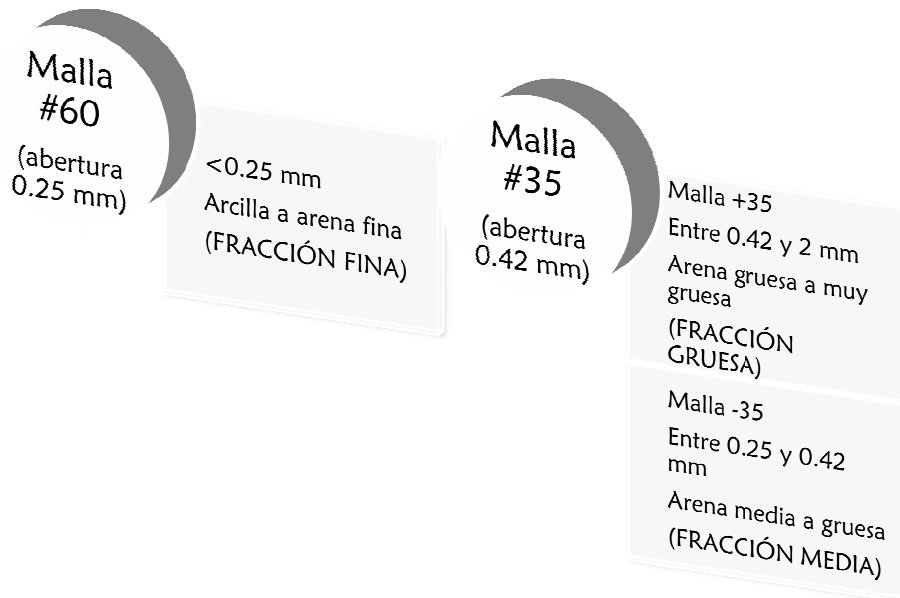


Figura 4.1. Granulometría de las muestras compuestas.

Al realizar la separación magnética, para cada tamaño de suelo se obtuvo una fracción magnética y otra no magnética. Se pesaron las fracciones magnéticas de cada granulometría obtenida al igual que las fracciones no magnéticas.

Se muestra en la Tabla 4.2 los resultados de peso y porcentaje de la parte magnética y no magnética de cada muestra.

El porcentaje en la fracción magnética también indica la eficiencia del método, asumiendo que la mayor cantidad de As, Cd y Pb se concentra en la fase magnética, dejando un suelo no magnético menos contaminado.

Muestra C-1	Total [g]	Magnética [g]	No magnética [g]
Fina	118	56	62
Media	37	7	30
Gruesa	72	18	54
Total	227	81	146
%	100	36	64

Muestra C-2	Total [g]	Magnética [g]	No magnética [g]
Fina	124	52	73
Media	42	14	28
Gruesa	60	19	41
Total	226	84	142
%	100	37	63

Muestra C-3	Total [g]	Magnética [g]	No magnética [g]
Fina	147	15	132
Media	38	1	37
Gruesa	49	1	49
Total	234	16	218
%	100	7	93

Muestra C-4	Total [g]	Magnética [g]	No magnética [g]
Fina	132	22	110
Media	51	3	48
Gruesa	56	4	52
Total	239	29	211
%	100	12	88

Muestra C-5	Total [g]	Magnética [g]	No magnética [g]
Fina	138	9	129
Media	55	1	54
Gruesa	44	1	43
Total	237	10	227
%	100	4	96

Tabla 4.2. Peso y porcentaje de las muestras compuestas después de realizar la separación física por tamizado y la separación magnética con Frantz e imán de mano.

Podemos observar que una mayor eficiencia se tendrá al utilizar este método en muestras con alto contenido en partículas magnéticas como lo son la muestra C-1 y C-2 (36 y 37% de eficiencia respectivamente), lo cual no será así para las muestras con menor cantidad de dichas partículas como el caso de la C-5 donde se muestra que sólo el 4% de suelo es magnético y por ende la contaminación permanecerá en el suelo no magnético.

Posteriormente se analizaron con fluorescencia de rayos X, las separaciones obtenidas en este método, para conocer la concentración total de EPT que existe en la fracción magnética y en la no magnética, y poder compararlas con las concentraciones totales iniciales.

A continuación se muestran los resultados de la concentración y el porcentaje de As, Cd, Cu, Fe, Pb y Zn presente en la fracción magnética y no magnética de cada tamaño de suelo, para las cinco muestras compuestas (Tablas 4.3a, b, c, d, e).

Muestra C-1	Peso, g	As, mg/kg	As, g	% de As
Total	227	34606	6.290	100
Fracción magnética				
Fina	56	54742	3.071	49.0
Media	7	71926	0.468	7.0
Gruesa	18	48623	0.871	14.0
% total de As en fracción magnética				70.0
Fracción no magnética				
Fina	62	19374	1.204	19.0
Media	30	10063	0.305	5.0
Gruesa	54	6930	0.372	6.0
% total de As en fracción no magnética				30.0

Muestra C-1	Peso, g	Cu, mg/kg	Cu, g	% de Cu
Total	227	29205	6.122	100
Fracción magnética				
Fina	56	51307	2.878	47.0
Media	7	79003	0.514	8.4
Gruesa	18	76873	1.378	22.5
% total de Cu en fracción magnética				77.9
Fracción no magnética				
Fina	62	15311	0.951	15.5
Media	30	6628	0.201	3.3
Gruesa	54	3728	0.200	3.3
% total de Cu en fracción no magnética				22.1

Muestra C-1	Peso, g	Pb, mg/kg	Pb, g	% de Pb
Total	227	32947	5.755	100
Fracción magnética				
Fina	56	54249	3.043	52.9
Media	7	67334	0.438	7.6
Gruesa	18	46434	0.832	14.5
% total de Pb en fracción magnética				75.0
Fracción no magnética				
Fina	62	16256	1.010	17.6
Media	30	7660	0.232	4.0
Gruesa	54	3710	0.199	3.5
% total de Pb en fracción no magnética				25.0

Muestra C-1	Peso, g	Cd, mg/kg	Cd, g	% de Cd
Total	227	2573	0.436	100
Fracción magnética				
Fina	56	3458	0.194	44.5
Media	7	4610	0.030	6.9
Gruesa	18	3385	0.061	13.9
% total de Cd en fracción magnética				65.3
Fracción no magnética				
Fina	62	1558	0.097	22.2
Media	30	971	0.029	6.8
Gruesa	54	469	0.025	5.8
% total de Cd en fracción no magnética				34.7

Muestra C-1	Peso, g	Fe, mg/kg	Fe, g	% de Fe
Total	227	89553	23.019	100
Fracción magnética				
Fina	56	154511	8.668	37.7
Media	7	308112	2.003	8.7
Gruesa	18	441097	7.904	34.3
% total de Fe en fracción magnética				80.7
Fracción no magnética				
Fina	62	36675	2.279	9.9
Media	30	25141	0.762	3.3
Gruesa	54	26148	1.402	6.1
% total de Fe en fracción no magnética				19.3

Muestra C-1	Peso, g	Zn, mg/kg	Zn, g	% de Zn
Total	227	21828	4.569	100
Fracción magnética				
Fina	56	38609	2.166	47.4
Media	7	62586	0.407	8.9
Gruesa	18	49188	0.881	19.3
% total de Zn en fracción magnética				75.6
Fracción no magnética				
Fina	62	11309	0.703	15.4
Media	30	6796	0.206	4.5
Gruesa	54	3845	0.206	4.5
% total de Zn en fracción no magnética				24.4

Tabla 4.3a. Concentración, masa y porcentaje de EPT en la muestra C-1.

Como se observa en la Figura 4.2a, son excelentes los resultados para la muestra C-1, la cual se encuentra en la planta de Cu, considerando también que en un área próxima a esta, se depositaron residuos metalúrgicos.

El resultado de la separación magnética de suelo, afirma que un 36% de suelo es magnético en la muestra C-1 (como se mostró en la Tabla 4.2), en ese 36% de suelo magnético se encuentra el 70% de As, el 65% de Cd y el 75% de Pb, lo cual muestra una eficiencia muy alta de la separación magnética, pues dejamos a lo sumo un 30% de la contaminación inicial en el suelo no magnético aplicando este método de remediación.

El 81% de Fe magnético comprueba la SM alta en esta muestra ($779 \cdot 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$) y porcentajes similares de los demás EPT, indican la asociación de estos con partículas de Fe.

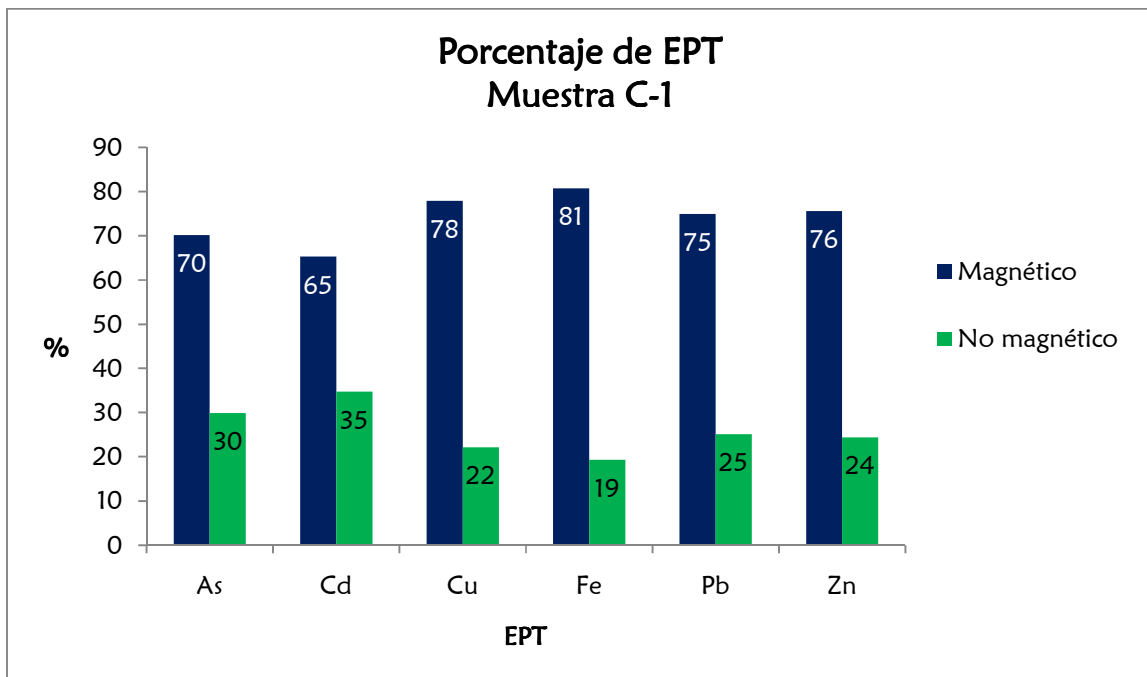


Figura 4.2a. Porcentaje de EPT en la muestra C-1 (Separación magnética).

Muestra C-2	Peso, g	As, mg/kg	As, g	% de As
Total	226	2849	0.755	100
Fracción magnética				
Fina	52	7658	0.395	52.3
Media	14	3024	0.042	5.5
Gruesa	19	4462	0.084	11.2
% total de As en fracción magnética				69.0
Fracción no magnética				
Fina	73	1473	0.107	14.2
Media	28	1198	0.033	4.4
Gruesa	41	2253	0.093	12.4
% total de As en fracción no magnética				31.0

Muestra C-2	Peso, g	Cu, mg/kg	Cu, g	% de Cu
Total	226	18898	4.809	100
Fracción magnética				
Fina	52	52091	2.685	55.8
Media	14	18108	0.250	5.2
Gruesa	19	49607	0.937	19.5
% total de Cu en fracción magnética				80.5
Fracción no magnética				
Fina	73	6880	0.501	10.4
Media	28	5992	0.167	3.5
Gruesa	41	6493	0.269	5.6
% total de Cu en fracción no magnética				19.5

Muestra C-2	Peso, g	Pb, mg/kg	Pb, g	% de Pb
Total	226	7589	1.942	100
Fracción magnética				
Fina	52	18885	0.974	50.1
Media	14	9483	0.131	6.7
Gruesa	19	22343	0.422	21.7
% total de Pb en fracción magnética				78.6
Fracción no magnética				
Fina	73	3125	0.228	11.7
Media	28	2658	0.074	3.8
Gruesa	41	2748	0.114	5.9
% total de Pb en fracción no magnética				21.4

Muestra C-2	Peso, g	Cd, mg/kg	Cd, g	% de Cd
Total	226	202	0.049	100
Fracción magnética				
Fina	52	479	0.025	49.9
Media	14	194	0.003	5.4
Gruesa	19	330	0.006	12.6
% total de Cd en fracción magnética				67.9
Fracción no magnética				
Fina	73	117	0.009	17.3
Media	28	115	0.003	6.5
Gruesa	41	100	0.004	8.4
% total de Cd en fracción no magnética				32.1

Muestra C-2	Peso, g	Fe, mg/kg	Fe, g	% de Fe
Total	226	58227	24.238	100
Fracción magnética				
Fina	52	169985	8.763	36.2
Media	14	118270	1.631	6.7
Gruesa	19	597492	11.281	46.5
% total de Fe en fracción magnética				89.4
Fracción no magnética				
Fina	73	16337	1.190	4.9
Media	28	21280	0.593	2.4
Gruesa	41	18851	0.780	3.2
% total de Fe en fracción no magnética				10.6

Muestra C-2	Peso, g	Zn, mg/kg	Zn, g	% de Zn
Total	226	5071	1.587	100
Fracción magnética				
Fina	52	13269	0.684	43.1
Media	14	6844	0.094	5.9
Gruesa	19	27373	0.517	32.6
% total de Zn en fracción magnética				81.6
Fracción no magnética				
Fina	73	1927	0.140	8.8
Media	28	1996	0.056	3.5
Gruesa	41	2311	0.096	6.0
% total de Zn en fracción no magnética				18.4

Tabla 4.3b. Concentración, masa y porcentaje de EPT en la muestra C-2.

En la Figura 4.2b, se resume que la eficiencia del método es muy buena en la muestra C-2, la cual se encuentra muy próxima a los residuos metalúrgicos (aprox. 150 m). Se puede ver que el porcentaje de Fe magnético es muy alto con un 89% y se relaciona con el valor tan alto de SM en la muestra ($1206 \cdot 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$), el porcentaje de Fe en los distintos tamaños de suelo son 36% en arcilla a arena fina, 7% en arena media y 47% en arena gruesa a muy gruesa. De manera que las partículas magnéticas están presentes en la parte más fina pero también en arenas gruesas.

Se retira con este método un 69% del total de As, 68% de Cd y 79% de Pb los cuales son porcentajes buenos.

En cuanto al porcentaje de EPT presente en cada granulometría (ver Tabla 4.3b), se aprecia que aproximadamente el 50% de los contaminantes se encuentra en la fracción fina. Esto probablemente indica que, aunque es mucho mayor la cantidad de partículas magnéticas (pues es mucho mayor el porcentaje de Fe magnético), no todas estas partículas se asocian con el As, Cd y Pb, y por ende no son retirados en la fracción magnética pero, como los resultados sugieren, probablemente se encuentran sorbidos en las arcillas.

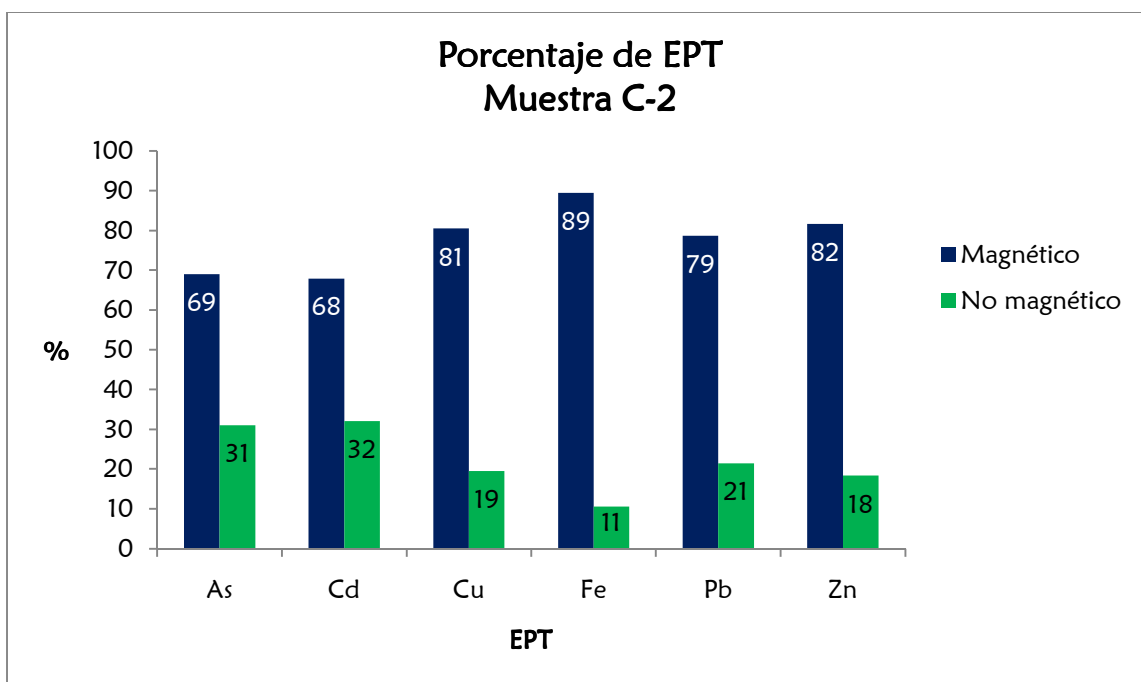


Figura 4.2b Porcentaje de EPT en la muestra C-2 (Separación magnética).

Muestra C-3	Peso, g	As, mg/kg	As, g	% de As
Total	234	4229	1.019	100
Fracción magnética				
Fina	15	10465	0.153	15.1
Media	1	6699	0.004	0.4
Gruesa	1	11630	0.008	0.8
% total de As en fracción magnética				16.3
Fracción no magnética				
Fina	132	4892	0.645	63.4
Media	37	2574	0.096	9.4
Gruesa	49	2299	0.112	11.0
% total de As en fracción no magnética				83.7

Muestra C-3	Peso, g	Cu, mg/kg	Cu, g	% de Cu
Total	234	743	0.237	100
Fracción magnética				
Fina	15	2177	0.032	13.5
Media	1	3572	0.002	0.9
Gruesa	1	2031	0.001	0.6
% total de Cu en fracción magnética				15.0
Fracción no magnética				
Fina	132	834	0.110	46.4
Media	37	588	0.022	9.2
Gruesa	49	1435	0.070	29.4
% total de Cu en fracción no magnética				85.0

Muestra C-3	Peso, g	Pb, mg/kg	Pb, g	% de Pb
Total	234	3086	0.720	100
Fracción magnética				
Fina	15	9304	0.136	18.9
Media	1	5505	0.003	0.5
Gruesa	1	7629	0.005	0.8
% total de Pb en fracción magnética				20.2
Fracción no magnética				
Fina	132	3287	0.434	60.2
Media	37	1674	0.062	8.6
Gruesa	49	1631	0.079	11.0
% total de Pb en fracción no magnética				79.8

Muestra C-3	Peso, g	Cd, mg/kg	Cd, g	% de Cd
Total	234	119	0.026	100
Fracción magnética				
Fina	15	366	0.005	20.9
Media	1	108	0.000	0.3
Gruesa	1	140	0.000	0.4
% total de Cd en fracción magnética				21.6
Fracción no magnética				
Fina	132	116	0.015	59.8
Media	37	62	0.002	9.0
Gruesa	49	51	0.002	9.6
% total de Cd en fracción no magnética				78.4

Muestra C-3	Peso, g	Fe, mg/kg	Fe, g	% de Fe
Total	234	22214	5.073	100
Fracción magnética				
Fina	15	68309	1.001	19.7
Media	1	69655	0.044	0.9
Gruesa	1	178705	0.129	2.5
% total de Fe en fracción magnética				23.1
Fracción no magnética				
Fina	132	19377	2.556	50.4
Media	37	16272	0.604	11.9
Gruesa	49	15202	0.739	14.6
% total de Fe en fracción no magnética				76.9

Muestra C-3	Peso, g	Zn, mg/kg	Zn, g	% de Zn
Total	234	1229	0.291	100
Fracción magnética				
Fina	15	4437	0.065	22.4
Media	1	2873	0.002	0.6
Gruesa	1	3090	0.002	0.8
% total de Zn en fracción magnética				23.8
Fracción no magnética				
Fina	132	1322	0.174	60.0
Media	37	600	0.022	7.7
Gruesa	49	516	0.025	8.6
% total de Zn en fracción no magnética				76.2

Tabla 4.3c. Concentración, masa y porcentaje de EPT en la muestra C-3.

En la Figura 4.2c, se observa que la eficiencia de la separación magnética es muy baja en la muestra C-3 tal y como se esperaba, ya que el porcentaje de suelo contaminado que resultó magnético fue 7%, y al analizar ese suelo magnético, el porcentaje de As, Cd y Pb que se retiró fue de 16, 22 y 20 % respectivamente.

El porcentaje de los contaminantes en las distintas fracciones de suelo son, As: 15, 0.4, y 0.8%; Cd: 20.9, 0.3 y 0.4%; Pb: 18.9, 0.5 y 0.8, en las fracciones fina, media y gruesa respectivamente. Como se puede ver es muy poca la cantidad EPT asociados a partículas magnéticas y esto se ve también reflejado en el porcentaje bajo de Fe magnético (23.1%).

Esta muestra, se ubica más lejos de los residuos metalúrgicos (aprox. 700 m), razón suficiente para que la dispersión de los residuos no haya llegado hasta esta zona y probablemente la contaminación del suelo fue causada por los EPT suspendidos en el aire, por la emisión de partículas de las chimeneas de las plantas que caían a esta zona por la dirección preferencial de los vientos. Por ende, este método no pudo separar gran cantidad de suelo magnético, consecuencia de que no abundan partículas magnéticas derivadas de los residuos metalúrgicos en esta zona.

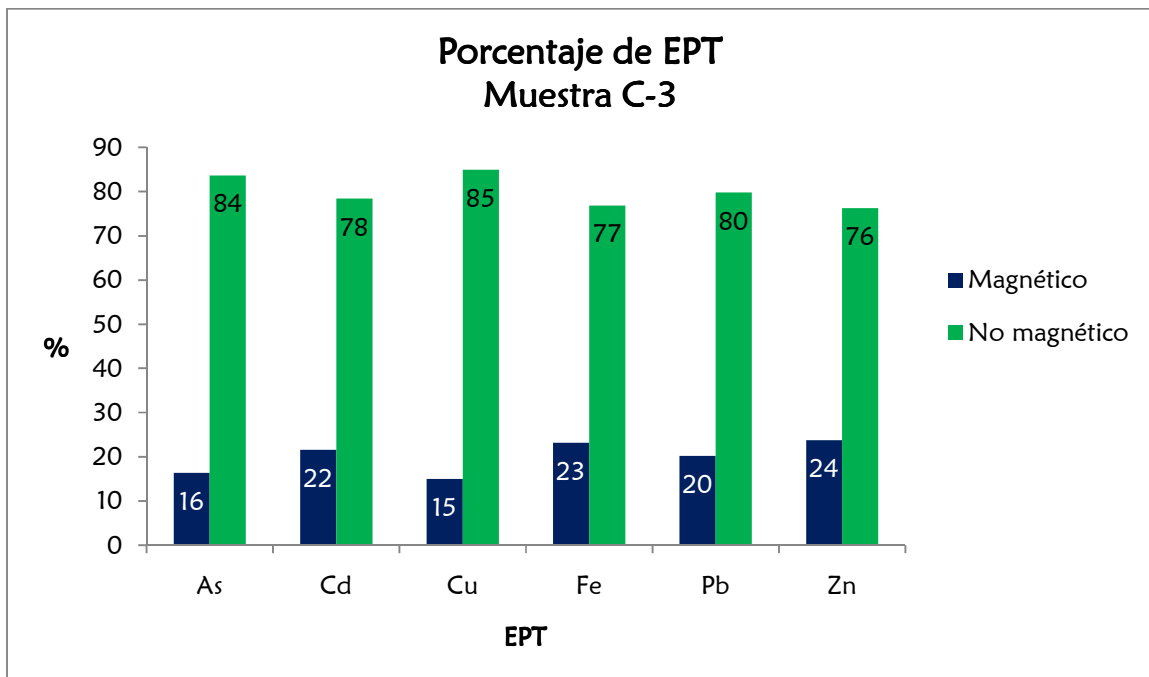


Figura 4.2c Porcentaje de EPT en la muestra C-3 (Separación magnética).

Muestra C-4	Peso, g	As, mg/kg	As, g	% de As
Total	239	19436	4.719	100
Fracción magnética				
Fina	22	45041	1.003	21.2
Media	3	47142	0.122	2.6
Gruesa	4	33856	0.126	2.7
% total de As en fracción magnética				26.5
Fracción no magnética				
Fina	110	20221	2.227	47.2
Media	48	18063	0.874	18.5
Gruesa	52	7026	0.368	7.8
% total de As en fracción no magnética				73.5

Muestra C-4	Peso, g	Cu, mg/kg	Cu, g	% de Cu
Total	239	3550	0.941	100
Fracción magnética				
Fina	22	12624	0.281	29.9
Media	3	15150	0.039	4.2
Gruesa	4	17784	0.066	7.0
% total de Cu en fracción magnética				41.1
Fracción no magnética				
Fina	110	3444	0.379	40.3
Media	48	2747	0.133	14.1
Gruesa	52	804	0.042	4.5
% total de Cu en fracción no magnética				58.9

Muestra C-4	Peso, g	Pb, mg/kg	Pb, g	% de Pb
Total	239	8433	2.000	100
Fracción magnética				
Fina	22	30390	0.676	33.8
Media	3	43319	0.112	5.6
Gruesa	4	41235	0.153	7.7
% total de Pb en fracción magnética				47.1
Fracción no magnética				
Fina	110	6470	0.713	35.6
Media	48	5392	0.261	13.0
Gruesa	52	1615	0.085	4.2
% total de Pb en fracción no magnética				52.9

Muestra C-4	Peso, g	Cd, mg/kg	Cd, g	% de Cd
Total	239	479	0.105	100
Fracción magnética				
Fina	22	1344	0.030	28.5
Media	3	1303	0.003	3.2
Gruesa	4	1023	0.004	3.6
% total de Cd en fracción magnética				35.3
Fracción no magnética				
Fina	110	386	0.043	40.5
Media	48	362	0.018	16.7
Gruesa	52	153	0.008	7.6
% total de Cd en fracción no magnética				64.7

Muestra C-4	Peso, g	Fe, mg/kg	Fe, g	% de Fe
Total	239	39128	10.074	100
Fracción magnética				
Fina	22	138549	3.084	30.6
Media	3	232187	0.601	6.0
Gruesa	4	232456	0.862	8.6
% total de Fe en fracción magnética				45.1
Fracción no magnética				
Fina	110	28806	3.173	31.5
Media	48	29346	1.419	14.1
Gruesa	52	17843	0.934	9.3
% total de Fe en fracción no magnética				54.9

Muestra C-4	Peso, g	Zn, mg/kg	Zn, g	% de Zn
Total	239	3816	0.956	100
Fracción magnética				
Fina	22	13814	0.307	32.1
Media	3	17559	0.045	4.8
Gruesa	4	15060	0.056	5.8
% total de Zn en fracción magnética				42.7
Fracción no magnética				
Fina	110	3292	0.363	37.9
Media	48	2819	0.136	14.3
Gruesa	52	929	0.049	5.1
% total de Zn en fracción no magnética				57.3

Tabla 4.3d. Concentración, masa y porcentaje de EPT en la muestra C-4.

Al aplicar el método en esta muestra, logramos disminuir el 26%, 35% y 47% de As, Cd y Pb respectivamente. (Figura 4.2d). El porcentaje en las diferentes fracciones granulométricas es, As: 21, 2.6 y 2.7%; Cd: 28.5, 3.2 y 3.6%; Pb: 33.8, 5.6 y 7.7%, en la fracción fina, media y gruesa respectivamente.

Estos son porcentajes buenos de mitigación de la contaminación. La muestra C-4 se ubica espacialmente a una distancia intermedia (500 m aprox.) de la fuente de contaminación (residuos planta de Cu y de Pb), por lo que la susceptibilidad magnética tiene un valor intermedio ($401 \cdot 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$), sin embargo esta muestra se recolectó en la zona que anteriormente ocupaba la planta de As, esta es quizá una razón por la que inicialmente contenía mayor cantidad de As (19436 ppm).

El método resulta eficiente aunque, no necesariamente el total de la concentración de As, Cd y Pb está asociada a las partículas magnéticas.

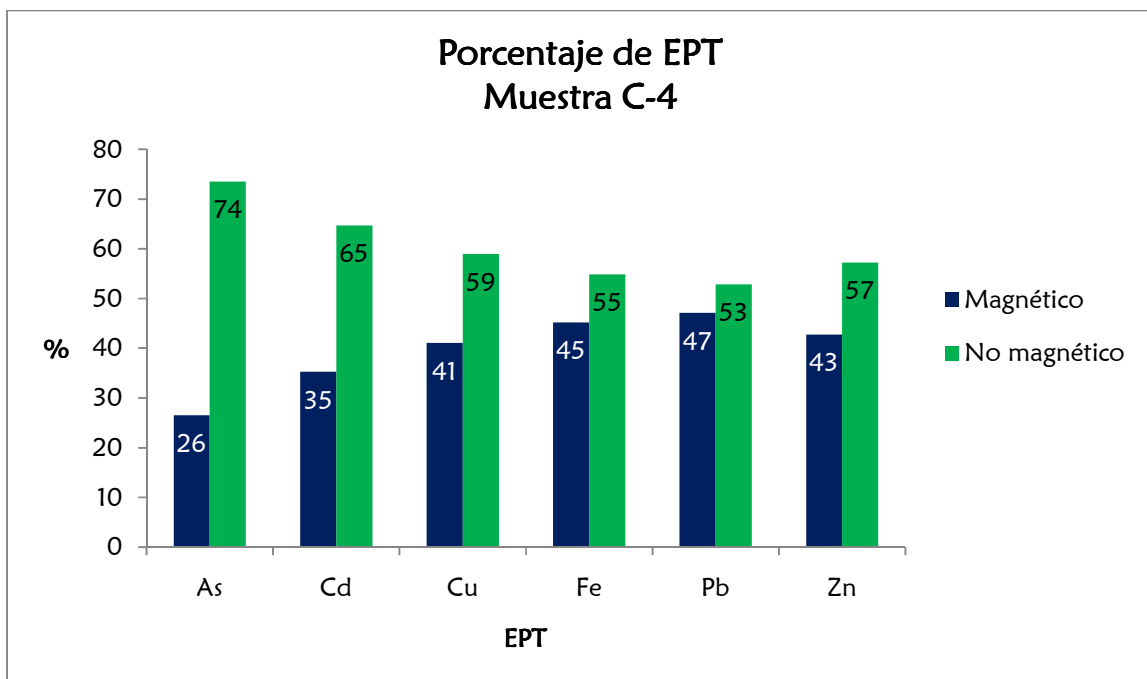


Figura 4.2d Porcentaje de EPT en la muestra C-4 (Separación magnética).

Muestra C-5	Peso, g	As, mg/kg	As, g	% de As
Total	237	1222	0.283	100
Fracción magnética				
Fina	9	4519	0.039	13.8
Media	1	3879	0.003	1.1
Gruesa	1	3408	0.003	1.0
% total de As en fracción magnética				15.9
Fracción no magnética				
Fina	129	1245	0.161	56.8
Media	54	954	0.052	18.3
Gruesa	43	592	0.026	9.0
% total de As en fracción no magnética				84.1

Muestra C-5	Peso, g	Cu, mg/kg	Cu, g	% de Cu
Total	237	814	0.185	100
Fracción magnética				
Fina	9	2780	0.024	13.0
Media	1	2455	0.002	1.1
Gruesa	1	2223	0.002	0.9
% total de Cu en fracción magnética				15.0
Fracción no magnética				
Fina	129	782	0.101	54.5
Media	54	651	0.035	19.1
Gruesa	43	486	0.021	11.3
% total de Cu en fracción no magnética				85.0

Muestra C-5	Peso, g	Pb, mg/kg	Pb, g	% de Pb
Total	237	1886	0.427	100
Fracción magnética				
Fina	9	7652	0.066	15.5
Media	1	8557	0.007	1.6
Gruesa	1	12063	0.010	2.2
% total de Pb en fracción magnética				19.4
Fracción no magnética				
Fina	129	1835	0.237	55.5
Media	54	1314	0.072	16.8
Gruesa	43	824	0.036	8.3
% total de Pb en fracción no magnética				80.6

Muestra C-5	Peso, g	Cd, mg/kg	Cd, g	% de Cd
Total	237	55	0.011	100
Fracción magnética				
Fina	9	291	0.003	21.9
Media	1	158	0.000	1.1
Gruesa	1	95	0.000	0.7
% total de Cd en fracción magnética				23.7
Fracción no magnética				
Fina	129	47	0.006	52.3
Media	54	37	0.002	17.4
Gruesa	43	18	0.001	6.6
% total de Cd en fracción no magnética				76.3

Muestra C-5	Peso, g	Fe, mg/kg	Fe, g	% de Fe
Total	237	22689	5.093	100
Fracción magnética				
Fina	9	88788	0.770	15.1
Media	1	130883	0.107	2.1
Gruesa	1	180725	0.143	2.8
% total de Fe en fracción magnética				20.0
Fracción no magnética				
Fina	129	17564	2.268	44.5
Media	54	18080	0.984	19.3
Gruesa	43	19041	0.820	16.1
% total de Fe en fracción no magnética				80.0

Muestra C-5	Peso, g	Zn, mg/kg	Zn, g	% de Zn
Total	237	999	0.230	100
Fracción magnética				
Fina	9	4827	0.042	18.2
Media	1	3561	0.003	1.3
Gruesa	1	5830	0.005	2.0
% total de Zn en fracción magnética				21.4
Fracción no magnética				
Fina	129	926	0.120	51.9
Media	54	739	0.040	17.5
Gruesa	43	489	0.021	9.1
% total de Zn en fracción no magnética				78.6

Tabla 4.3e. Concentración, masa y porcentaje de EPT en la muestra C-5.

Para la muestra C-5 que es la que se encuentra espacialmente más alejada de la fuente de contaminación (aprox. 1 km), se asumía que el aumento magnético aquí sería nulo, por estar lejos de la fuente de contaminación y la dispersión de residuos metalúrgicos no llegaría a esta zona, y lo comprueba la baja SM que la caracteriza ($144 \cdot 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$), el método resultó poco eficiente, pues el suelo no tiene gran cantidad de partículas ferrimagnéticas. (Figura 4.2e).

Es también la muestra que inicialmente presentaba la menor cantidad de EPT, As 1222 ppm, Cd 55 ppm y Pb 1886 ppm. A pesar de esto, se logra disminuir hasta 1026 ppm de As, 42 ppm de Cd y 1538 ppm de Pb.

La mayor cantidad de contaminantes se presentan en la fracción fina.

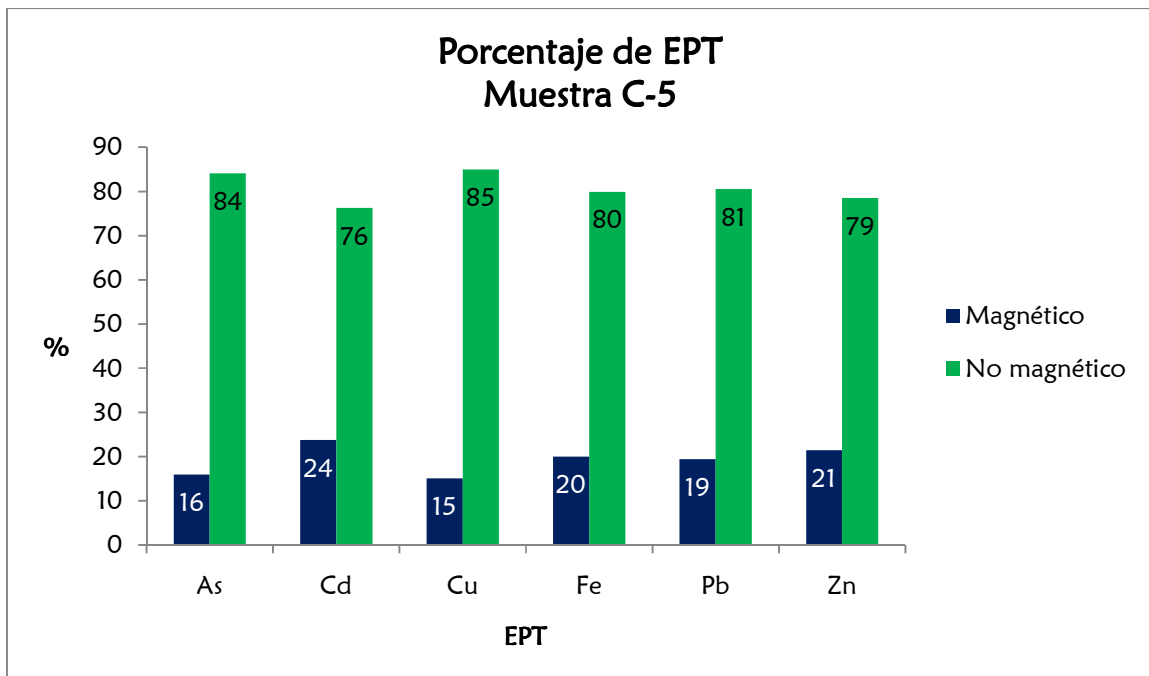


Figura 4.2e Porcentaje de EPT en la muestra C-5 (Separación magnética).

4.3. EXTRAPOLACIÓN DE LOS RESULTADOS DE LABORATORIO AL CAMPO

Considerando:

- a) El área (en m²) y espesor (0.1 m) que ocupa el suelo contaminado para cada muestra compuesta,
- b) la densidad promedio del suelo en la zona de estudio (1.557 t/m³),
- c) la eficiencia de la separación magnética para cada muestra compuesta, y
- d) el peso de la fracción magnética y la cantidad de As, Cd y Pb (expresados en gramos).

Se estimó la cantidad de contaminantes que pueden ser removidos vía la separación magnética de aplicarla a nivel campo (Tabla 4.5).

Cabe mencionar, que la densidad con la que se trabajo es real, pues contempla los fragmentos de roca presentes en la zona de estudio ya que es un suelo pedregoso.

Por otro lado, la eficiencia del método de separación magnética obtenida anteriormente, contempla únicamente el suelo con granulometría menor a 2 mm (arena muy gruesa a arcilla), debido a que las muestras compuestas están formadas por muestras superficiales tomadas en campo que se hicieron pasar in situ por la malla #10.

Estas consideraciones se deben de tener en cuenta ya que a nivel campo se tendrá que trabajar con todos los tamaños de grano (Tabla 4.4) y por ende la eficiencia y las toneladas aquí calculadas pueden variar.

A pesar de ello, estos datos son muy buenos y podrían ser aproximados con la realidad, ya que de acuerdo a estudios anteriores (LAFQA y Romero....) se determinó que la contaminación está presente únicamente en una granulometría que va desde guijarros hasta limos y arcillas, y los fragmentos de roca (tamaños guijones a mayores) no presentan altas concentraciones de EPT.

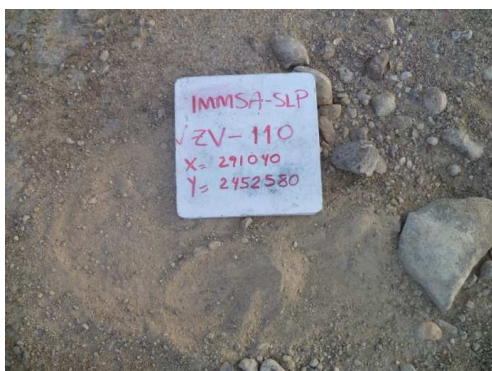


Figura 4.3. Muestra de suelo en el complejo metalúrgico, San Luis Potosí

A continuación se muestra el porcentaje de la granulometría que se encuentra en la zona de estudio:

Tamaño de grano	Nombre	Porcentaje
>3 pulgadas	Guijones	42
>0.47 cm	Guijarros	43
>1.5 mm	Gránulos a guijas	7
<1.5 mm	Arena muy gruesa a arcilla	8

Tabla 4.4. Granulometría de la zona de estudio.

Para realizar los cálculos de tonelaje de suelo contaminado, se tuvo que contemplar que la contaminación se encuentra en el 58% del suelo total, sin contemplar al material muy grueso. Esto se realiza para tener una mejor estimación de la cantidad de contaminantes que se puede separar con magnetismo.

Datos extrapolados a campo	Muestra C-1	Muestra C-2	Muestra C-3	Muestra C-4	Muestra C-5
Características del suelo					
Densidad, t/m ³	1.557	1.557	1.557	1.557	1.557
Volumen, m ³	31000	17000	12000	24000	19000
Peso total, t	48267	26469	18684	37368	29583
Suelo contaminado, t (58% del suelo total)	27995	15352	10837	21673	17158
Separación magnética					
*Eficiencia separación magnética, %	36	37	7	12	4
Suelo no magnético, t	17917	9672	10078	19073	16472
Suelo magnético, t	10078	5680	759	2601	686
As, t	547.5	35.2	8.1	112.1	3.4
Cd, t	35.5	2.3	0.3	3.3	0.2
Pb, t	536.6	103.2	6.9	84.5	5.7
* Porcentaje del suelo contaminado que es magnético					

Tabla 4.5. Datos obtenidos considerando las toneladas [t] de las muestras compuestas, de realizar la separación magnética en campo.

4.4. LAVADO DE SUELO

Se realizaron dos lavados de suelo en la fracción no magnética de las muestras compuestas (separada granulométricamente). El primer lavado se hace con la finalidad de disminuir la concentración geodisponible de EPT en las muestras compuestas iniciales.

El análisis en las muestras lavadas, después de realizar el primer lavado de suelo, indica que sólo el As y Cd resultan ser elementos solubles, tal y como se esperaba gracias al análisis de geodisponibilidad. Estos elementos representan un riesgo al ambiente al rebasar los límites máximos permisibles (As, 0.5 mg/L y Cd, 0.1 mg/L).

Por su parte el Cu y el Zn tienen muy poca y casi nula solubilidad, por esta razón se incluyen con los elementos estables, que no se movilizan en las condiciones ambientales del área de estudio, al ser sometidos a un lavado con agua como lo son el Fe y el Pb.

Posteriormente se realizó un segundo lavado, para verificar si la concentración geodisponible disminuye notoriamente y poder concluir si es apropiado o no realizar esta tecnología de remediación en el área de estudio.

En la tabla 4.7 se muestran las concentraciones geodisponibles de As y Cd que existen en las muestras compuestas, después de realizar el primer y segundo lavado de suelo y se resumen en las gráficas de las figuras 4.4 y 4.5.

Lavado de suelo	Muestra C-1		Muestra C-2		Muestra C-3		Muestra C-4		Muestra C-5	
	As	Cd	As	Cd	As	Cd	As	Cd	As	Cd
	mg/L									
Concentración geodisponible inicial	125.17	4.08	<LD	0.14	8.85	0.46	74.01	2.08	<LD	0.06
Primer lavado (Fracción soluble)										
Fina	109.43	3.42	0.82	0.11	7.90	0.51	115.13	3.05	1.21	0.08
Media	98.32	3.24	0.57	0.15	6.64	0.31	65.16	1.70	0.81	0.05
Gruesa	85.06	2.46	0.51	0.16	5.94	0.25	50.20	1.33	0.80	0.04
Segundo Lavado (Fracción soluble)										
Fina	53.80	1.30	1.50	<LD	9.17	0.19	67.54	1.13	2.44	0.07
Media	34.01	0.78	0.82	<LD	4.29	0.11	35.72	0.63	1.39	0.05
Gruesa	26.48	0.64	0.49	0.04	2.62	0.08	18.87	0.35	0.61	<LD

Tabla 4.7. Resultados de la concentración geodisponible después de realizar el primer y segundo lavado de suelo. Nota: LD=Límite de detección del analizador, para el As 0.07 mg/L y para el Cd 0.02 mg/L.

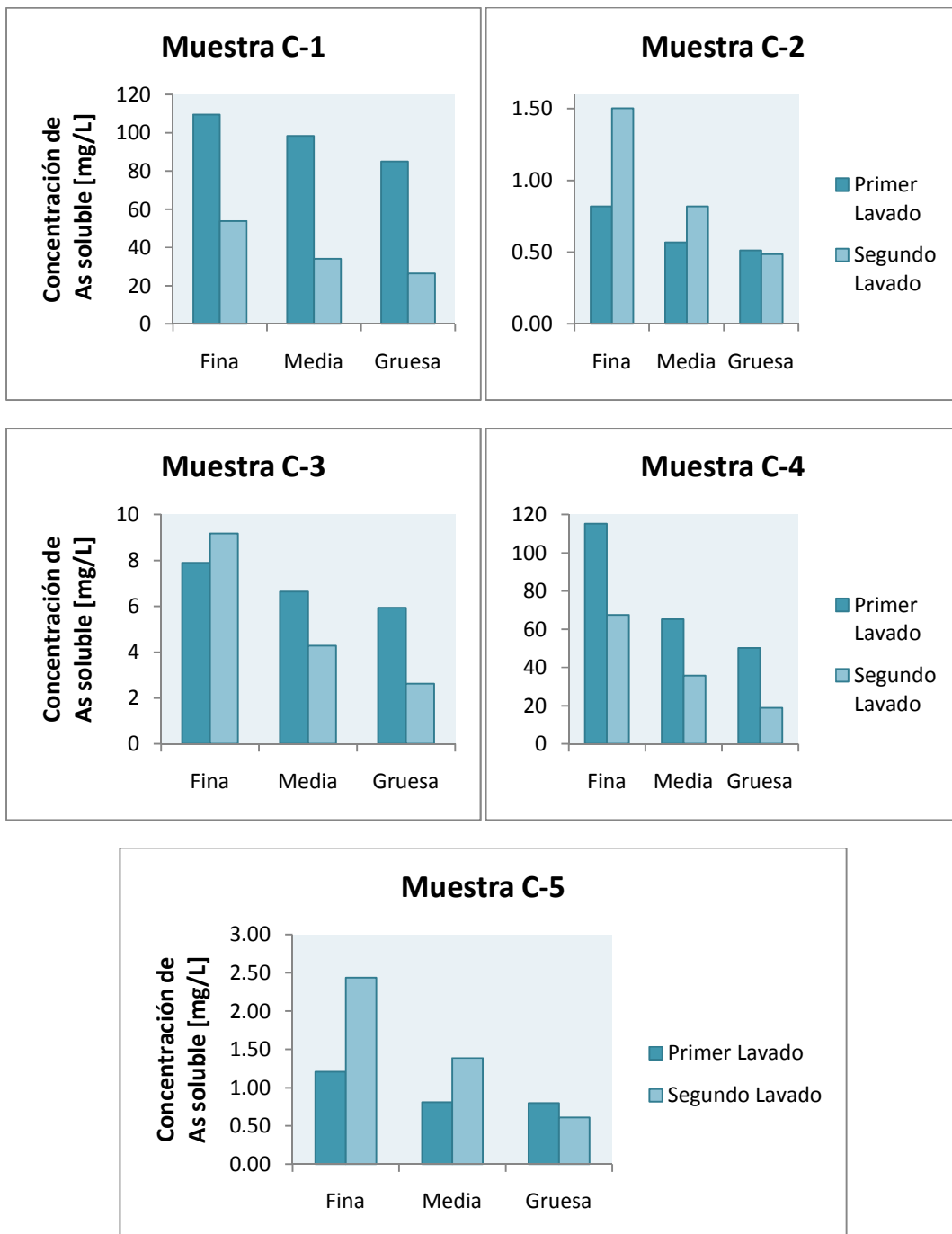


Figura 4.4. Concentración de As soluble en el extracto acuoso, después de hacer el primer y segundo lavado a las fracciones de suelo fina, media y gruesa, del suelo no magnético.

Respecto a la geodisponibilidad del As, representa un mayor riesgo al ambiente en las muestras C-1 y C-4. Al realizar el primer lavado en la muestra C-1, la concentración de As geodisponible es de 109.43, 98.32 y 85.06 mg/L en las fracciones fina, media y gruesa respectivamente. Para el segundo lavado disminuye la concentración de As geodisponible a 53.80, 34.01 y 26.48 mg/L en las fracciones fina, media y gruesa respectivamente.

En la muestra C-4, la concentración de As geodisponible inicial fue de 74.01 (contemplando también el suelo magnético) y después de la separación magnética y el primer lavado de suelo, la concentración de As geodisponible en la fracción fina fue de 115.13, lo cual sugiere que en la fracción no magnética es donde se encuentra la mayor concentración geodisponible de este elemento. Para la fracción media y gruesa, se tuvieron concentraciones de 65.16 y 50.20 mg/L respectivamente. En el segundo lavado las concentraciones disminuyen a 67.54, 35.72 y 18.87 mg/L en las fracciones fina, media y gruesa respectivamente.

Aunque se disminuye notablemente la concentración geodisponible del As en estas muestras, sigue siendo elevada en cada fracción de suelo, sobrepasando el límite máximo permisible.

La muestra C-3, representa un riesgo menor al ambiente, en esta muestra se aprecia que la fracción fina es la que tiene una mayor concentración geodisponible con 7.9 mg/L, mientras que las fracciones media y gruesa, tienen concentraciones geodisponibles de 6.64 y 5.94 mg/L respectivamente, después del primer lavado. Con el segundo lavado, la geodisponibilidad del As en la fracción fina, media y gruesa es de 9.17, 4.29 y 2.62 mg/L respectivamente.

Las muestras C-2 y C-5 incluso después del primer y segundo lavado muestran mayor geodisponibilidad del As, aunque inicialmente se caracterizaron por tener la concentración geodisponible por debajo del límite máximo permisible. Esto pudo ocurrir probablemente porque en cada lavado, el agua además de disolver algunos elementos, fragmenta el suelo en partículas más finas, las cuales logran pasar por el filtro de 0.45µm, y tal y como establece la NOM-147, son consideradas como concentración geodisponible (ver sección 2.2). Las partículas que logran pasar por dicho filtro contienen As y Cd, cuyas concentraciones ya estaban cuantificadas dentro de las concentraciones totales de EPT y que ahora también, se cuantifican en las concentraciones geodisponibles al someterlos a un lavado de suelo.

Para estas muestras, las concentraciones geodisponibles ya están más cercanas al límite máximo permisible que es 0.5 mg/L de As soluble en el agua.

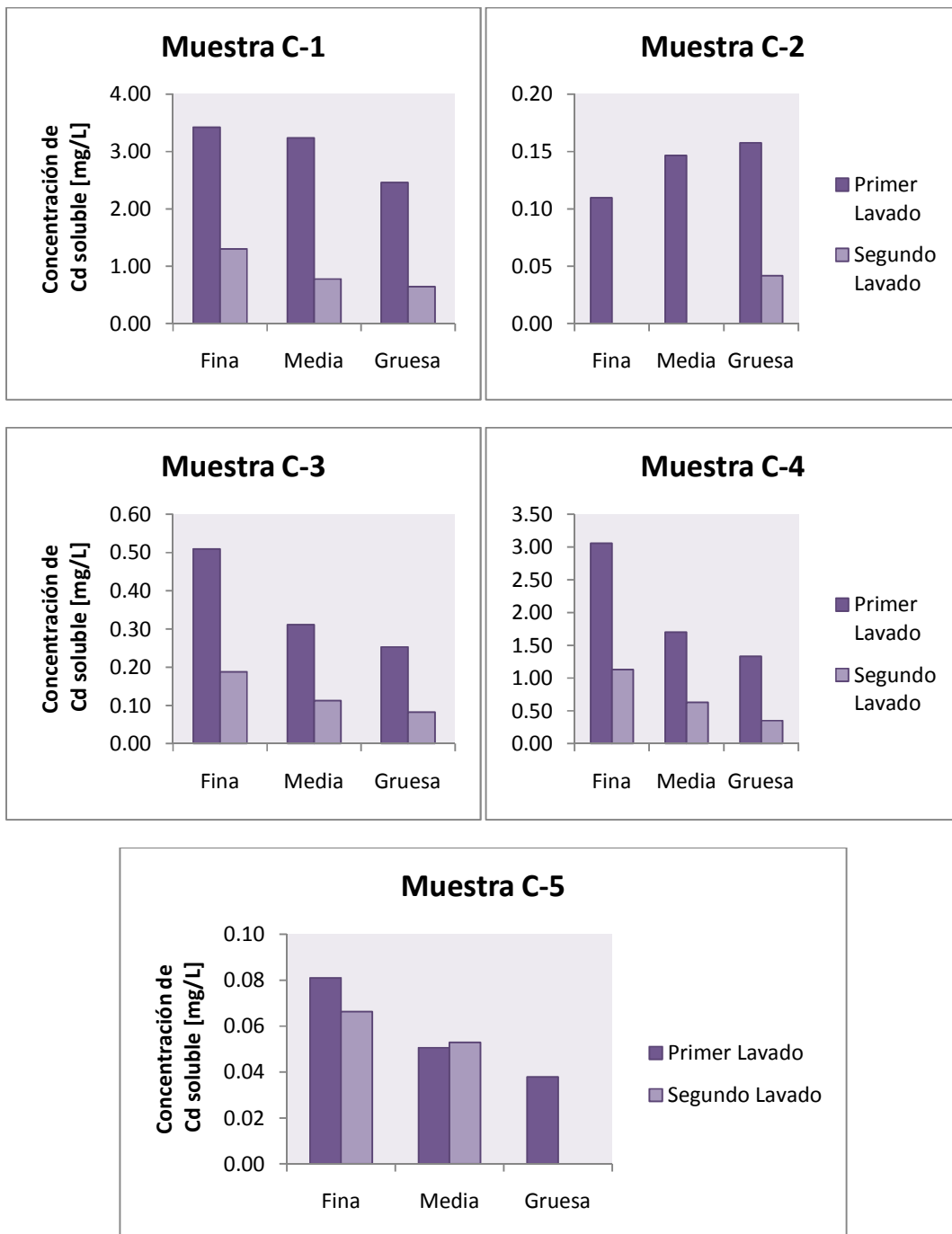


Figura 4.5. Concentración de Cd soluble en el extracto acuoso, después de hacer el primer y segundo lavado a las fracciones de suelo fina, media y gruesa, del suelo no magnético.

En cuanto a la geodisponibilidad del Cd, representa un mayor riesgo en las muestras C-1 y C-4. En la muestra C-1, con el primer lavado de suelo la concentración geodisponible de Cd es de 3.42, 3.24 y 2.46 mg/L, y luego del segundo lavado es de 1.30, 0.78 y 0.64 mg/L en la fracción fina, media y gruesa respectivamente. Se observa que hay una disminución notoria en la concentración de Cd soluble.

La muestra C-4 después de la separación magnética y del primer lavado, aumenta su geodisponibilidad en la fracción fina 47%, mientras que disminuye en la fracción media un 18% y en la fracción gruesa un 36% respecto a la geodisponibilidad inicial. Después del segundo lavado, disminuye 46% en la fracción fina, 70% en la fracción media y 83% en la fracción gruesa respecto a la geodisponibilidad inicial. Pese a ello, no se logró llevar al límite máximo permisible en ninguna fracción de suelo.

En la muestra C-3, con el primer lavado de suelo, la concentración de Cd soluble es de 0.51, 0.31 y 0.25mg/L para la fracción fina, media y gruesa respectivamente. Con el segundo lavado la concentración geodisponible de Cd fue de 0.19, 0.11 y 0.08 que son valores que se encuentran próximos al límite máximo permisible.

La concentración geodisponible de Cd en la muestra C-2, se encuentra en el límite máximo permisible con 0.11, 0.15 y 0.16 mg/L en la fracción fina, media y gruesa respectivamente después de realizar el primer lavado. Y después del segundo lavado, las concentraciones quedan por debajo del límite máximo permisible, de manera que no representa un riesgo al ambiente.

Para la muestra C-5, tampoco hay riesgo al ambiente, debido a que la concentración geodisponible de Cd incluso antes de la separación magnética y los lavados de suelo, y después de los dos lavados, se encuentra por debajo del límite máximo permisible que es 0.1 mg/L de Cd soluble en el agua.

5. CONCLUSIONES

En cuanto a la separación magnética:

1. Este método de remediación es muy eficiente cuando se trabaja con suelos con una gran cantidad de partículas magnéticas y además, en los que se tienen altas concentraciones de EPT, comprobándose en estos casos que existe un aumento magnético, consecuencia de las actividades metalúrgicas de la zona de estudio.
2. Al observar porcentajes similares de As, Pb y Fe en la fracción magnética de las muestras compuestas, se puede comprobar lo que se estableció en estudios previos, que algunos oxihidróxidos de Fe, son también minerales ferrimagnéticos y retienen al As y Pb vía sorción.
3. La SM es un indicador de la eficiencia de la separación magnética, pues al establecerse que los valores altos de este parámetro se encuentran en la fuente de contaminación y áreas cercanas a esta debido a la gran cantidad de minerales magnéticos, las muestras compuestas que se tomaron en estas zonas (C-1, C-2 y C-4) fueron las que obtuvieron una muy buena eficiencia del método al tener los mayores porcentajes de EPT en la fase magnética. No sucedió así en lugares alejados de la fuente de contaminación, que es donde se tomaron las muestras C-3 y C-5, caracterizadas por tener una SM baja porque hay una menor cantidad de materiales magnéticos.
4. La separación granulométrica previa a la separación magnética es muy importante y recomendable, pues permite conocer en que fracción de suelo (fina, media o gruesa) se concentra la mayor cantidad de EPT; la fracción fina en este estudio, es la que contiene la mayor cantidad de concentración total de EPT.

En cuanto al lavado de suelo:

1. La concentración geodisponible de EPT que caracteriza cada muestra, indica que el As y el Cd son los elementos solubles y que representan un riesgo al ambiente. Además, este análisis de geodisponibilidad permitió discriminar muestras en donde se tienen diferentes concentraciones geodisponibles del As y el Cd y por ende una distinta evaluación del riesgo en la zona que abarcan dichas muestras, siendo la C-1, C-3 y C-4 las muestras en las que se tiene un mayor riesgo por la solubilidad del As, y en las muestras C-1, C-2, C-3 y C-4 el Cd rebasa los límites máximos permisibles.
2. El primer lavado de suelo con agua no logra disminuir la concentración geodisponible de As y el Cd significativamente en las muestras con mayor contaminación, sobretudo en la fracción fina, pues las fracciones gruesas y medias del suelo, quedan con el As y el Cd relativamente dentro de los límites máximos

permisibles en las muestras con baja contaminación. De manera que realizar un único lavado no resultaría óptimo a nivel campo, sin embargo se puede confinar la fracción fina y realizar dos o más lavados de suelo en la fracción media y gruesa de suelo para disminuir las concentraciones geodisponibles.

3. Con el segundo lavado se logra disminuir las concentraciones geodisponibles de As y Cd en las muestras altamente contaminadas, sin embargo siguen rebasando los límites máximos permisibles. En el resto de las muestras y sobretodo en la fracción fina, se muestra un comportamiento variable, disminuye la concentración geodisponible en algunas pero en otras se observa un aumento, esto pudiera indicar que al lavar el suelo (durante la agitación) el agua va disgregando el suelo en partículas aún más finas (las cuales ya se habían cuantificado como parte de la concentración total), y logran pasar por el filtro de 0.45 micras, por lo tanto se cuantificarán ahora en la concentración geodisponible.
4. La fracción fina es la que tiene las mayores concentraciones geodisponibles después de realizar los dos lavados de suelo. Se complica demasiado el lavado de suelo trabajando con la fracción fina.
5. Los resultados sugieren que al realizar lavados sucesivos disminuirá la concentración geodisponible de As y Cd, en las fracciones media y gruesa.
6. El anión sulfato puede provenir de la oxidación de sulfuros, ya que los residuos metalúrgicos de la zona estudiada contienen minerales como la pirita, esfalerita, pirrotita y galena. Al oxidarse estos sulfuros, el azufre se disocia y forma sulfatos con cationes como el Ca y Na (elementos que se encuentran en el suelo provenientes de las rocas), dejando libres a elementos como el Fe, Pb y Zn, y a los elementos asociados como el As y Cd. Por ello la CE y la concentración de iones disueltos aumenta conforme nos acercamos a la fuente de contaminación. Estos elementos están cargados positivamente.
7. La cantidad de arcilla presente en el suelo condiciona la movilidad de los EPT, ya que son partículas cargadas negativamente y además poseen la mayor área superficial y por ello retienen a los EPT por procesos de sorción. Por tanto, además de que los EPT se encuentran asociados a los oxihidróxidos de Fe, también se encuentran sorbidos en las arcillas.

6. BIBLIOGRAFÍA

Appelo, C.A.J., Postma, D. (1993). “Geochemistry, groundwater and pollution”. 2nd Edition, A.A. Balkema Publishers, Leiden, The Netherlands, 649 p.

Aragón Piña, A., Torres Villaseñor, G., Santiago Jacinto, P. y Monroy Fernandez, M. (2002). “Scanning and transmission electron microscope of suspended lead rich particles in the air of San Luis Potosí, Mexico”. *Atmospheric Environment*, volume 36, issue 33. 5235-5243 pp.

Beckwith, P.; Ellis, J.; Revitt, D. y Oldfield, F. (1986). “Heavy metal and magnetic relationships for urban source sediments”. *Phys. Earth Planet. Int.*, 42, 67-75.

Berkowitz B., Dror I. y Yaron B. (2008). “Contaminants Geochemistry. Interactions and Transport in the Subsurface Environment”. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, 412 p.

Bityukova, L., Scholger, R. y Birke, M. (1999). “Magnetic susceptibility as indicator of environmental pollution of soils in Tallin”. *Phys. Chem. Earth (A)*, 24 (9), 829-835.

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

Bowell, R.J. (1994). “Sorption of arsenic by iron oxides and oxyhydroxides in soils”. *Appl Geochem* 9, 279-286.

Boyko, T., Höll, S., Scholger, R. y MagProx Team. (2002). “Anthropogenic and geogenic impacts on magnetic susceptibility anomalies of forest topsoil in Austria”. *Extended abstract for the International Symposium on Fundamental Rock Magnetism and Environmental Applications*. Erice, Italy, n. 26: 11.

Bradl H. (2005). “Heavy metals in the environment: Origin, interaction and remediation”. University of Applied Sciences. Elsevier Academic Press, Neubrucke, Germany 282 p.

Buró Hidrogeológico. (2008). “Informe Final Barrenación y Pruebas de Permeabilidad BP – 1 al BP – 10”.

Bunting Magnetics Company. “Catálogo de equipos de separación magnéticos para contaminantes ferrosos y no ferrosos”. Revisado en julio 2013, disponible en internet en: http://www.buntingmagnetics.com/content/upload/files/4000_SP.pdf

Cardona. (2008). “Diagnostico geológico e hidrogeológico del acuífero de San Luis Potosí, reporte final”. Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Grupo Minera México.

Carrizales L., Razo I., Tellez-Hernández JI., Torres-Nerio R., Torres A., Batres LE., Cubillas AC., Díaz-Barriga F. (2006). “Exposure to arsenic and lead of children living near a copper-smelter in San Luis Potosí, Mexico: Importance of soil contamination for exposure of children”. *Env Res.* 101: 1-10.

CONAGUA. (2005). “Estudio geotécnico respecto a las condiciones geohidrológicas y sociales del acuífero 2411 “San Luis Potosí” en el estado de San Luis Potosí”. COTAS, Acuífero del Valle de SLP, A.C., 75 p.

CONAGUA. (2009). "Actualización de la disponibilidad media anual de agua subterránea. Acuífero (2411) San Luis Potosí". Publicada en Diario Oficial de la Federación el 28 de agosto de 2009.

Chan, L.S., Ng, S.L., Davis, A.M., Yim, W.W.S. y Yeung, C.H. (2001). "Magnetic properties and heavy-metal contents of contaminated seabed sediments of Penny's bay, Hong Kong". *Mar. Pollut. Bull.*, 42 (7), 569-583.

Chaparro, M.A.E., Gogorza, C.S., Lavat, A., Pazos, S. y Sinito, A.M. (2002a). "Preliminary Results of Magnetic Characterisation of Different Soils in Tandil Region (Argentina) Affected by the Pollution of Metallurgical Factory". *Eur. J. Environ. Eng. Geophys.*, 7, 35-58.

Chaparro, M.A.E., Bidegain, J.C., Sinito, A.M., Gogorza, C.S. y Jurado, S. (2003a). "Preliminary Results of Magnetic Measurements on Stream-Sediments from Buenos Aires province, Argentina". *Stud. Geophys. Geod.*, 47 (1), 121-145.

Chaparro, Marcos A.E. (2005). "Análisis y estudio de parámetros magnéticos de suelos y sedimentos de arroyos y lagunas relativamente contaminados - Métodos de mediciones magnéticas". Trabajo de grado (Doctor en Física). Facultad de Ciencias Exactas. Universidad Nacional del centro de la Provincia de Buenos Aires.

Comisión Nacional del Agua CNA. (2002). "Determinación de la disponibilidad del acuífero de San Luis Potosí". Estado de San Luis Potosí, 27 pp.

Díaz-Barriga F., Santos MA., Mejía JJ., Batres L., Yáñez L., Carrizales L., Vera E., Del Razo LM., Cebrian ME. (1993a). "Arsenic and cadmium absorption in children living near a smelter complex in San Luis Potosí, Mexico". *Env. Res.* 62: 242-250

Durza, O. (1999). "Heavy contamination and magnetic susceptibility in soils around metallurgical plant". *Phys. Chem. Earth (A)*, 24, No. 6, 541-543.

Dzombak and Morel. (1990). "Surface Complexation Modeling: Hydrous Ferric Oxide". Wiley-Interscience, New York, 393 pp.

Fergusson J. E. (1990). "The Heavy Elements: Chemistry environmental impact and health effects". Chemistry Department, University of Canterbury, New Zealand. Pergamon Press, 614 p.

Foster A.L., Brown G.E., Tingle T.N. y Parks G.A. (1998). "Quantitative arsenic speciation in mine tailings using X-ray absorption spectroscopy". *Am. Mineral.* 83, 553-568.

Fuller, C.C., Davis, J.A., Waychunas, A., (1993). "Surface chemistry of ferrihydrite: Part2. Kinetics of arsenate adsorption and coprecipitation". *Geochim Cosmochim Acta* 57, 2271-2282.

Georgeaud, V.M., Rochette, P., Ambrosi, J.P., Vandamme, D. y Williamson, D. (1997). "Relationship between heavy metals and magnetic properties in a large polluted catchment: The Etang de Berre (South of France)". *Phys. Chem. Earth (A)*, 22 (1-2), 211-214.

Gocht, W.R., H. Zantop y R.G. Eggert. (1988). "International mineral economics". Springer-Verlag, Berlin, 271 pp.

Goldberg, S. (1986). “Chemical modeling of arsenate adsorption on aluminium and iron oxide minerals”. *Soil Sci Soc Am J* 50, 1154-1157

Cutiérrez-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”. *Rev. Mex Cienc. Geol.* V 234 núm. 2, 170-184 pp.

Hanesch, M. y Scholger, R. (2002). “Mapping of heavy metal loadings in soils by means of magnetic susceptibility measurements”. *Environ. Geol.*, 42, 857-870.

Hanesch, M. Scholger, R. y Rey, D. (2003). “Mapping dust distribution around an industrial site by measuring magnetic parameters of tree leaves”. *Atm. Environ.*, 37, 5125-5133

Heller, F., Strzyszcz, Z. y Magiera, T. (1998). “Magnetic record of industrial pollution in soils of Upper Silesia, Poland”. *J. Geophys. Res.*, 103 (B8), 17767-17774.

Henry, J. Glynn y Heinke, Gary W. (1999). “Ingeniería Ambiental”. 2a. ed., Prentice Hall, México, 620-724 pp.

Hernández Cruz, Griselda Berenice. (2009). “Evaluación de propiedades físicas y geoquímicas en la selección de sitios para el almacenamiento ambientalmente seguro de residuos minero-metalúrgicos”. Trabajo de grado (Maestra en ciencias de la Tierra). Programa de Posgrado en Ciencias de la Tierra, Universidad Nacional Autónoma de México.

Hoffmann, V., Knab, M. y Appel, E. (1999). “Magnetic susceptibility mapping of roadside pollution”. *J. Geochem. Int.*, 66 (1-2), 313-326.

Hunt, A.; Jones, J. y Oldfield, F. (1984). “Magnetic measurements and heavy metals in atmospheric particulates of anthropogenic origin”. *Sci. Total Environ.*, 33, 129-139.

Jordanova, N.V., Jordanova, D.V., Veneva, L., Yorova, K. y Petrovský, E. (2003). “Magnetic response of soils and vegetation to heavy metal pollution – A case of study”. *Environ. Sci. Tech.*, 37, 4417-4424.

Kapicka, A, Petrovský, E., Ustjak, S. y Machácková, K. (1999). “Proxy mapping of fly-ash pollution of soils around a coal-burning power plant: a case study in Czech Republic”. *J. Geochem. Explor.*, 66, 291-297.

Kapicka, A, Jordanova, N., Petrovský, E. y Ustjak, S. (2001a). “Effect of different soil conditions on magnetic parameters of power-plant fly ashes”. *J. Appl. Geophys.*, 48, 93-102.

Khon Ledesma, Ingrid Alejandra (2009). “Modelo de flujo del acuífero de San Luis Potosí, SLP”. Trabajo de grado (Maestra en ciencias de la Tierra). Instituto de Geofísica, Posgrado en Ciencias de la Tierra, Universidad Nacional Autónoma de México.

Kukier, U.; Fauziah Ishak, C; Summer, M.E. y Miller, W.P. (2003). “Composition and element solubility of magnetic and non-magnetic fly ash fractions”. *Environ. Pollut.*, 123, 255-266

Labarthé Hernández, G., Tristán González, M. (1979). "Cartografía geológica, hoja Tepetate, SLP". Folleto técnico No. 66, Universidad Nacional Autónoma de San Luis Potosí, 46 p.

Labarthe Hernández, G., Tristán González, M., y Aranda Gómez, J.J. (1982). "Revisión Estratigráfica del Cenozoico de la parte central del Estado de San Luis Potosí". Instituto de Geología y Metalurgia, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Folleto Técnico No. 85, 208 p.

LAFQA, UNAM Laboratorio de Análisis Físicos y Químicos del Ambiente (2003). "Diagnóstico Ambiental de la Planta de Cobre, San Luis Potosí". Informe Técnico.

Lin, Z. (1997). "Mobilization and retention of heavy metals in mill-tailings from Garpenberg sulfide mines, Sweden". *Sci. Total Environ.* 198, 13-31.

Maher, B.A. (1986). "Characterisation of soil by mineral magnetic measurements". *Phys. Earth Planet. Int.*, 42, 76-92.

Martínez, S. et al. (2009). "Socioeconomic development in arid zones: the influence of waters availability in the San Luis Potosí Basin, México". In *Arid Environments*. Editors: Antonio Fernández-Bernal.

McGregor R.G., Blowes D.W., Jambor J.L. y Robertson, W.D. (1998). "The solid-phase controls on the mobility of heavy metals at the Copper Cliff tailings area, Sudbury, Ontario, Canada". *J. Contam. Hydrol.* 33, 247-271.

Medellín M. (2001). "IMMSA: una larga historia", diario de San Luis, sección ideas, pág 4, disponible en: <http://ambiental.uaslp.mx/docs/PMM-AP010906-IMMSA.pdf>

Mejía J. Díaz B., Calderón J., Ríos C., Jiménez C. (1997) "Effects of lead-Arsenic combined exposure on Central Monoaminergic Systems". *Neurotoxicology and Teratology*, Vol. 19, No. 6, Elsevier Science, USA, 489-497 p.

Ministerio del Medio Ambiente, Colombia. "Guía para selección de tecnologías de manejo integral de residuos sólidos". Colombia, 2002 pág. 85 a 95. Disponible en internet en: <http://www.cortolima.gov.co/SIGAM/3/insadger.htm>

Mullins, C.E. (1977). "Magnetic susceptibility of the soil and its significance in Soil Science: a review". *J. Soil Sci.*, 28, 223-246.

Nieto Samaniego A., Macías Romo M., Alanís Álvarez S. (1996). "Nuevas edades isotópicas de la cubierta volcánica cenozoica de la parte meridional de la Mesa Central de México". *Revista de Ciencias Geológicas*, 13(1) 117-122 p.

Noyola Medrano, M. C., Ramos Leal, J.A., Domínguez Mariani, E., Pineda Martínez, L.F., López Loera, H. y Carbajal, N. (2009). "Factores que dan origen al minado de acuíferos en ambientes áridos: caso Valle de San Luis Potosí". *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, volumen 26, número 2, 394-410 pp.

Ongley L. K., Sherman L., Armienta A., Concilio A. y Ferguson Salinas C. (2007). "Arsenic in the soils of Zimapán, México". *Environ. Pollut.* 145: 793:799.

Parks, G. A. and de Bruyn, P. L. (1962). "The zero point of charge of oxides". *J. Phys. Chem.* 66, 967-973.

Pérez Martínez I. (2012). "Uso de parámetros indirectos para la evaluación de la contaminación de suelos con arsénico, cadmio y plomo en zonas minero-metalúrgicas de México". Artículo en revisión.

Pérez González, Gustavo. (2005). "Disponibilidad de metales tóxicos en sitios contaminados. Aplicaciones y limitaciones de la fraccionación en la determinación de gradientes de polución". Trabajo de grado (Doctor en Química). Universidad Autónoma de Barcelona, Departamento de Química. Unidad de Química Analítica.

Petrovský, E., Kapicka, A., Zapletal, K., Sebestová, E., Spanilá, T., Dekkers, M.J. y Rochette, P. (1998). "Correlation between magnetic properties and chemical composition of lake sediments from northern Bohemia. Preliminary study". *Phys. Chem. Earth (A)*, 23 (9-10), 1123-1126.

Petrovský, E., Kapicka, A., Jordanoa, N., Knob, M. y Hoffmann, V. (2000). "Low field susceptibility: a proxy method of estimating increased pollution of different environmental systems". *Environ. Geol.*, 39 (3-4), 312-318.

Plantas Mineras IMMSA. San Luis Potosí, S.L. P. Informe técnico, 133 p.

Prasad, M.N.V y H.M. Freitas. (2003). "Metal hyperaccumulation in plants -Biodiversity prospecting for phytoremediation technology". *Electronic Journal of Biotechnology* 6 (3): 285-321

Raisz, E. (1959). Landforms of Mexico: Mapa de escala 1:3 000 000. Cambridge, Massachussets, U.S. Office of Naval Research, Geography Branch.

Romero F.M., Armienta M.A. y González-Hernández G. (2007). "The solid-phase control on the mobility of potentially toxic elements in an abandoned lead/zinc mine tailings impoundment, Taxco, México". *Appl. Geochem.* 22, 109-127.

Romero F., Armienta M., Gutiérrez M. y Villaseñor G. (2008) Factores geológicos y climáticos que determinan la peligrosidad y el impacto ambiental de jales mineros. *Rev. Int. Contam. Ambient.* 24 (2) 43-54.

Romero F., Muhech V., Osoria A. y Gutierrez M. (2009) "Identificación de sitios para la disposición permanente y segura de residuos, en terrenos del complejo metalúrgico de IMMSA en San Luis Potosí". XXVIII Convención Minera Internacional, AIMMGM AC, Veracruz, Ver., 28 al 31 de octubre de 2009

Romero F.M., Pérez Martínez, I., Zamora Martínez, O. y Gutiérrez Ruíz, M. (2010). "Susceptibilidad magnética y conductividad eléctrica como indicadores indirectos de la contaminación de suelos con arsénico, cadmio y plomo". *Unión geofísica mexicana (UGM)*.

Romero F. M. y Gutiérrez M. E. (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*. Volumen 62, Número 1, 43-53 pp.

Roussel C., Neel C. y Bril H. (2000). "Minerals controlling arsenic and lead solubility in an abandoned gold mine tailing". Sci. Total Environ. 263, 209-219.

Sadiq, M. (1995). "Arsenic chemistry in soils: An overview of thermodynamic redictions and field observations". Water Air Soil Pollut.

Salazar Ledesma, Maricarmen. (2011). "Evaluación del grado de contaminación de la zona noreste del acuífero somero del valle de San Luis Potosí, asociado al riego con agua residual". Trabajo de grado (Maestra en ciencias de la Tierra, agua subterránea). Instituto de Geología, Programa de posgrado en Ciencias de la Tierra, Universidad Nacional Autónoma de México.

Schibler, L., Boyko, T., Ferdyn, M., Gajda, B., Höll, S., Jordanova, N., Rösler, W. y the Magprox team. (2002). "Topsoil magnetic susceptibility mapping: data reproducibility and compatibility, measurement strategy". Stud. Geophys. Geod., 46, 43-57.

Scholger, R. (1998). "Heavy pollution monitoring by magnetic susceptibility measurements applied to sediments of the river Mur (Styria, Austria)". Eur. J. Environ. Eng. Geophys., 3, 25-37.

Selim, H. M. y Sparks, D. L. (2001). "Heavy Metals Release in Soils". CRC Press, Boca Raton, Florida 310 pp.

Sellers, K. (1999). "Fundamentals of hazardous waste site remediation". Lewis Publishers. 326 pp.

SEMARNAT (2004). Norma Oficial Mexicana NOM-147-SEMARNAT/SSA1. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación, 2 de Marzo de 2007.

Stephen, J.R. y S.J. Macnaughton. (1999). "Developments in terrestrial remediation of metals". Current Opinion in Biotechnology 10: 230-233.

Strzyszcz, Z.; Magiera, T y Heller, F. (1996). "The influence of industrial immisions on the magnetic susceptibility of soils in Upper Silesia". Stud. Geoph. Geod., 40, 276-286.

Thompson, R., Bloemendal, J., Dearing, J., Oldfield, F., Rummery, J., Stober, J. y Turner, G. (1980). "Environmental applications of magnetic measurements". Science, 207, No. 4430, 481-486.

Thompson, R. y Oldfield, F. (1986). "Environmental magnetism". Allen & Unwin (Publishers) Ltd. 225 pp.

Tite, M. y Linington, R. (1975). "Effect of climate on the magnetic susceptibility of soils". Nature, 256, 565-566.

Tristán González, M. (1986). "Estratigrafía y tectónica del Graben de Villa de Reyes en los Estados de San Luis Potosí y Guanajuato, México". Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Instituto de Geología, Folleto Técnico No. 107, 91 p.

UASLP Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí. (2008). "Diagnostico geológico e hidrológico del acuífero San Luis Potosí". Informe Técnico.

USEPA (1997). Engineering bulletin: technology alternatives for the remediation of soils contaminated with As, Cd, Cr, Hg, and Pb. EPA/540/S-97/ 500. Office of Emergency and Remedial Response/ Office of Research and Development. Washington, D.C. 20 pp.

USEPA (2001). Treatment technologies for site clean-up: annual status report. 10th Ed. Office of Solid Waste and Emergency Response/Technology Innovation Office. EPA-542-R-01-004. 38 pp. Disponible en Internet en: <http://www.epa.gov/tio>

Van Deuren, J., T. Lloyd, S. Chetry, R. Liou y J. Peck. (2002). “Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide”, 4th Edition. Technology Innovation Office, EPA Platinum International, Inc.

Velasco Trejo, J. Antonio; De la Rosa Pérez, Alejandro. (2004). “Evaluación de tecnologías de remediación para suelos contaminados con metales”. DIRECCIÓN GENERAL DEL CENTRO NACIONAL DE INVESTIGACIÓN Y CAPACITACIÓN AMBIENTAL.

Verosub, K.L. y Roberts, A.P. (1995). “Environmental magnetism: past, present and future”. J. Geophys. Res., 100, B2, 2175-2192.

Volke Sepúlveda, T. y Velasco Trejo, J.A. (2002). “Tecnologías de remediación para suelos contaminados”. Instituto Nacional de Ecología (INE-SEMARNAT), México, 64 pp.

Volke Sepúlveda, T., Velasco Trejo, J.A. y De la Rosa Pérez, D.A.(2005). “Suelos contaminados por metales y metaloides: muestreo y alternativas para su remediación”. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, México, 141 pp.

Páginas web:

Dorronsoro Fernández, Carlos. “Descontaminación de suelos”. Master en Ingeniería del Medio Ambiente. Modulo de Suelos. Facultad de Ciencias, Universidad de Granada. Revisado en noviembre 2012.
<http://edafologia.ugr.es/desconta/quimicas2.pdf>

Grupo México. “Resultados Primer Trimestre de 2013” Disponible en:
<http://www.gmexico.com.mx/inversionistas/informacion-financiera.php>

Instituto Nacional de Ecología (INE). “Factores que inciden en la eficiencia de una tecnología de remediación”. Revisado en diciembre 2012.
<http://www2.ine.gob.mx/publicaciones/libros/372/factores.html>

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). Mapa digital. Revisado en octubre 2012. <http://gaia.inegi.org.mx/mdm5/viewer.html>

Nabel, Paulina. (1996). *“Aspectos ambientales registrados en suelos de la región pampeana, identificados por sus parámetros magnéticos”*. *Revista de la asociación Geológica Argentina*, 51 (2):147-155. Revisado en noviembre 2012, artículo disponible en: <http://books.google.com.mx/books?id=s82Rb6fqJzOC&pg=PA148&dq=susceptibilidad+magn%C3%A9tica&hl=es&sa=X&ei=YMk2UYiMKKPa2AWAmoGIAw&ved=OCEUQ6AEwBQ#v=onepage&q=susceptibilidad%20magn%C3%A9tica&f=false>

SEMARNAT. *Capítulo 3. Suelos*. Revisado en octubre 2012. http://www.semarnat.gob.mx/informacionambiental/Documents/pdf/cap_3_suelos.pdf

United States Environmental Protection Agency (EPA). Revisado en enero 2013. <http://www2.epa.gov/home/az-index>