



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO  
POSGRADO EN CIENCIAS DE LA TIERRA  
INSTITUTO DE GEOLOGÍA

BARRERAS GEOQUÍMICAS Y ESTABILIZACIÓN FÍSICO-QUÍMICA  
PARA EL MANEJO AMBIENTALMENTE SEGURO DE RESIDUOS  
METALÚRGICOS Y SUELOS CONTAMINADOS CON ARSÉNICO Y  
METALES PESADOS EN SAN LUIS POTOSÍ

TESIS  
QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE  
DOCTOR EN CIENCIAS DE LA TIERRA

PRESENTA:  
M en C LUIS GERARDO MARTÍNEZ JARDINES

DIRECTOR DE TESIS:  
DR. FRANCISCO MARTÍN ROMERO  
INSTITUTO DE GEOLOGÍA

Ciudad universitaria, CDMX, abril 2018



Universidad Nacional  
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

**Biblioteca Central**



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

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

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

## Dedicatoria

*A la memoria de Güicho*

*A Kiki por todo su amor*

*A Ceci, Agueda y Dani, los motores de mi vida*

## **Agradecimientos**

A CONACyT por la beca otorgada para cursar el doctorado.

A la Dra. Agueda Elena Ceniceros por el apoyo y ánimo para terminar el presente trabajo.

Al Dr. Francisco Martín Romero por su gran amistad y el apoyo para realizar el presente estudio.

A la Dra. Margarita Gutiérrez Ruiz por todo su apoyo y la confianza que siempre me ha brindado.

Al Dr. José Luz González Chávez por el conocimiento que en todo momento me ha compartido, así como su amistad.

A la M en C. Norma Ruth López Santiago, por el apoyo y consejo técnico en el desarrollo del trabajo experimental.

A los laboratorios LABQA y LANGEM-LGA por las facilidades para desarrollar los diferentes experimentos y análisis.

Al comité revisor de tesis: Dra. Diana María Meza Figueroa, Dra. Nadia Valentina Martínez Villegas, Dr. Luis Walter Daesslé, Dr. José Luz González Chávez y Dr. Francisco Martín Romero, por sus valiosos comentarios y correcciones.

A la Dra. Elizabeth Solleiro Rebolledo por el apoyo y paciencia que me otorgó para terminar con el doctorado.

Al equipo de muestreo que en todo momento me apoyo: M en C. Heriberto Rosas Gómez, I. Q. Guillermo Pérez Quintero, QI. Inés Ramos Bautista, IQ. Daniel Quiroz Vivanco.

A IMMSA por las facilidades para desarrollar el trabajo. Y de manera especial a los ingenieros Vidal Muhech Dip, Fernando Arévalo, Miguel Ángel Galván y Héctor Alvarado.

A la QFB. Reyna Roldán Armas por su apoyo en todo momento y gran entusiasmo.

A todos los integrantes de LABQA y de LANGEM-LGA.

A la Universidad Nacional Autónoma de México.

## INDICE GENERAL

<b>ÍNDICE DE TABLAS .....</b>	<b>V</b>
<b>ÍNDICE DE FIGURAS.....</b>	<b>VII</b>
<b>RESUMEN .....</b>	<b>1</b>
<b>ABSTRACT.....</b>	<b>4</b>
<b>I. INTRODUCCIÓN .....</b>	<b>6</b>
I.1. Antecedentes .....	6
I.2. Justificación.....	10
I.3. Objetivos .....	10
Objetivo general .....	10
I.4. Hipótesis.....	11
<b>II. MARCO DE REFERENCIA .....</b>	<b>12</b>
II.1. Localización .....	12
II.2. Aspectos climáticos.....	13
II.3. Aspectos geomorfológicos .....	14
II.4. Aspectos geológicos .....	15
II.5. Aspectos hidrológicos .....	19
II.6. Aspectos hidrogeológicos .....	19
II.7. Aspectos edafológicos .....	20
II.8. Aspectos ambientales .....	21
II.8.1. Calidad del aire .....	21
II.8.2. Calidad de suelo y subsuelo .....	22
II.8.3. Calidad de aguas subterráneas .....	24
II.8.4. Síntesis de la problemática ambiental de la zona de estudio.....	24
A) Aire ambiente.....	25
B) Aguas subterráneas .....	25
C) Suelo y subsuelo .....	25
<b>III. MARCO TEÓRICO .....</b>	<b>26</b>
III.1. Procesos geoquímicos que gobiernan la movilidad de los elementos potencialmente tóxicos (EPT).....	26
III.1.1. Sorción-desorción .....	27
III.1.1.1. Punto de carga cero (PZC por sus iniciales en inglés).....	28

III.1.1.2. Área superficial .....	28
III.1.1.3. El papel de diferentes minerales en la retención de elementos potencialmente tóxicos (EPT) vía sorción .....	29
III.1.2. Precipitación - disolución .....	30
III.2. Información general los elementos potencialmente tóxicos de interés ambiental en la zona de estudio: arsénico (As), cadmio (Cd) y plomo (Pb) .....	32
III.2.1. Arsénico .....	32
III.2.2. Cadmio .....	35
III.2.3. Plomo .....	38
III.3. Tecnologías de remediación de sitios contaminados con arsénico y metales pesados .....	40
III.4. Tratamientos pasivos .....	41
III.5. Tratamientos activos .....	50
<b>IV. METODOLOGÍA.....</b>	<b>54</b>
IV.1. Muestreo .....	54
IV.1.1. Residuos metalúrgicos .....	55
IV.1.2. Suelos dentro de la zona de estudio .....	59
IV.1.3. Materiales que pueden ser utilizados para la remediación .....	65
IV.1.3.1. Suelos contaminados empleados en el tratamiento activo .....	65
IV.1.3.2. Materiales geológicos empleados en el tratamiento pasivo .....	66
IV.2. Pruebas y análisis de laboratorio .....	67
IV.2.1. Preparación de muestras .....	68
IV.2.2. Parámetros generales. ....	69
IV.2.3. Concentración total de elementos mediante espectroscopia óptica de plasma inductivamente acoplado (ICP-OES) .....	69
IV.2.4. Concentración total de elementos mediante fluorescencia de rayos X (FRX).....	69
IV.2.5. Concentración soluble o geodisponible .....	70
IV.2.6. Análisis mineralógico por Difracción de Rayos X.....	70
IV.2.7. Microscopia electrónica de barrido acoplada a espectrometría de dispersión de energía de rayos X (MEB-EDX) .....	71
IV.2.8. Especiación de arsénico.....	71
IV.2.9. pH de punto de carga cero $pH_{PZC}$ .....	72
IV.3. Tratamientos de estabilización .....	72
IV.3.1. Tratamiento activo .....	72

IV.3.1.1. Tratamiento activo (nivel laboratorio) .....	73
IV.3.1.2. Tratamiento activo <i>in situ</i> .....	74
IV.3.2. Tratamiento pasivo .....	78
IV.3.2.1. Isotermas de adsorción .....	78
IV.3.3. Controles de calidad .....	79
<b>V. RESULTADOS .....</b>	<b>81</b>
V.1. Residuos metalúrgicos y suelos impactados en la zona de estudio .....	81
V.1.1. Clasificación de residuos almacenados dentro del predio que ocupan las plantas de cobre y arsénico. ....	81
V.1.2. Peligrosidad de residuos metalúrgicos.....	82
V.1.2.1. Concentraciones totales y solubles .....	82
V.1.2.2. Mineralogía .....	86
V.1.2.3. MEB-EDX .....	88
V.1.2.4. Especiación de arsénico en la fracción geodisponible de residuos metalúrgicos .....	89
V.2. Suelos impactados con la presencia de metales y metaloides. ....	91
V.2.1. Suelos control (valores de fondo).....	92
V.2.1.1. Concentración total de elementos potencialmente tóxicos, pH y conductividad eléctrica .....	92
V.2.1.2. Concentraciones solubles o geodisponibles de valor de fondo. ....	94
V.2.2. Suelos superficiales impactados, muestreo exploratorio .....	94
V.2.2.1. Parámetros generales .....	94
V.2.2.2. Elementos potencialmente tóxicos de suelos superficiales, muestreo exploratorio .....	96
V.2.3. Suelos sub superficiales, muestreo exploratorio.....	98
V.2.4. Suelos superficiales, muestreo de detalle .....	104
V.2.4.1.1. Concentración total de As, Cd y Pb.....	104
V.2.4.1.2. Concentración geodisponible de As, Cd y Pb .....	106
V.2.4.1.3. Mineralogía de suelos superficiales, muestreo de detalle.....	109
V.2.5. Movilidad del arsénico, cadmio y plomo en el sitio de estudio.....	110
V.2.6. Identificación de las fases sólidas para corroborar la presencia de As (V).....	116
V.2.7. Fases sólidas en las muestras de suelos donde la modelación termodinámica indica la presencia de As (III). ....	119
V.2.8. Cuantificación de As (III) en muestras compuestas. ....	121

---

<b>VI. TRATAMIENTOS DE ESTABILIZACIÓN DE ARSÉNICO, CADMIO Y PLOMO EN SUELO CONTAMINADO.</b> .....	<b>122</b>
VI.1. Tratamiento activo de estabilización .....	122
VI.1.1. Tratamiento activo-físico.....	122
VI.1.2. Tratamiento activo químico (oxidación de As (III) y precipitación).....	129
VI.1.2.1. Oxidación de As(III). .....	131
VI.1.2.2. Precipitación de arsenatos y cationes divalentes.....	136
VI.1.3. Tratamiento activo físico-químico <i>in situ</i> .....	137
VI.1.3.1. Descripción de los tratamientos activos <i>in situ</i> en parcelas. ....	138
VI.1.3.2. Descripción de los tratamientos activos <i>in situ</i> en zanjas. ....	140
VI.1.3.3. Eficiencia de los tratamientos activos <i>in situ</i> . ....	141
VI.1.3.3.1. Eficiencia en las parcelas de experimentación. ....	143
VI.1.3.3.1.1. Estabilización de arsénico .....	143
VI.1.3.3.1.1. Estabilización de cadmio y plomo .....	147
VI.1.3.3.2. Eficiencia en las zanjas de experimentación.....	150
VI.2. Tratamiento pasivo de estabilización a través de barreras geoquímicas .....	155
VI.2.1. Caracterización de materiales .....	156
VI.2.2. Pruebas de retención de Cd (II), As (III) y As (V) en los sedimentos riolíticos y residuos metalúrgicos .....	160
VI.2.3. Isotermas de sorción .....	164
VI.2.4. Propuesta de aplicación del tratamiento pasivo como un sistema multibarrera ...	171
<b>VII. ANÁLISIS Y CONCLUSIONES</b> .....	<b>174</b>
VII.1. Residuos y subproductos almacenados en las plantas de cobre y arsénico.....	174
VII.2. Suelos impactados con la presencia de metales y metaloides .....	175
VII.3. Tratamientos de estabilización de arsénico, cadmio y plomo .....	179
VII.4. Tratamiento pasivo a través de barreras geoquímicas. ....	182
VII.5. Aplicación del tratamiento pasivo como un sistema multi barrera .....	184
<b>VIII. BIBLIOGRAFÍA.</b> .....	<b>185</b>
<b>IX. ANEXOS</b> .....	<b>197</b>



## **ÍNDICE DE TABLAS**

Tabla 1. Concentraciones totales de contaminantes prioritarios dentro del predio que ocupó la antigua planta de cobre.....	23
Tabla 2. Efectos de los adsorbentes en la inmovilización de As. (Wang y Mulligan, 2006).....	43
Tabla 3. Estructuras y composiciones típicas de los silicatos más comunes. ....	46
Tabla 4. Volumen de residuos y cantidad de muestras colectadas en las diferentes áreas donde se identificaron residuos metalúrgicos, en los terrenos de las antiguas plantas de cobre y arsénico.....	55
Tabla 5. Matriz de experimentos realizados in situ.....	77
Tabla 6. Inventario de residuos en los terrenos de las antiguas plantas de Cobre.....	81
Tabla 7. Inventario de residuos y subproductos en los terrenos de la planta de arsénico.....	82
Tabla 8. Resumen de concentraciones totales y geodisponibles de residuos peligrosos.....	83
Tabla 9. Fases mineralógicas presentes en los diferentes residuos metalúrgicos.....	87
Tabla 10. Análisis semicuantitativo por dispersión de Rayos-X, mediante espectroscopia de energía dispersiva de muestras representativas de residuos metalúrgicos.....	88
Tabla 11. Especiación de arsénico en la fracción geodisponible de los residuos metalúrgicos.....	90
Tabla 12. Concentraciones totales en muestras de suelos de fondo.....	93
Tabla 13. Concentración soluble (geodisponible) de elementos potencialmente tóxicos en muestras de fondo.....	94
Tabla 14. Parámetros estadísticos de las 73 muestras de suelo superficial. ....	95
Tabla 15. Resumen de datos de las 73 muestras analizadas, comparadas con las CR <sub>T</sub> de la NOM-147.....	97
Tabla 16. Mineralogía de suelos superficiales en la zona de estudio.....	109
Tabla 17. Cuantificación de As (III) con diferentes extractantes, en muestras compuestas donde la modelación termodinámica indica la presencia de As (III) como trióxido de arsénico (As <sub>2</sub> O <sub>3</sub> ). ....	121
Tabla 18. Cementos utilizados para las pruebas de estabilización. ....	123
Tabla 19. Caracterización de las muestras compuestas de suelo empleadas en pruebas de estabilización con cementos.....	123

Tabla 20. Concentraciones geodisponibles de As, Cd y Pb en las pruebas de estabilización con cementos.....	125
Tabla 21. Tratamiento activo químico. Parámetros iniciales y cantidades de reactivos .....	132
Tabla 22. Tratamiento activo químico. Oxidación con FeCl <sub>3</sub> , precipitación con BaCl <sub>2</sub> y adición de cal.....	133
Tabla 23. Resumen de tratamiento activo-químico con RR-Mn .....	135
Tabla 24. Concentraciones totales y geodisponibles iniciales de arsénico (As), cadmio (Cd) y plomo (Pb) en suelos que corresponden a las parcelas y zanjas .....	143
Tabla 25. Efectividad de los diferentes tratamientos para el control de arsénico.....	146
Tabla 26. Efectividad de los diferentes tratamientos activos para el control de cadmio y plomo en parcelas .....	149
Tabla 27. Efectividad de los diferentes tratamientos para el control de arsénico .....	153
Tabla 28. Efectividad de los diferentes tratamientos activos para el control de cadmio y plomo en zanjas .....	154
Tabla 29 Composición mineralógica de los sedimentos riolíticos (S1 – S7) y residuos metalúrgicos (RM).....	157
Tabla 30. Valores de pH, PZC y concentración total de los sedimentos riolíticos (S1 – S7) y residuos metalúrgicos (RM).....	159
Tabla 31 Porcentaje de retención de Cd(II), As (III) y As (V) en sedimentos riolíticos (S1 – S7) y residuos metalúrgicos (RM).....	160
Tabla 32. Coeficiente de determinación y parámetros del ajuste de las isothermas Lineal, Langmuir y Freundlich .....	166

## **ÍNDICE DE FIGURAS**

Figura 1 Ubicación del sitio de estudio, San Luis Potosí, México.....	12
Figura 2. Distribución anual de la dirección de vientos en el periodo de 1987-2007.....	14
Figura 3. Ubicación de la zona de estudio dentro de la cuenca de San Luis Potosí .....	15
Figura 4. Ubicación de la zona de estudio en el contexto geológico local (Mapa elaborado por el Instituto de Geología, UNAM, 2008).....	17
Figura 5. Fotografías que muestran que la capa de conglomerado intemperizado se limita a un espesor de 0.65 m a partir de la superficie (Fuente: Instituto de Geología, 2008).....	18
Figura 6. Vista de las fracturas identificadas en el Conglomerado Halcones .....	18
Figura 7 Carta edafológica, tipo de suelo en el área de estudio (CETENAL, 1973) .....	21
Figura 8. Diagrama de Pourbaix, Eh-pH para As a 25 °C y 1 atmósfera, a una concentración de As $10^{-5}$ M y $S^{2-}$ $10^{-3}$ M. (Sharma y Shon, 2009).....	34
Figura 9. Ciclo biogeoquímico de arsénico (Sharma y Shon, 2009).....	35
Figura 10. Diagrama de Pourbaix, Eh en función de pH para el sistema Cadmio-O-H (Takeno, 2005) .....	37
Figura 11. Diagrama de Pourbaix, Eh vs pH para el sistema Pb-O-H (Takeno, 2005) .....	39
Figura 12. Estructura de arcillas a) tetraedro de sílice, b) estructura de hoja tetraédrica en una red hexagonal, c) unidad octaédrica y d) hoja octaédrica. ....	45
Figura 13. Estructura 1:1, compuesta de una capa de tetraedros y otra de octaedros unidas por oxígenos y grupos hidroxilo compartidos (se presenta en el grupo de caolinita y serpentina). b) Estructura 2:1, compuesta de 3 hojas tetraedro:octaedro:tetraedro ( se presenta en micas, esmectita, vermiculita y clorita).....	45
Figura 14. Estructura de a) montmorilonita y b) muscovita.....	45
Figura 15. Diagrama de flujo de la metodología utilizada.....	54
Figura 16. Áreas donde se identificaron y muestrearon los residuos metalúrgicos: (A) Terrenos de la antigua planta de cobre y (B) Terrenos de la antigua planta de arsénico.....	56
Figura 17. Fotografías de las 10 áreas de residuos metalúrgicos en los terrenos de la antigua planta de cobre .....	57
Figura 18. Fotografías de las 10 áreas de residuos metalúrgicos en los terrenos de la antigua planta de arsénico.....	58
Figura 19. Ubicación de los sitios de muestreo de suelos de la zona “no contaminada” para determinar los valores de fondo naturales de los	

contaminantes de interés. La zona de estudio está delimitada por la línea punteada de color rojo. Se excluye la planta de zinc (polígono blanco). ...	59
Figura 20. Ubicación de puntos muestreo exploratorio de suelo superficial .....	61
Figura 21. Ubicación de las zanjas excavadas para el muestreo exploratorio de suelo sub-superficial .....	62
Figura 22. Ubicación de puntos para la colecta de muestras compuestas de suelo superficial (muestreo de detalle) .....	64
Figura 23. Distribución de las 5 muestras simples, en forma de tresbolillo, en cuadrado con una superficie de 1 m <sup>2</sup> , para formar una muestra compuesta de suelo. ....	64
Figura 24. Formación de muestras de suelo superficial compuestas para pruebas de tratamiento activo de estabilización de As, Cd y Pb .....	66
Figura 25. Ubicación de sitios de muestreo de materiales geológicos para la construcción de filtros geoquímicos que sirvan para el control de la movilidad de elementos potencialmente tóxicos asociados a los residuos metalúrgicos y suelos contaminados de las antiguas plantas de arsénico y cobre .....	68
Figura 26. Geodisponibilidad del Cd y Pb en residuos metalúrgicos .....	84
Figura 27. Concentración total y fracción geodisponibles de As en residuos metalúrgico .....	85
Figura 28. Concentración geodisponible en función de la concentración total para arsénico .....	85
Figura 29. Análisis por MEB-EDX para muestras representativas de residuos metalúrgicos. ....	89
Figura 30. Potencial redox (ENH) en función del pH para las muestras superficiales.....	96
Figura 31. Diagrama de Pourbaix para el sistema As y valores de potencial de suelos graficados en función del pH. ....	99
Figura 32. Comportamiento de la concentración de arsénico en perfiles. En amarillo se observa la CR <sub>T</sub> para uso residencial (22mg/kg), en verde el valor de fondo (129 mg/kg) y en rojo CR <sub>T</sub> para uso industrial (260 mg/kg). ....	101
Figura 33. Comportamiento de la concentración de cadmio en perfiles. En amarillo se observa la CR <sub>T</sub> para uso residencial (37 mg/kg), en verde el valor de fondo (<LD) y en rojo CRT para uso industrial (450 mg/kg). ....	102
Figura 34. Comportamiento de la concentración de plomo en perfiles. En amarillo se observa la CR <sub>T</sub> para uso residencial (400 mg/kg), en verde el valor de fondo (235 mg/kg) y en rojo CRT para uso industrial (800 mg/kg). ....	103
Figura 35. Mapas de distribución de la concentración de arsénico, cadmio y plomo en muestras de suelos superficiales en la zona de estudio (muestreo de detalle).....	105

---

Figura 36. Concentración geodisponible para As, Cd y Pb en muestras de suelo superficial.....	108
Figura 37. Mapa de distribución de concentración geodisponible de As, Cd y Pb, en muestras de suelo superficial, del muestreo de detalle.....	108
Figura 38. (1) Diagrama de solubilidad teórica ((A) $[As]_{tot}=1\text{ m}$ ; (B) $[As]_{tot}=2\text{ m}$ ) y Geodisponibilidad experimental de muestras del área de estudio para especies de arsénico (círculos amarillos). (2) Diagrama de índice de saturación en función del pH. ....	111
Figura 39. (1) Diagrama de solubilidad teórica y geodisponibilidad experimental de muestras del área de estudio para especies de cadmio. (2) Índice de saturación .....	114
Figura 40. (1) Diagrama de solubilidad teórica y geodisponibilidad experimental de muestras del área de estudio para especies de plomo. (2) Índice de saturación en función del pH.....	115
Figura 41. Microfotografías y análisis semicuantitativo por EDX de una muestra de suelo, que presenta partículas de oxihidróxidos de hierro con partículas sorbidas de arsénico. ....	117
Figura 42. Microfotografías y análisis semicuantitativo por EDX de una muestra de suelo, que presenta partículas de hierro, con partículas sorbidas de plomo.....	118
Figura 43. Microfotografías y análisis semicuantitativo por EDX de una muestra de suelo, que presenta partículas con asociación Pb y S.....	118
Figura 44. Microfotografías y análisis semicuantitativo por EDX de una muestra de suelo, que presenta partículas con asociaciones arsénico-plomo .....	119
Figura 45. Microfotografías y análisis semicuantitativo por EDX de una muestra de suelo, que presenta partículas asociadas a As(III). ....	120
Figura 46. Índice de Saturación. Indica zonas de predominio de especies insolubles. Considera las especies y concentraciones presentes en los experimentos de estabilización con cementos. ....	126
Figura 47. Diagrama de solubilidad en función del pH para las diferentes especies que participan en las pruebas de estabilización con cementos.	127
Figura 48. Eficiencia del tratamiento de estabilización activo de arsénico, mediante proceso físico.....	127
Figura 49. Índices de saturación para especies insolubles en el sistema suelo-oxidación-precipitación .....	130
Figura 50 Solubilidad de especies en el sistema de estabilización suelo-oxidación-precipitación .....	131
Figura 51. Geodisponibilidad experimental (inicial, después de la oxidación y después de la adición de bario y cal), para la muestra A1 comparada con la solubilidad esperada, calculada a partir de las concentraciones totales iniciales y el uso de reactivos químicos de solubilidad condicionada. ....	134

Figura 52. Parcelas de estabilización y análisis de As, Cd y Pb con equipo portátil de Fluorescencia de Rayos X Niton.....	137
Figura 53. Preparación de parcelas de experimentación a una profundidad de 0.3 m.....	139
Figura 54. Aplicación de reactivos en parcelas de experimentación. ....	139
Figura 55. Aspecto final de la parcela de experimentación. ....	140
Figura 56. Tratamiento en una zanja de 0.5 m de profundidad. ....	141
Figura 57. Aplicación de reactivos en zanja de experimentación. ....	142
Figura 58. Resultados del experimento de isoterma de sorción del Cd (II) en sedimentos riolíticos (S1 - S7): (A) Datos experimentales y (B) Modelo teórico de isotermas de Langmuir y Freundlich y datos experimentales .	168
Figura 59. Resultados del experimento de isoterma de sorción del As (III) en sedimentos riolíticos (S1 - S7): (A) Datos experimentales y (B) Modelo teórico de isotermas lineal $K_d$ y datos experimentales.....	169
Figura 60. Resultados del experimento de isoterma de sorción del As (III) y As (V) en residuos metalúrgicos (RM): (A) Isoterma de sorción de As (III) y (B) Isoterma de sorción de As (V) .....	171
Figura 61. Sistema multicapas en un confinamiento in situ en formación geológicamente estable.....	172

## **RESUMEN**

Los elementos potencialmente tóxicos (EPT's), son contaminantes comunes en todo el mundo. Su disposición a largo plazo en suelos de zonas industriales puede conducir a problemas de biotoxicidad causada por la movilidad de la fracción geodisponible de estos elementos.

Esta geodisponibilidad no es estática en la naturaleza y cambia en función de la variación temporal de los factores ambientales. La naturaleza es capaz de llevar a cabo procesos de atenuación natural, sin embargo, pueden no ser suficiente para mitigar los riesgos de estos elementos. Por lo que, la remediación asistida que inmoviliza eficazmente los EPT's resulta ser una opción viable.

Este trabajo evalúa dos tipos de remediación asistida: el tratamiento activo y el tratamiento pasivo, los cuales permiten un manejo integral de residuos metalúrgicos y suelos impactados contaminados con As, Cd y Pb, que fueron generados por actividades metalúrgicas en un predio de aproximadamente 400 hectáreas y cuya actividad industrial se mantuvo cerca de 100 años.

En el área de estudio se contabilizaron 172 689 m<sup>3</sup> de residuos metalúrgicos, con contenidos totales máximos de 12.6 % para As, 0.8 % para Cd y 3.6 % para Pb. La geodisponibilidad alcanza valores de 902 mg/L para As y 12.7 mg/L para Cd, mientras que para el plomo fue de 0.5 mg/L. La mineralogía determinó la presencia de arsenolita en la mayoría de estos residuos.

Por otra parte, los suelos impactados por las actividades metalúrgicas mostraron concentraciones totales de As de hasta 8.1 % y concentraciones geodisponibles de hasta 3 057.5 mg/L, identificando tanto As (III) como As (V). En el caso del Cd se alcanzan valores totales de 4 518 mg/kg y geodisponibles de 38.06 mg/L. El Pb presenta concentraciones totales de hasta 10.8 % y geodisponible de 3.09 mg/L.

La modelación termodinámica, generada a partir de las concentraciones totales de los elementos mayoritarios, para los suelos sugiere dos comportamientos, un grupo con geodisponibilidades que sugieren la

presencia de As (III) como  $As_2O_3$  y el otro grupo sugiere que las fases que dominan la solubilidad del As (V) son los arsenatos de hierro, zinc y plomo (schultenita e hidroximimetita). Mientras que la solubilidad de cadmio puede estar controlada por el  $Cd_4(OH)_6SO_4$  y el hidróxido de cadmio. En el caso del plomo, la solubilidad puede estar controlada por la schultenita, la hidroximimetita y el hidróxido de plomo.

La caracterización de residuos y suelos fue la base para el desarrollo de los tratamientos de remediación. A nivel laboratorio el tratamiento activo en los suelos consistió en la adición de cloruro férrico o un residuo rico en manganeso (IV) para oxidar los remanentes de As (III). Posteriormente, el As (V) reacciona con cloruro de bario, cloruro de calcio y/o cal precipitando los respectivos arsenatos en combinación con los arsenatos de plomo y zinc. Finalmente, el uso de cemento portland ordinario (CPO-40), creó un concreto que encapsuló el suelo tratado, además de conferir un pH básico para inmovilizar Cd y Pb. Los análisis de geodisponibilidad indican que se obtienen concentraciones por debajo del límite de detección para As, Cd y Pb.

A nivel prueba piloto (experimentos in situ), los resultados confirman lo observado en laboratorio, estableciendo al tratamiento activo (químico + físico), como una excelente opción de estabilización alcanzando valores geodisponibles por debajo del límite de detección, inmovilizando los 3 elementos estudiados.

El tratamiento pasivo que se basó en el uso de materiales naturales como barreras geoquímicas, muestra que los materiales estudiados retienen Cd, con eficiencias del 93.5 al 98.8 %. Los resultados se ajustan al modelo Langmuir ( $r^2 = 0.9945$ ) y al modelo lineal  $K_d$  ( $r^2 = 0.959$ ), lo que sugiere una capacidad de sorción ilimitada en el intervalo de concentraciones ensayadas.

Por otra parte, el uso de un residuo metalúrgico (jarosita) presentó capacidad para retener As (III) con eficiencias del 87.5 y del 76.7 % para retención del As (V). Los datos experimentales de la sorción de As (III) y As (V) se



ajustaron adecuadamente al modelo de Langmuir ( $r^2 = 0.972$  para el As (III) y  $r^2 = 0.995$  para el As (V)).

Los diferentes materiales tienen capacidad para formar barreras geoquímicas, e incluirse en un sistema multicapas dentro de un confinamiento en formación geológicamente estable, que permita el manejo seguro de residuos y suelos contaminados de forma pasiva.

## **ABSTRACT**

Potentially Toxic Elements (PTE's) are common pollutants worldwide. Its long-term disposal in soils of industrial zones can lead to problems of biotoxicity caused by the mobility of the soluble fraction of these elements.

Environmental mobility is not static and depends on the temporal variation of environmental factors. Natural attenuation processes mitigate toxicity of the PTE's, however, they may not be enough. Therefore, assisted remediation that effectively immobilizes PTE's will be a viable option.

On this project we evaluated two types of assisted remediation treatments: active and passive treatments. Both treatments allow an integral management of the metallurgical waste and impacted soils contaminated with As, Cd and Pb, that were generated for more than 100 years of metallurgical activities in an area of approximately 400 hectares and whose industrial activity remained for over 100 years.

In the study area, 172,689 m<sup>3</sup> of metallurgical waste were found showing maximum total concentrations up to 12.6% for As, 0.8% for Cd and 3.6% for Pb. The environmental soluble concentration has values up to 902 mg/L for As and 12.7 mg/L for Cd, however for lead it was 0.5 mg / L. The mineralogy studies determined the presence of arsenolite.

On the other hand, soils impacted by metallurgical activities showed for As total concentrations up to 8.1% and soluble concentrations up to 3,057.5 mg/L, identifying both As (III) and As (V). For Cd the maximum total concentration was 4,518 mg/kg and 38.06 mg/L for environmental soluble concentrations. Lead has total concentrations up to 10.8% and soluble concentrations up to 3.09 mg/L.

Thermodynamic modelling for soils suggests two environmental solubilities behaviours, one group suggests the presence of As (III) as As<sub>2</sub>O<sub>3</sub>; and the other group indicates that the phases that dominate the solubility of As (V) are arsenates of iron, zinc and lead (schultenite and hydroxymimetite). The environmental solubility of Cd is controlled by Cd<sub>4</sub>(OH)<sub>6</sub>SO<sub>4</sub> and cadmium

hydroxide. In the case of Pb the solubility is controlled by schultenite, hydroxymimetite and lead hydroxide.

Wastes and soils characterization were used for the development of the remediation treatments. At laboratory level, the active treatment in soils consisted of reactions with ferric chloride or a manganese (IV) rich residue to oxidize the remnants of As (III). Subsequently, As (V) reacts with barium chloride, calcium chloride and/or lime precipitating the respective arsenates in combination with the arsenate of lead and zinc. Finally, the use of ordinary portland cement (CPO-40) created a concrete that encapsulated the treated soil, also conferring a basic pH to immobilize Cd and Pb. The environmental solubilities evaluated indicated concentrations below the limit detection for As, Cd and Pb.

The *in situ* experiments confirm what was observed in laboratory, establishing the active treatment (chemical + physical), as an excellent stabilization option with environmental soluble concentrations below the limit of detection, immobilizing the 3 elements studied.

The passive treatment based on the use of natural materials as geochemical barriers, shows that the materials studied retain Cd, with efficiencies of 93.5 to 98.8%. The results fit the Langmuir model ( $r^2 = 0.9945$ ) and the linear model  $K_d$  ( $r^2 = 0.959$ ), which suggests an unlimited sorption capacity in the range of concentrations tested.

On the other hand, the use of a metallurgical waste (jarosite) showed capacity to retain As (III) and As (V) with efficiencies of 87.5 and 76.7% respectively. The experimental data for the sorption of As (III) and As (V) were adjusted appropriately to the Langmuir model ( $r^2 = 0.972$  for the As (III) and  $r^2 = 0.995$  for the As (V)).

The different materials have the capacity to form geochemical barriers, they have been included in a multilayer system inside a confinement in a geologically stable formation, which allows the safe handling of contaminated waste and soils passively.

## **I. INTRODUCCIÓN**

### **I.1. Antecedentes**

Las actividades minero-metalúrgicas se caracterizan por la generación de grandes volúmenes de residuos que contienen elevadas concentraciones totales de metales pesados y arsénico, a los que se denomina genéricamente como elementos potencialmente tóxicos (EPT). El manejo no adecuado de los residuos provoca su dispersión al entorno con la subsecuente afectación del suelo y otros compartimentos del medio abiótico. El manejo no adecuado de los residuos peligrosos y la consecuente contaminación del suelo es un problema urgente a nivel mundial, ya que puede representar un riesgo para la salud humana y para los ecosistemas en general.

Para la realización de la presente investigación se seleccionó un predio de aproximadamente 400 hectáreas localizado en la parte oeste de la ciudad de San Luis Potosí, donde operaron las plantas metalúrgicas de cobre (P-Cu) y arsénico (P-As), en el periodo comprendido entre 1925 y 2010 (LAFQA-UNAM, 2002).

Las actividades industriales en el predio, objeto de este estudio, han derivado en la generación de residuos y en la afectación del suelo superficial y sub-superficial con arsénico (As), cadmio (Cd) y plomo (Pb); lo que constituye un problema urgente de resolver, ya que, en función de su solubilidad, pueden representar un peligro para los ecosistemas, dada la toxicidad de estos contaminantes para los seres vivos (Bunzi et al., 2001; Sharma y Shon, 2009; Ferrerira da Silva et al., 2004; Bissen y Frimmel, 2003)

En la normatividad ambiental mexicana en materia de residuos minero-metalúrgicos (SEMARNAT, 2011) y suelos contaminados (SEMARNAT, 2007); se especifica que para valorar la peligrosidad que puedan representar los EPT, contenidos en los residuos y en suelos contaminados, se debe determinar la concentración geodisponible o soluble, que corresponde a la

fracción de la concentración total que se puede movilizar bajo condiciones ambientales.

La geodisponibilidad de los EPT depende principalmente de los valores de pH (acidez) y pE (potencial de óxido-reducción), del grado de estabilidad del compuesto al que están asociados los EPT y de las condiciones climáticas. En el caso de que los EPT en los residuos y suelos contaminados estén geodisponibles, se debe aplicar algún tipo de tratamiento para disminuir su peligrosidad y aplicar medidas para lograr su manejo ambientalmente seguro.

En la literatura especializada se han reportado diferentes alternativas para el manejo ambientalmente seguro de residuos y suelos contaminados que representen un peligro para el ambiente. Considerando que los metales pesados y el arsénico no pueden descomponerse por vía biológica, física ni química, su remediación se enfoca en: (i) la estabilidad química y (ii) el encapsulamiento o inmovilización y confinamiento (Farrell y Jones, 2010; Adriano y Bolan, 2004; Cao y Yang, 2009; Bissen y Frimmel, 2003b).

(i) La estabilidad química, implica la modificación de la solubilidad, movilidad y/o toxicidad de los contaminantes, a través de propiciar valores de pH y Eh para crear condiciones que favorezcan la retención (precipitación, sorción, etc...) de estos contaminantes en fases sólidas estables, bajo diferentes condiciones ambientales (Cao y Yang, 2009; Vaca-Escobar et al, 2012).

(ii) El encapsulamiento o inmovilización, que implica que los contaminantes son cementados/aglomerados o almacenados en confinamientos que son obras de ingeniería que garantizan su manejo ambiental seguro, de tal manera que no se dispersen al entorno (Fleri y Whetstone, 2007; Voigt y Hennes, 1996; Yang et al, 2007).

Para lograr el manejo ambientalmente seguro de los residuos peligrosos y suelos contaminados, se han desarrollado diferentes tratamientos que se pueden agrupar en tratamientos activos y pasivos:

- A) En los tratamientos pasivos se pretende el uso de materiales geológicos “naturales” para propiciar la ocurrencia de una variedad

de procesos como la oxidación/reducción, neutralización, precipitación y sorción, principalmente (van Deuren, et al., 2002) para forzar la retención de los contaminantes en fases sólidas estables. Entre los tratamientos pasivos más utilizados están las barreras geoquímicas permeables con diferentes tipos de materiales geológicos, que a continuación se describen.

Para el caso del arsénico los procesos de estabilización incluyen la sorción en fases sólidas como óxidos e hidróxidos de hierro, aluminio y manganeso, además de materia orgánica (Wang y Mulligan, 2006). En el caso de los metales pesados se ha reportado su sorción en zeolitas y arcillas (Celis, 2000). Las características de las arcillas que permiten su uso como sorbentes de cationes de metales pesados son: su carga negativa y gran área superficial, que se asocia a su pequeño tamaño de partícula, alta capacidad de intercambio catiónico, bajo costo y su presencia en la mayoría de los suelos y sedimentos.

Entre otros estudios realizados para valorar la retención de metales pesados destacan: montmorilonita para el Cd(II) (Malferrari et al, 2007), caolinita para Cd(II), Cu(II), Pb(II) y Zn(II) (Srivastava, 2005), bentonita para Cu(II) y Zn(II) (Veli S. A., 2007), escoria volcánica basáltica para el Zn(II) (Kwon, 2005).

También se ha propuesto el uso de biosorbentes, provenientes de desechos de la industria alimentaria (gerente et al, 2010), de agricultura (Mohan, 2002) o biomasa (Beesley y Marmioli, 2011); así como el uso de rocas como caliza y lutitas calcáreas, que por su alto contenido de calcita ( $\text{CaCO}_3$ ) propician el incremento de los valores de pH con la consecuente precipitación de hidróxidos metálicos (hidróxidos de Fe, Al, Mn, etc.) y sobre éstos la sorción de algunos contaminantes traza como As, Cd, etc... (Romero et al, 2004; Romero et al, 2008).

Indudablemente, a nivel de laboratorio se ha demostrado la eficiencia de retención de arsénico y metales pesados en superficies minerales

de diferentes materiales geológicos naturales; lo que lleva a la conclusión de que la construcción de barreras geoquímicas, utilizando los materiales geológicos que contengan minerales capaces de retener arsénico y metales pesados, puede ser una solución viable como tratamiento pasivo.

- B) En los tratamientos activos, al igual que en los tratamientos pasivos, se pretende propiciar la ocurrencia de una variedad de procesos como la oxidación/reducción, neutralización, precipitación y sorción, principalmente; para forzar la retención de los contaminantes en fases sólidas estables.

En los tratamientos activos es común combinar la estabilidad con el encapsulamiento a través de uso de cementantes o aglomerantes (Conner y Hoeffner, 1998).

Las técnicas más usadas son los procesos químicos mediante el uso de: cemento Portland, cemento/cenizas volantes, cemento/silicato soluble, cal/cenizas volantes, polvo de hornos y fosfatos (Conner y Hoeffner, 1998; Benzaazoua, 2004).

Los diferentes procesos conllevan a diferentes reacciones de formación y de curado, la mayoría de los sistemas inorgánicos comerciales, solidifican por medio de reacciones similares a las presentadas en la tecnología del cemento Portland, estos materiales desarrollan una gran diversidad de fuerza y durabilidad, dependiendo de los tipos de residuos, contenido de agua, tipo de reactivos, proporción de los reactivos, tiempo de curado y la temperatura (Conner y Hoeffner, 1998).

Además de la simple cementación o aglomeración, este tratamiento debe fijar o inmovilizar los metales; por lo que es indispensable la identificación de las especies tóxicas y promover la disminución de la solubilidad de dichas especies, por cambios de pH o Eh (Akhter, 1997). Para el caso de los metales el aumento del pH, por el uso de cemento, promueve la precipitación de los respectivos hidróxidos o carbonatos. En el caso del arsénico, se ha identificado que en condiciones ligeramente ácidas o alcalinas, el arsénico

como As (V) se encuentra relativamente inmóvil debido a fenómenos de hidrólisis y co-precipitación con metales (Benzaazoua, 2004). Los elementos Fe, Co, Ni, Pb y Zn en disolución reaccionan con los aniones solubles de arseniato para formar arseniatos estables como: escorodita  $\text{FeAsO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ , eritrita  $(\text{Co,Ni})_3(\text{AsO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$ , annabergita  $\text{Ni}_3(\text{AsO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$ , beaundantita  $\text{PbFe}_3(\text{AsO}_4)_2(\text{SO}_4)(\text{OH})_6$  y adamita  $\text{Zn}_2(\text{AsO}_4)(\text{OH})$ . También ha sido reportado que el uso de cal reduce la concentración de arsénico lixiviable por la formación de  $\text{CaHAsO}_3$  (Dutre, 1998) en los residuos que contienen As(III) y  $\text{Ca}_3(\text{AsO}_4)_2$  o  $\text{NaCaAsO}_4 \cdot 7.5 \text{H}_2\text{O}$  cuando contienen As(V) (Akhter, 1997).

## **I.2. Justificación**

Considerando que existe un riesgo potencial al ambiente y a la salud humana, debido a que la dispersión de los residuos peligrosos, generados en las antiguas plantas de cobre y arsénico, en la parte oeste de San Luis Potosí, pudieron haber contaminado unas 400 hectáreas de suelo y subsuelo con arsénico, cadmio y plomo; se requiere urgentemente estudiar alternativas de tratamiento para disminuir el riesgo potencial identificado.

## **I.3. Objetivos**

### **Objetivo general**

Desarrollar una estrategia integral para el manejo ambientalmente seguro de los residuos peligrosos y de los suelos contaminados, a través de diferentes alternativas de tratamiento (activos y pasivos), bajo condiciones de laboratorio y campo, para lograr la estabilidad química y/o el encapsulamiento de los contaminantes de tal manera que éstos queden retenidos en fases sólidas estables, bajo diferentes condiciones ambientales; y aplicar medidas para impedir que se dispersen al entorno; de tal manera que el sitio de estudio pueda ser reintegrado al desarrollo urbano de la ciudad sin poner en riesgo al ecosistema, en general; y a la salud humana, en particular.



## **Objetivos particulares**

- a) Valorar la peligrosidad de los residuos metalúrgicos a través de la determinación de la concentración total y geodisponible de los contaminantes de interés ambiental.
- b) Identificar de los contaminantes prioritarios.
- c) Definir la distribución de la contaminación en el suelo y subsuelo y estimación de la peligrosidad a través de la concentración geodisponible de los contaminantes prioritarios.
- d) Evaluación de un tratamiento pasivo: Valorar diferentes materiales geológicos “naturales” de la zona que puedan ser utilizados en una barrera geoquímica para la retención de los contaminantes prioritarios en fases sólidas estables.
- e) Evaluación de un tratamiento activo: Valorar diferentes tipos de cemento Portland para el encapsulamiento o la inmovilización de los contaminantes en combinación con el uso de reactivos químicos para promover la precipitación de los contaminantes en fases estables.
- f) Identificar los procesos geoquímicos que ocurren en los tratamientos activos y pasivos evaluados.
- g) Generar una propuesta de manejo integral de los residuos peligrosos y suelos contaminados.

## **I.4. Hipótesis**

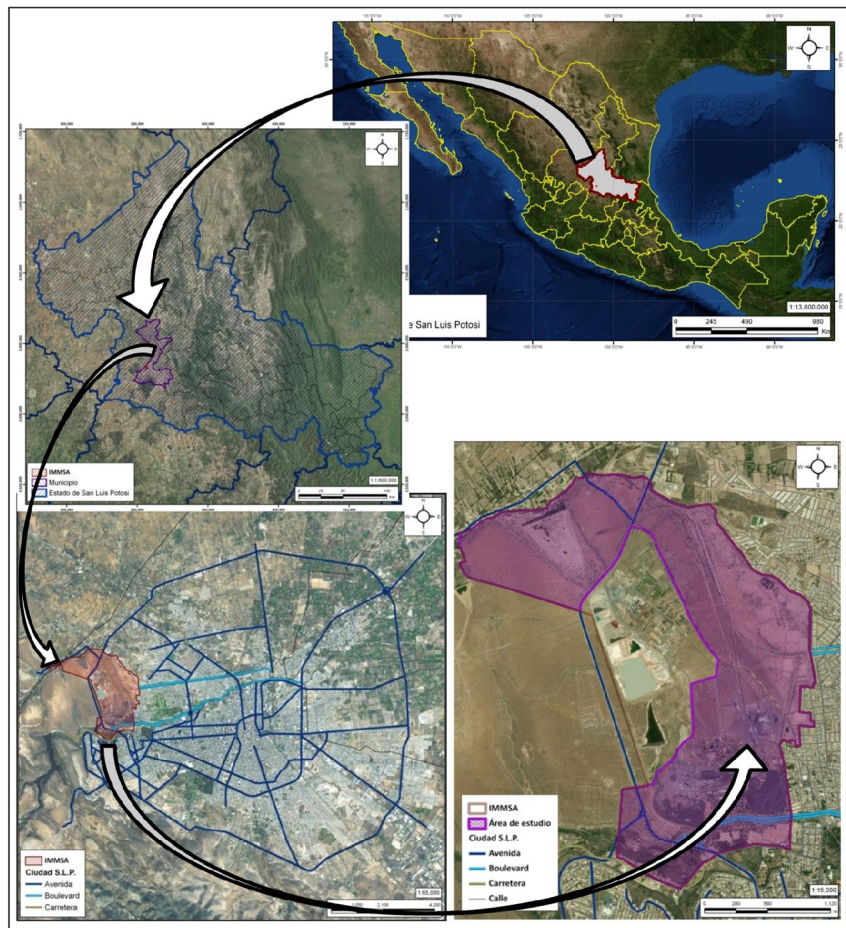
Debido a la matriz compleja de residuos y suelos contaminados es necesario el desarrollo de procesos físicos y químicos que permitan la estabilización de los Elementos Potencialmente Tóxicos presentes. Por lo que si se realiza una caracterización adecuada de dichos residuos y suelos, entonces se podrán desarrollar procesos de estabilización eficientes.

## II. MARCO DE REFERENCIA

### II.1. Localización

La zona de estudio corresponde a un predio donde operaron las plantas metalúrgicas de cobre (P-Cu) y arsénico (P-As), desde 1925 hasta 2010. Este predio se localiza en la parte oeste de la ciudad de San Luis Potosí, (S.L.P). (Figura 1).

Las actividades industriales en el predio, objeto de este estudio, han derivado en la generación de residuos y en la posible afectación del terreno superficial y sub-superficial con Elementos Potencialmente Tóxicos (EPT).



**Figura 1** Ubicación del sitio de estudio, San Luis Potosí, México

## **II.2. Aspectos climáticos**

### **A) Tipos de clima**

Considerando la regionalización climática del territorio mexicano propuesta por Barajas *et al* (Barajas de Labastida *et al*,1986), la zona de estudio se puede asociar a la denominada zona árida, lo cual es congruente con el clima predominante de la región que pertenece al grupo de climas secos (Tipo B, sub tipo S).

### **B) Temperatura, precipitación y evaporación**

Los datos de temperatura, precipitación y evaporación fueron tomados de la estación meteorológica administrada por el Servicio Meteorológico Nacional (SMN) en la ciudad de San Luis Potosí<sup>1</sup>. Geomorfológicamente, esta estación climatológica se localiza en la parte central del Valle de San Luis Potosí.

La temperatura media anual reportada para el período 1971- 2000 varió entre 17.4 y 17.6 °C. Las temperaturas más elevadas se presentan en los meses de mayo y septiembre, con valores entre 18 y 33.8 °C, mientras que las más bajas (13 – 20 °C) se presentó entre los meses de octubre y marzo.

La precipitación anual asciende a 360 mm. La precipitación pluvial máxima se presenta entre mayo y octubre con 36 a 70 mm, mientras que en la temporada de estiaje se reportan de 4 a 20 mm entre los meses de noviembre y marzo. Los valores máximos de precipitación pluvial se registraron entre los meses de junio y septiembre.

La evaporación anual reportada es de unos 1926 mm. La evaporación más alta se presenta entre marzo y agosto que va de 161 a 263 mm, mientras que la tasa más baja (107 a 157 mm) se presenta entre los meses de septiembre y febrero. La evaporación máxima se registra en los meses de abril y mayo.

---

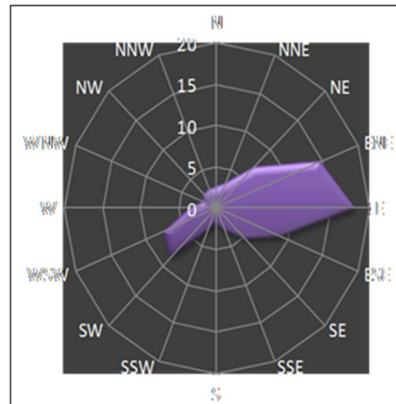
<sup>1</sup> Servicio Meteorológico Nacional (SMN) en la ciudad de San Luis Potosí. <http://smn.cna.gob.mx/es/informacion-climatologica-ver-estado?estado=slp>

### C) Dirección y velocidad de vientos

El análisis anual de los datos para el período 1987- 2007 indica que el viento presenta varias direcciones preferenciales a lo largo del año (Figura 2).

Las direcciones preferenciales más importantes son: i) al este (E), con una frecuencia de 18.2 % y 3.5 m/s de velocidad ii) hacia el este-noreste (ENE), con una frecuencia de 14.7 % y 3.3 m/s de velocidad y iii) al este-sureste (ESE), con una frecuencia de 9.1 % y 3.3 m/s de velocidad.

Las otras direcciones preferenciales registradas, pero de menor importancia, son: i) hacia el suroeste (SW), con una frecuencia de 8.4 % y 3.5 m/s de velocidad y ii) al oeste-suroeste (WSW), con una frecuencia de un 7.5 % y 3.3 m/s de velocidad.



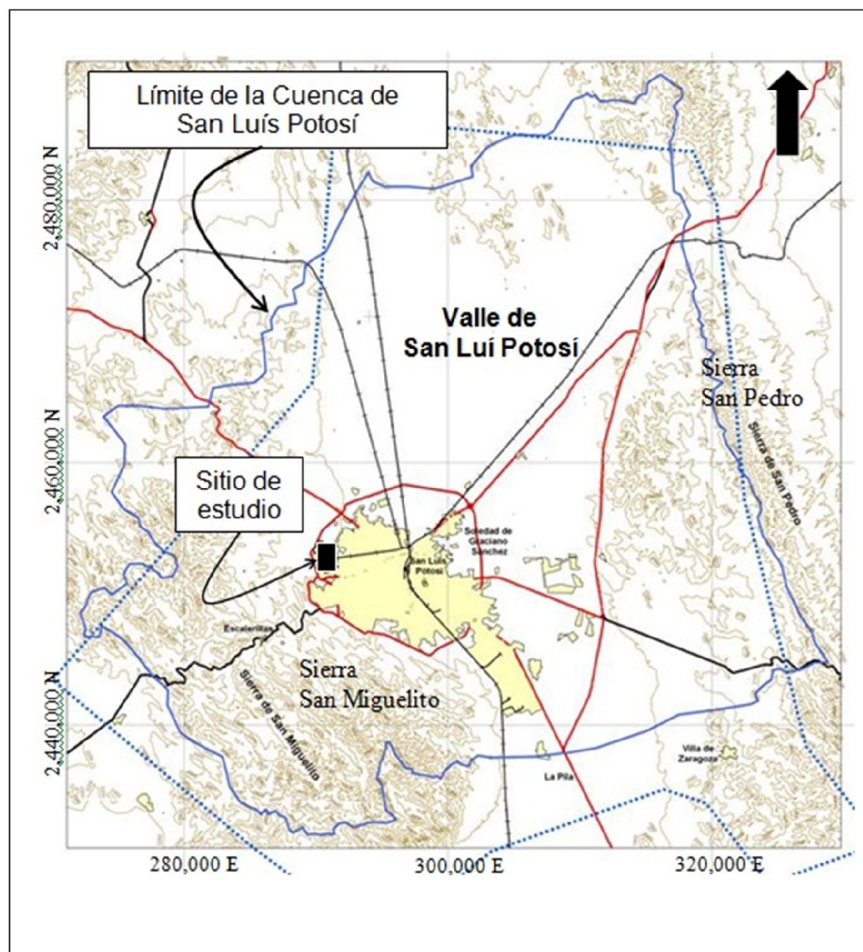
**Figura 2. Distribución anual de la dirección de vientos en el periodo de 1987-2007**

### II.3. Aspectos geomorfológicos

La zona de estudio se localiza en la cuenca cerrada de San Luis Potosí (Figura 3), la cual comprende una superficie de alrededor de 1 900 km<sup>2</sup>. 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. Hacia el este, la cuenca está limitada por las sierras de San Pedro y Álvarez, mientras que hacia el oeste está acotada por la Sierra San Miguelito. El límite norte de la cuenca está dado por la sierra la Melada,

mientras que en el sur, el parte aguas es poco prominente y se localiza a la altura del poblado La Pila.

En el contexto geomorfológico, la zona de estudio se ubica sobre una superficie plana con elevaciones promedio de 1 900 a 1 950 msnm, que conforma una zona de transición entre el Valle de San Luís Potosí, donde se asienta la ciudad del mismo nombre, con elevaciones promedio de 1 850 msnm y las sierras San Miguelito con elevaciones mayores a 2 000 msnm.



**Figura 3.** Ubicación de la zona de estudio dentro de la cuenca de San Luis Potosí

#### **II.4. Aspectos geológicos**

Como ya se mencionó, la zona de estudio se localiza en la parte oeste de la cuenca de San Luís Potosí, en una zona de transición entre la sierra San

Miguelito (rocas volcánicas del terciario) y el Valle de San Luis Potosí (depósito aluvial del cuaternario).

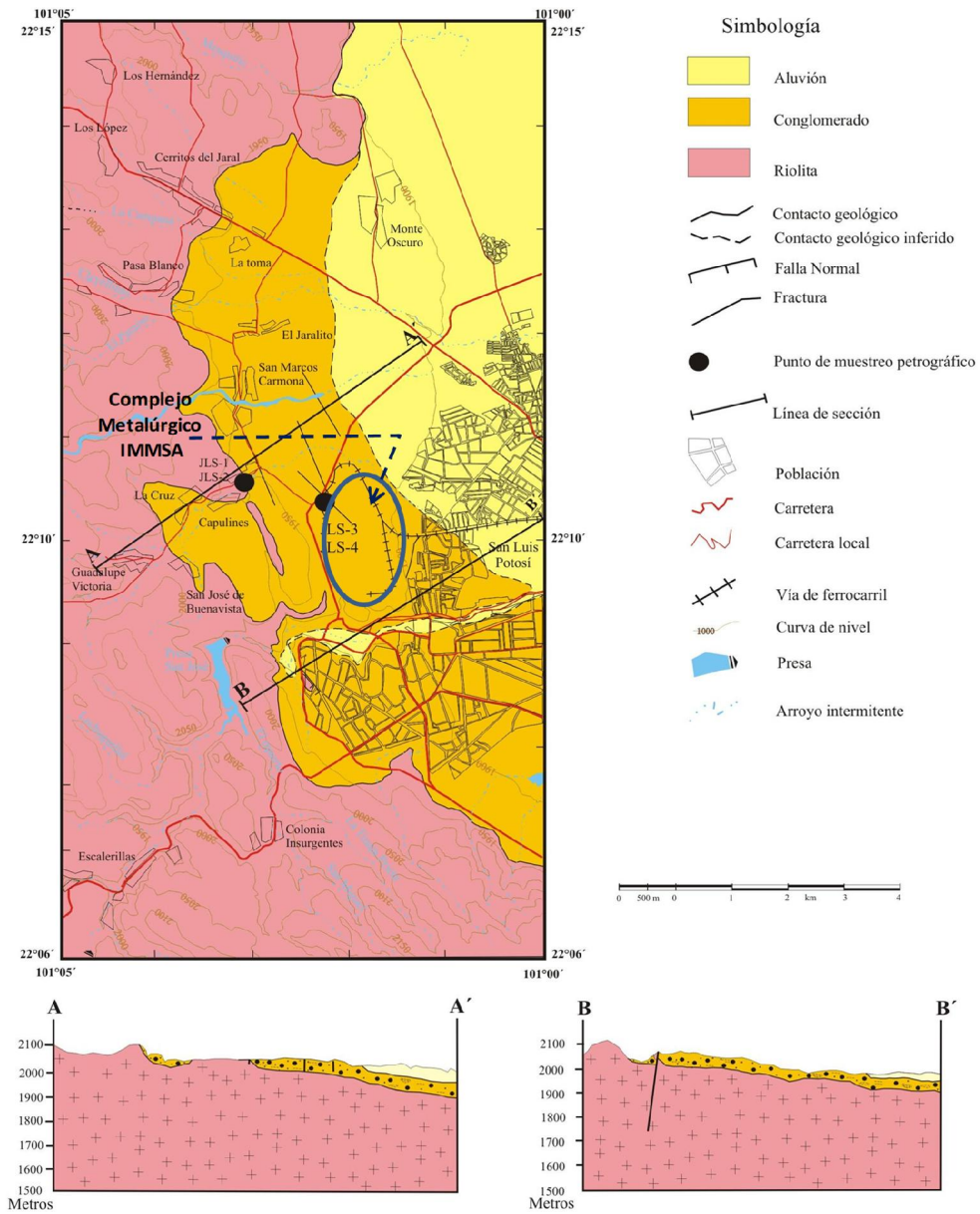
En la zona de estudio aflora el denominado Conglomerado Halcones (Figura 4). Sin embargo, en los límites orientales de la zona se encuentra el contacto superficial entre el Conglomerado Halcones y el depósito aluvial del Valle de San Luis Potosí.

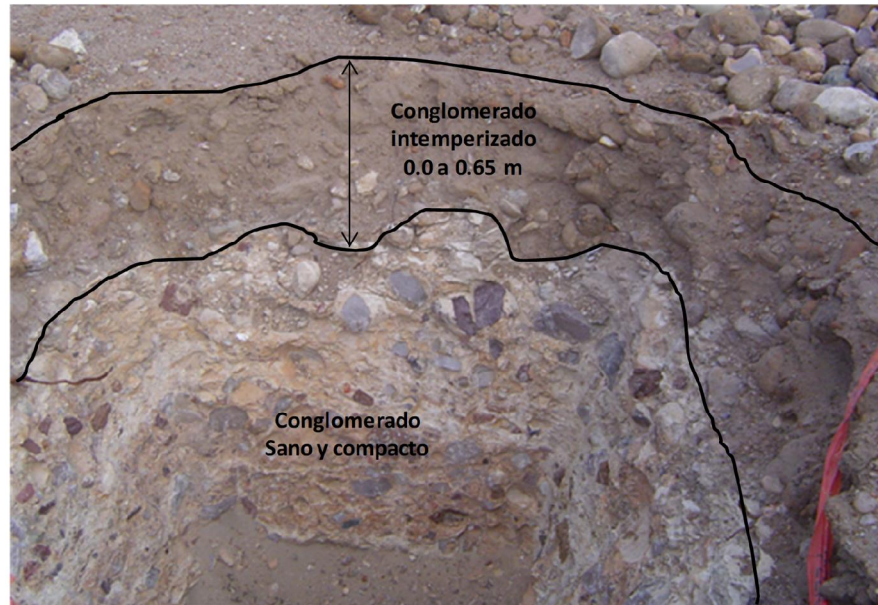
El Conglomerado Halcones corresponde a conglomerados con intercalaciones de areniscas. El Conglomerado está compuesto por clastos volcánicos con una variedad de tamaños que van desde los 50 cm hasta los 2 mm de tamaño cementados en una matriz de arenas fina – media y arcillas.

El conglomerado se presenta consolidado y muy compacto después de una capa delgada de conglomerado intemperizado de 0.65 m de espesor (Figura 5). La información de cortes litológicos de pozos profundos y sondeos eléctricos verticales indica que el espesor del conglomerado es del orden de los 150 – 170 m en la zona que ocupa la zona de estudio (Instituto de Geología, 2008)

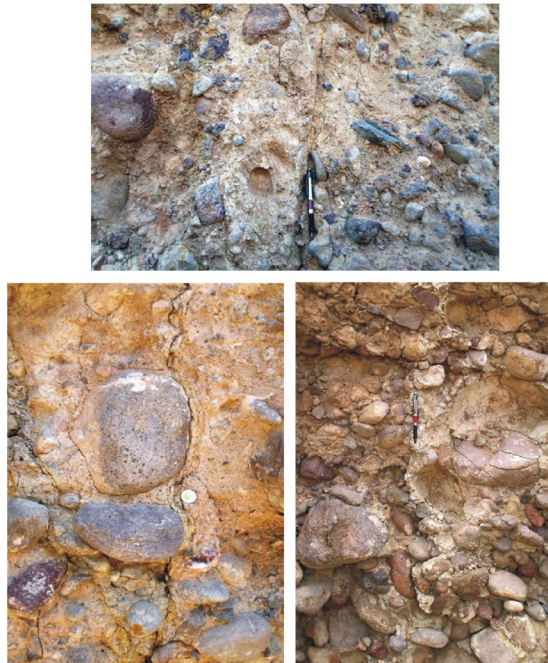
De acuerdo con la información generada por el Instituto de Geología (Instituto de Geología, 2008), localmente, en la zona de estudio sólo se observan fracturas con una orientación dominante NW-SE, cuyo espesor va desde unos cuantos mm hasta los 15 cm, aunque la mayoría no rebasan los 10 cm de espesor y en general se presentan rellenas (Figura 6). Las fracturas presentan variaciones en su espesor hasta desaparecer totalmente.

Las observaciones de campo, en este sentido, se corroboran con los resultados obtenidos en 10 perforaciones de 32 m de profundidad realizadas en los terrenos de la zona de estudio, ya que en éstas no se registraron pérdidas de agua y la presión del sistema hidráulico de la máquina perforadora se mantuvo constante, lo que indica que no se encontraron fracturas abiertas o fallas en el sitio (Instituto de Geología, 2008).





**Figura 5. Fotografías que muestran que la capa de conglomerado intemperizado se limita a un espesor de 0.65 m a partir de la superficie (Fuente: Instituto de Geología, 2008)**



**Figura 6. Vista de las fracturas identificadas en el Conglomerado Halcones (Fuente: Instituto de Geología, 2008)**



## **II.5. Aspectos hidrológicos**

La zona de estudio se localiza dentro de la denominada región hidrológica de El Salado, región hidrológica No. 37 y se encuentra localizada en la porción central y norte del estado de S.L.P. con una superficie de 35 164.19 km<sup>2</sup>, donde las corrientes de agua superficial son intermitentes, escasas y de poco caudal.

Como ya se mencionó, la zona de estudio se localiza en la cuenca cerrada y endorreica de S.L.P., en la cual, cuatro presas de almacenamiento de agua superficial son los cuerpos de agua más importantes, entre las que destaca la Presa San José (Khon-Ledesma, 2009). Los cuerpos de agua asociados a la actividad histórica de las plantas metalúrgicas de IMMSA en S.L.P.

Al igual que en toda la región hidrológica 37 El Salado, en la Cuenca donde se ubica el sitio de estudio, las corrientes superficiales son intermitentes y de escaso desarrollo. Dentro de estas corrientes superficiales destaca el Río Santiago, que es el principal colector de la cuenca (Estrada Pérez, 2013; CONAGUA, COTAS y SEMARNAT, 2005) y que se encuentra dentro de la zona de influencia de las antiguas plantas de cobre y arsénico (Khon-Ledesma, 2009).

## **II.6. Aspectos hidrogeológicos**

De acuerdo con la CNA (CONAGUA, 2002), el acuífero de San Luis Potosí ocupa la porción centro-occidental del estado y tiene una extensión de 1980 km<sup>2</sup>.

Con base en la información hidrogeológica generada y el contexto geológico-estructural, en la cuenca de S.L.P. se ha identificado la presencia de dos acuíferos separados por una capa de arena fina compacta: i) Acuífero somero y ii) Acuífero profundo (López Álvarez, 2012)

El acuífero somero está constituido por material aluvial, es de tipo freático-libre. La profundidad al nivel freático se ubica a 5-30 m bajo la superficie del terreno. Desde el punto de vista de la química, el agua subterránea del

acuífero somero es de tipo cálcico-clorurada-bicarbonatada y está contaminada con nitratos y cloruros, debido a la irrigación con aguas negras de origen municipal e industrial (Cardona-Benavides, 2007; UASLP, 2008).

El acuífero profundo es de tipo confinado bajo la capa de arena fina compacta. La profundidad al nivel se ubica a 100 – 150 m bajo la superficie. El flujo del agua es en dirección a las principales zonas de extracción, ubicadas en el centro y sureste de la ciudad de SLP, donde se han identificado dos conos de abatimiento.

Desde el punto de vista de la química, el agua subterránea del acuífero profundo es de tipo bicarbonatada sódica y bicarbonatada cálcica. El agua del acuífero profundo se caracteriza por los elevados valores de temperatura y la presencia de fluoruros y arsénico de origen natural debido al hidrotermalismo y las particularidades geológicas de la región (UASLP, 2008).

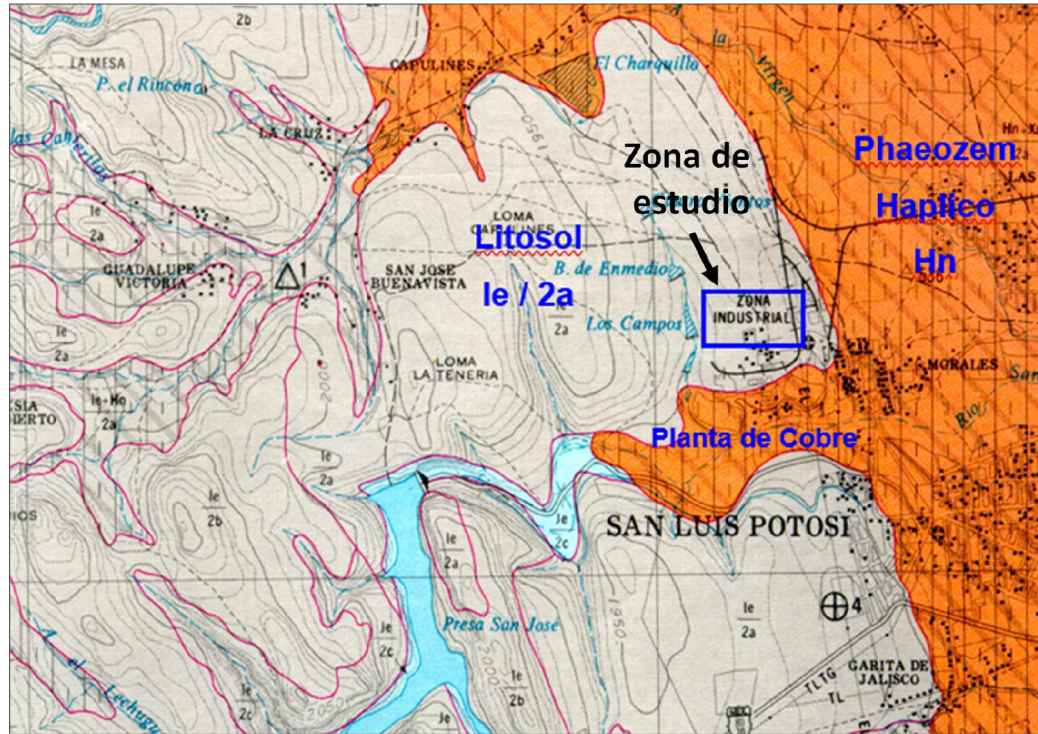
En la zona que ocupa la zona de estudio se ha comprobado solamente la existencia del acuífero profundo (Instituto de Geología, 2008), lo que se corrobora con la información de los dos pozos profundos que existen dentro de esta zona de estudio, que indica que la profundidad del nivel piezométrico de las aguas subterráneas, en estos dos pozos, está a 147 y 154 m (Buró Hidrogeológico, 2008).

La zona vadosa (no saturada) que está encima del nivel del agua del acuífero profundo está conformada por el denominado Conglomerado Halcones que tiene espesores entre 150 y 170 m en la zona que ocupa la zona de estudio.

## **II.7. Aspectos edafológicos**

El tipo de suelo donde se ubicaba la zona de estudio se clasifica como “Litosol Eutrico” (Figura 7). Los litosoles son suelos incipientes de poco o nulo desarrollo. La profundidad del suelo como material particulado puede alcanzar espesores de hasta 10 cm a partir de la superficie.

En la zona de estudio, el material parental o roca madre, a partir del cual se forman los litosoles es de naturaleza riolítica, tiene textura media y está limitado por un conglomerado riolítico (fase lítica) en profundidad.



**Figura 7 Carta edafológica, tipo de suelo en el área de estudio (CETENAL, 1973)**

## **II.8. Aspectos ambientales**

### **II.8.1. Calidad del aire**

Durante el período de 1988 a 2002, se realizaron diferentes estudios para evaluar la calidad del aire en diferentes zonas de la ciudad de S.L.P. (Luszczewski, 1996; Aragón-Piña et al, 1999; Aragón-Piña et al, 2000; Aragón-Piña et al, 2002; Aragón-Piña et al, 2006).

Dichos estudios revelaron la presencia de un alto nivel de partículas suspendidas en el aire con variable contenido de As, Cd y Cu, (Aragón-Piña et al, 2002), mismas que fueron asociadas a emisiones procedentes de la zona metalúrgica localizada en la parte noroeste de S.L.P. (Aragón-Piña, Torres, & Monroy, 2000) reportaron concentraciones de As, Cd, Cu y Pb, de 0.88, 0.03, 1.81 y 0.68 ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), respectivamente, en la zona aledaña al

complejo metalúrgico. Otros autores como Batres et al, 1993 y Díaz-Barriga et al, 1993 reportaron para la zona concentraciones de As en aire entre 0.13 y 1.45  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  y un máximo de 0.10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  de Cd.

En el 2002, especialistas del LAFQA-UNAM, interpretaron la información recabada durante 10 años correspondiente al análisis de partículas suspendidas depositadas en filtros de alto volumen colocados en diferentes estaciones de monitoreo.

En dicho estudio se observó una disminución sustancial en las concentraciones de As y de Pb en el aire en la zona a partir de 1997. La reducción en las concentraciones de estos contaminantes fue una consecuencia del programa de control de emisiones de gases y partículas al ambiente implementado por la empresa a partir del mismo año (LAFQA-UNAM, 2002).

## **II.8.2. Calidad de suelo y subsuelo**

Estudios realizados en la zona habitacional Morales, ubicada al este inmediato de la zona de estudio, indicaron que el suelo estaba contaminado como resultado de las actividades de las plantas de cobre y arsénico (Díaz-Barriga et al, 1993; Carrizalez et al, 2006; LAFQA-UNAM, 2002) y que los problemas potenciales a la salud humana estaban asociados a la presencia de As, Cd y Pb, los cuales se identificaron como los contaminantes prioritarios en el área de estudio.

En el estudio realizado por especialistas del (LAFQA-UNAM, 2002), se reportó que en la zona de las plantas de cobre y arsénico se encontraban concentraciones altas de As, Cd y Pb en suelo superficial, las cuales disminuían al aumentar la profundidad (Tabla 1).

En dicho estudio, el suelo de la zona habitacional Morales, ubicada en el este inmediato a la zona de estudio, se dividió en tres sub-zonas conforme al grado de afectación: I) Sub-zona A1, con una concentración total promedio de As y Pb de 124 y 362 mg/kg, respectivamente; II) Sub-zona A2, con concentraciones promedio de As de 263 mg/kg y de Pb de 814 mg/kg y III)

Sub-zona A3, donde la concentración total promedio de As fue de 850 mg/kg y de Pb de 1 301 mg/kg.

**Tabla 1. Concentraciones totales de contaminantes prioritarios dentro del predio que ocupó la antigua planta de cobre**

Elemento (mg/kg)	Suelo superficial (0-5 cm)		Subsuelo (50 cm)	
	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo
As	917	9 340	119	3 749
Cd	64	594	22	238
Pb	2 167	24 615	89	4 259

(Fuente: (LAFQA-UNAM, 2002)

Además, se encontró que el problema de contaminación del suelo con As y Pb era superficial, debido a que las concentraciones de los contaminantes en las muestras de subsuelo colectadas en zanjas disminuían hasta ser semejantes o inferiores a los valores de fondo natural (As: 64 a 76 mg/Kg; Pb: 164 a 253 mg/Kg) registrados en la zona control.

En 2008 (Romero et al, 2008), identifican las fases sólidas que controlan la movilidad del plomo presente en los suelos del complejo metalúrgico. Indican que a pesar de que el contenido de plomo total sobrepasa los niveles permitidos por la normatividad mexicana, la fracción geodisponible es menor a 0.1 mg/L, mientras que la bioaccesibilidad se encuentra de 2.4 a 20.5 %. Con el uso de técnicas de microscopía y difracción de rayos X, demuestran la presencia de una fase sólida de arsenato de plomo, que contribuye al control de la movilidad del plomo.

En otros estudios, se concluye que las fases sólidas que controlan la movilidad del arsénico y plomo son la hidroximimetita y la schultenita.. (Gutiérrez-Ruiz et al, 2012; Vaca-Escobar et al, 2012).

### **II.8.3. Calidad de aguas subterráneas**

De acuerdo con el estudio realizado por el Instituto de Geología (Instituto de Geología, 2008), en pozos dentro de la zona de estudio y alrededores (1 – 2 km), el nivel del agua varía entre 86 y 170 m y la temperatura del agua de la descarga de los 11 pozos muestreados varía entre 28 y 41 °C. Así mismo, el agua es del tipo bicarbonatada sódica y se caracteriza por la presencia de altas concentraciones de fluoruros “F<sup>-</sup>” (0.79 – 4.45 mg/L) y la presencia de arsénico “As” con concentraciones entre 0.002 y 0.0124 mg/L.

Con excepción de los fluoruros (F<sup>-</sup>), las concentraciones de los elementos potencialmente tóxicos son muy inferiores a los límites máximos permisibles para agua de consumo humano especificados en la NOM-127-SSA1-1994.

Estas características indican que en los pozos muestreados se está extrayendo aguas termales (naturalmente ricas en F<sup>-</sup> y As) que al ser del tipo bicarbonatada sódica, se comprueba, de que en la zona de estudio, solamente existe el acuífero relacionado con flujos profundos y regionales, cuya recarga deberá darse en las sierras San Miguelito, y al pie de ellas, que están a más de 5.0 km hacia el este de la zona de estudio; por lo que se concluye que la calidad de las aguas subterráneas no ha sido afectada por las actividades industriales en la zona de estudio; lo que es congruente con lo reportado en otros estudios (Díaz-Barriga et al, 1993).

### **II.8.4. Síntesis de la problemática ambiental de la zona de estudio**

Como ya se mencionó, la zona de estudio corresponde al predio donde operaron las plantas metalúrgicas de arsénico y cobre y se localiza en la parte oeste de la ciudad de San Luis Potosí. Estas plantas metalúrgicas se construyeron en 1923 e iniciaron operaciones en 1925 con procesos pirometalúrgicos.

La operación de las plantas derivó en la generación de residuos metalúrgicos que se manejaron sin controles ambientales en el predio.

De acuerdo con los estudios que se han realizado para valorar la afectación del medio abiótico y que se describieron en la sección anterior indican:

### **A) Aire ambiente**

Hasta el año 2000 se reportaron concentraciones de As, Cd y P en las partículas suspendidas del aire ambiente en la zona de estudio (Aragón-Piña et al, 2002), estos autores concluyeron que afectación del aire ambiente era debida a las emisiones de las plantas de arsénico y cobre.

Sin embargo, estudios adicionales (LAFQA-UNAM, 2002) interpretaron información de calidad del aire ambiente generada durante 10 años (1992 – 2000) y concluyen que las concentraciones de los contaminantes disminuyeron a partir de 1997, cuando la empresa implementó un programa de control de emisiones y de monitoreo constante de la calidad del aire.

Finalmente, el cierre definitivo de las plantas de cobre y arsénico, en 2007 y 2010, respectivamente; ha sido la medida más importante para terminar con el problema de la calidad del aire ambiente en la zona de estudio.

### **B) Aguas subterráneas**

Los estudios realizados por investigadores de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí (Díaz-Barriga et al., 1993) y de la Universidad Nacional Autónoma de México (Instituto de Geología, 2008) indican que la calidad de las aguas subterráneas no ha sido afectada por las actividades metalúrgicas de la zona de estudio.

### **C) Suelo y subsuelo**

Estudios en la zona habitacional Morales, aledaña a la zona de estudio, donde operaron las plantas de arsénico y cobre, por personal de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí (Díaz-Barriga et al, 1993) señalan que el suelo de esta zona estaba contaminado con arsénico (As) y plomo (Pb).

Posteriormente en 2002, investigadores de la Universidad Autónoma de México (LAFQA-UNAM, 2002) delimitaron las zonas que requerían acciones de remediación dentro de la zona habitacional Morales, para disminuir el riesgo a la salud humana.

Considerando las recomendaciones de los investigadores de LABQA-UNAM, 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).

Por otro lado, el estudio realizado en 2002 (LAFQA-UNAM, 2002) indica que en el predio, donde operaron las plantas de cobre y arsénico, hay contaminación de suelos y del subsuelo (hasta una profundidad aproximada de 1.0 m). El estudio concluye que la contaminación se debe al mal manejo de los residuos metalúrgicos generados durante los años de operación. Además, el estudio concluye que los contaminantes prioritarios son arsénico, cadmio y plomo.

Por lo tanto, la tarea urgente a seguir, luego del cierre de las plantas de arsénico y plomo, es realizar los estudios necesarios que conlleven al manejo ambientalmente seguro de los residuos metalúrgicos y a la remediación del suelo y sub-suelo que han sido contaminados con arsénico, cadmio y plomo.

### **III. MARCO TEÓRICO**

#### **III.1. Procesos geoquímicos que gobiernan la movilidad de los elementos potencialmente tóxicos (EPT)**

Entre los contaminantes que afectan al ambiente y ecosistemas, en general, se encuentran los elementos potencialmente tóxicos (EPT), que abarcan a los denominados metales pesados (Cu, Cd, Ba, Fe, Pb, Ni, Hg, Tl, etc.), los elementos de frontera (As, Sb, etc.) y los no metales (Se, S, F, etc). Algunos de ellos no tienen ninguna función vital conocida (por ejemplo el As, Cd, Hg, Pb y Tl), pero otros, en concentraciones bajas, son benéficos o esenciales para los seres vivos (por ejemplo el Cu, Fe, Se, S).

Los EPT en los suelos pueden estar tanto en la fase sólida como en la fase acuosa (solución de poro). En la solución de poro estos EPT pueden existir como iones libres o como complejos asociados con ligandos orgánicos e



inorgánicos. En la fase sólida, los EPT pueden ser retenidos en los componentes orgánicos e inorgánicos de los suelos por mecanismos de sorción (intercambio iónico, adsorción, absorción, (co)precipitación) o pueden existir como minerales o sólidos cristalinos y/o amorfos. Los iones en solución están más disponibles para las funciones vitales de la biota o para ser transportados y contaminar cuerpos de agua (US-DDF, 2003).

El riesgo potencial que representan los EPT en los suelos contaminados está en función del grado de su disponibilidad, que depende en gran medida de los valores de pH (acidez) y Eh (potencial de óxido-reducción). Estos valores están determinados por la composición del suelo, incluyendo el tipo de compuesto que forman los EPT y el grado de humedad, pero pueden cambiar por la actividad microbológica y/o las condiciones climáticas, no obstante, dicha disponibilidad también depende de las características de los minerales que contienen al contaminante.

La combinación de estos factores determina la ocurrencia de fenómenos geoquímicos que controlan la movilidad de los EPT en los suelos y en consecuencia determinan su destino. Los principales fenómenos geoquímicos que controlan la movilidad de los EPT son sorción-desorción y precipitación-disolución.

### **III.1.1. Sorción-desorción**

La sorción es un proceso geoquímico por el cual los contaminantes disueltos (en forma iónica) en el agua pueden ser atraídos y retenidos en los sólidos con los que interactúan. Los fenómenos de sorción incluyen la adsorción, la absorción, el intercambio iónico y la co-precipitación (Sparks, 2003).

La adsorción indica que los contaminantes disueltos se adhieren a las superficies de sólidos; la absorción en cambio, sugiere que se introducen dentro de la estructura de los sólidos; el intercambio iónico involucra la sustitución de un contaminante por otro, en el sólido; y la coprecipitación indica la formación de un nuevo compuesto en la superficie de un sólido ya existente.

Ha sido ampliamente reportado que la sorción es uno de los principales controles de la movilidad de los elementos potencialmente tóxicos (Frost y

Griffin, 1976; Bowell, 1994; Manning y Goldberg, 1997; Goldberg y Glaubig, 1988; Foster, 1998; McGregor y Blowes, 1998; Goldberg y Johnston, 2001; Goldberg S.; 2002, Romero et al, 2004). Los factores que determinan la capacidad de sorción de los sólidos son: punto de carga cero (PZC) y área superficial.

#### **III.1.1.1. Punto de carga cero (PZC por sus iniciales en inglés)**

El pH del valor correspondiente a la “carga cero” es llamado punto isoeléctrico o punto de carga cero “PZC” por sus iniciales en inglés (Parks y De Bruyn, 1962). Cuando el pH del medio acuoso es inferior al PZC del sólido, la superficie de éste se cargará positivamente y entonces podrá retener en su superficie, vía sorción, a los contaminantes con carga negativa (aniones como  $F^-$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $AsO_4^{3-}$ ). Por otro lado, los contaminantes disueltos con carga positiva (cationes como el  $Cd^{2+}$ ,  $Pb^{2+}$ ,  $Zn^{2+}$ ,  $Fe^{3+}$ , etc.) pueden ser retenidos en la superficie de los sólidos, vía sorción, cuando el pH del medio acuoso es superior al PZC, ya que la superficie del sólido se cargará negativamente.

#### **III.1.1.2. Área superficial**

El área superficial es inversamente proporcional al tamaño de la partícula y determina su reactividad (entre más pequeña es la partícula, mayor será su área superficial y por lo tanto mayor será su reactividad). Todos los minerales pueden actuar como sorbentes, sin embargo, los que tengan mayor área superficial sorberán mayor cantidad de iones disueltos en el agua ya que el tamaño del sólido y su naturaleza determina su capacidad sorbente. Los minerales que presentan mayor área superficial son las arcillas y los oxi-hidróxidos de Fe, Al y Mn (Appelo y Postma, 1993).

Entre los fenómenos de sorción, el intercambio iónico es muy importante. La capacidad que tiene un suelo de poder intercambiar cationes se cuantifica como capacidad de intercambio catiónico (CIC), por ejemplo, la CIC de los humus y de tres minerales de arcilla comunes en los suelos (caolinita, illita y montmorillonita) son, respectivamente, del orden de 200, 3 – 15, 10 – 40 y 100 – 150 meq por 100 g.

Las arcillas presentan CIC mayor que las otras partículas inorgánicas, debido a su área superficial extremadamente grande, rica en cargas negativas. La superficie específica expuesta de una unidad de masa de arcilla es por lo menos 1 000 veces mayor que una arena.

### **III.1.1.3. El papel de diferentes minerales en la retención de elementos potencialmente tóxicos (EPT) vía sorción**

La media de PZC reportado para los oxohidróxidos de Fe es de 8 (Dzombak & Morel, 1990), por lo tanto a pH cercanos al neutral y ligeramente ácidos, las superficies de oxohidróxidos de Fe se pueden cargar positivamente y por lo tanto la sorción de aniones (la forma más común del As y Se) en estas superficies juega un papel importante en el control de la movilidad de estos contaminantes (Sadiq, 1995). Asimismo, se ha reportado la sorción cationes ( $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ) en superficies de oxohidróxidos de Fe (Roussel, 2000; Dzombak y Morel, 1990).

Para diferentes minerales de arcillas han sido reportados un amplio intervalo de PZC que varía entre 4 y 8, con una media de 5.5 (Sadiq, 1995). Por lo tanto, a pH cercanos al neutro o ligeramente básico se pueden cargar negativamente, y bajo esas condiciones la sorción de cationes (metales pesados) puede jugar un papel importante. En arcillas también ha sido reportada la sorción de aniones (As) (Manning y Goldberg, 1997; Frost y Griffin, 1976).

Para el grupo de minerales carbonatados, se ha reportado valores de PZC altos. La calcita, el principal y abundante mineral carbonatado, se ha reportado un PZC entre 8.5 y 10.8, dependiendo del estado de cristalinidad, hidratación, impurezas, presión parcial de  $\text{CO}_2$ , etc. (Sadiq, 1995; Stum, 1996; van Cappellen et al, 1993). Por lo tanto, a pH alcalinos la calcita tiene capacidad de retener, vía sorción, a aniones (As y Se) liberados en el medio (Sadiq, 1995). También ha sido reportado que el Cd y el Zn se sorben en un 100% en superficies de calcita a pH entre 6 y 7 (Zachara et al, 1993).

Los EPT sorbidos en las superficies de las distintas fases sólidas del suelo pueden desorberse si las condiciones de acidez (pH) y las condiciones redox

(Eh) cambian. Por ejemplo, se ha reportado que en condiciones oxidantes las especies de arsénico son retenidas por sorción en superficies de oxi-hidróxidos de Fe y si las condiciones cambian a reductoras (terrenos inundados), éstas pueden ser nuevamente liberadas al ambiente (Nickolson et al, 1988).

### **III.1.2. Precipitación - disolución**

La precipitación ocurre cuando la concentración de un soluto excede la solubilidad del compuesto y cualquier exceso de soluto pasa a estado sólido. Sin embargo, si la concentración del soluto disminuye a valores por debajo de su solubilidad, puede ocurrir la disolución del precipitado (Sparks, 2003). La precipitación puede verificarse también cuando una reacción química transfiere un soluto a una forma menos soluble, en el caso de que ocurra la mezcla de un precipitante con la solución contaminante (p.ej. la mezcla de solución contaminante de plomo con aguas de alto contenido de carbonatos puede dar lugar a la forma prácticamente insoluble  $PbCO_3$ ).

También, un cambio de estado de oxidación puede promover la precipitación (por ejemplo la oxidación de solutos ferrosos podrá producir especies minerales con formas férricas menos solubles).

Para que ocurra la precipitación se debe alcanzar el producto de solubilidad, esto es, las concentraciones de los iones tienen que estar por arriba de ciertos valores.

Para predecir si un sólido puede precipitar a partir de las actividades de los iones componentes se utiliza el parámetro denominado índice de saturación (IS). Así mismo, este parámetro se utiliza para valorar si una solución acuosa, de determinada composición química puede disolver a un sólido con el que interacciona.

$$IS = \log\left(\frac{PAI}{Kps}\right)$$

PAI: Producto de la actividad iónica

Kps: Producto de solubilidad

Valores iguales o mayores a cero de IS indica que la solución está saturada con respecto a un mineral en particular, lo que permite pronosticar la precipitación de dicho mineral; si por el contrario, los valores de IS son negativos, indica que la solución acuosa está insaturada y por tanto es capaz de disolver al sólido en cuestión (Westall, 1976). Esta predicción es termodinámica; sin embargo, es necesario considerar la cinética de la reacción.

La precipitación depende principalmente del pH. La mayoría de los metales precipitan como hidróxidos en ambientes alcalinos. Sin embargo, es importante notar que la elevación continua del pH aumentará la solubilidad de metales anfóteros.

Los factores determinantes sobre la solubilidad de un mineral es el balance entre la energía de látice que une a los átomos en la red sólida y la energía de hidratación de los iones que la conforman. Este balance cambia con el pH, potencial redox, temperatura y concentración. Sin embargo, cualquier sal puede disolverse cuando cambian drásticamente las condiciones de acidez o para aquellos elementos que se reducen y oxidan bajo las condiciones ambientales, cuando cambian las condiciones de humedad. O sea, al igual que en el caso de la sorción la precipitación-solubilización está dominada por los parámetros de pH/potencial redox. También hay que considerar otros efectos como el del ion común.

El potencial redox de una solución afecta la solubilidad de compuestos insolubles, cuyos elementos pueden reducirse u oxidarse bajo las condiciones ambientales, como es el caso de los minerales sulfurosos. A mayor potencial redox aumenta la solubilidad de los minerales sulfurosos. El pH de la solución puede afectar la solubilidad de un compuesto poco soluble. Por ejemplo, si el anión de una sal es un ion de un ácido débil, se deduce, de acuerdo con el principio de Le Chatelier, que la adición de ácido a la solución aumentará la solubilidad de la sal. En general la solubilidad aumenta al incrementarse la temperatura, con ciertas excepciones como es el caso de  $\text{CaCO}_3$ ,  $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ ,  $\text{CaSO}_4$  y el  $\text{FePO}_4$ .

En la literatura especializada se ha reportado que la precipitación de minerales secundarios o sólidos amorfos puede controlar eficientemente la

movilidad de los EPT. La precipitación de minerales secundarios como óxidos, hidróxidos, sulfatos, carbonatos y arseniatos de algunos metales, es uno de los principales controles de la movilidad de los EPT:

- a) Minerales secundarios asociados al  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ , y  $\text{SO}_4^{2-}$ : goetita ( $\alpha$ - $\text{FeOOH}$ ), lepidocrocita ( $\gamma$ - $\text{FeOOH}$ ), ferrihidrita  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ , jarosita ( $\text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$ ) y yeso ( $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ) (Bain et al., 2000; Blowes, 1990; Lin, 1997). Estos minerales o amorfos de Fe son importantes, ya que son capaces de retener por procesos de sorción tanto aniones como cationes.
- b) Minerales secundarios asociados al  $\text{Pb}^{2+}$  y a  $\text{H}_n\text{AsO}_4^{3-n}$ : cerusita ( $\text{PbCO}_3$ ), anglesita ( $\text{PbSO}_4$ ), escorodita ( $\text{FeAsO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ) y beaundantita  $\text{PbFe}_3(\text{AsO}_4)(\text{SO}_4)(\text{OH})_6$  (Ruby et al, 1999; Roussel, 2000).

## **III.2. Información general los elementos potencialmente tóxicos de interés ambiental en la zona de estudio: arsénico (As), cadmio (Cd) y plomo (Pb)**

### **III.2.1. Arsénico**

Históricamente el arsénico 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. (ATSDR, Toxicological Profile for Arsenic, 2007)

En la tabla periódica el arsénico (As) se ubica en la zona de frontera entre los metales y no metales (masa atómica = 74.92 g/mol y número atómico = 33.), por lo que se clasifica como un “metaloide”

En la naturaleza el arsénico se encuentra, principalmente, como sulfuros (arsenopirita ( $\text{FeAsS}$ ), oropimento ( $\text{As}_2\text{S}_3$ ), realgar ( $\alpha$ - $\text{As}_4\text{S}_4$ )), y como sulfosales (enargita ( $\text{Cu}_3\text{AsS}_4$ ) y tenantita ( $\text{Cu}_{12}\text{As}_4\text{S}_{13}$ )) (Mandal & Suzuki, 2002).

Todos estos minerales se encuentran de manera natural y abundante en depósitos minerales por lo que la explotación de estos depósitos puede derivar en la liberación de este metaloide y consecuentemente provocar la contaminación del ecosistema. Por otro lado, de manera natural, el arsénico puede ser liberado al ambiente por erupciones volcánicas o la lixiviación de As contenido en los minerales de rocas que afloran en muchas partes de la corteza terrestre y oceánica (Vaughan, 2006).

Entre las principales vías y rutas de exposición a As, para los organismos, destacan la ingestión oral, la inhalación y la absorción a través de la piel. 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 deriva en efectos gastrointestinales, anemia, neuropatía periférica, lesiones en piel, hiper pigmentación, 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. (ATSDR, Toxicological Profile for Arsenic, 2007)

Las especies de arsénico que son termodinámicamente estables, y por lo tanto, son las que se encuentra en suelos y cuerpos de agua son: (i) arseniatos y (ii) arsenitos.

En la Figura 8 se puede apreciar la distribución de las especies disueltas de arsénico depende del pH y del potencial redox (Eh) (Sharma y Shon, 2009):

- Bajo condiciones oxidantes (valores de Eh altos), la especie predominante es el As (V), y en función del pH, las especies de arseniatos pueden ser:  $\text{H}_2\text{AsO}_4^-$ ,  $\text{HAsO}_4^{2-}$  y  $\text{AsO}_4^{3-}$

- Bajo condiciones reductoras, la especie termodinámicamente estable es As (III), y en función del pH las especies de arsenito pueden ser:  $\text{H}_3\text{AsO}_3^0$ ,  $\text{H}_2\text{AsO}_3^-$  y  $\text{HAsO}_3^{2-}$

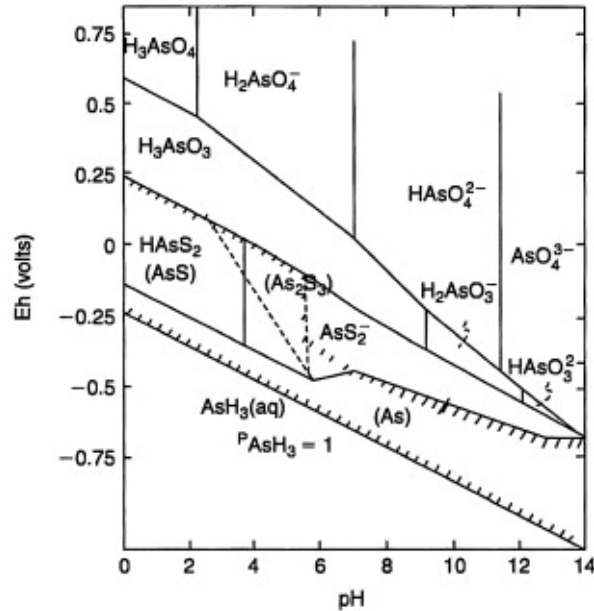


Figura 8. Diagrama de Pourbaix, Eh-pH para As a 25 °C y 1 atmósfera, a una concentración de As  $10^{-5}$  M y  $\text{S}^{2-}$   $10^{-3}$  M. (Sharma y Shon, 2009)

Las especies de As (III) son más tóxicas y más móviles que las especies de As (V). En el intervalo de valores de pH de la mayoría de suelos y agua, la especie As (III) es eléctricamente neutra y consecuentemente no puede ser atraída electrostáticamente hacia las superficies de sólidos como sí lo son las especies cargadas negativamente de las especies de As (V). (ATSDR, Toxicological Profile for Arsenic, 2007)

Una vez que el arsénico es liberado al ambiente es posible su retención vía sorción, en diferentes fases sólidas, o vía precipitación a través de la formación de nuevos compuestos.

En la Figura 9 se muestra el ciclo biogeoquímico del arsénico, donde se puede apreciar que los microorganismos y las condiciones de  $E_h$  y pH influyen en la relación As(V)/As(III); el As(V) participa en procesos de precipitación/disolución de arseniatos de Fe(III), Ca(II) o Ba(II), del mismo



modo ocurren procesos de adsorción/desorción principalmente en óxidos de Fe(III), Mn(III,IV) y Al(III) y en menor proporción en arcillas. Con respecto al As(III) forma precipitados y complejos de adsorción con el sulfuro, además de procesos de sorción con óxidos de Fe(III) (Sharma y Shon, 2009).

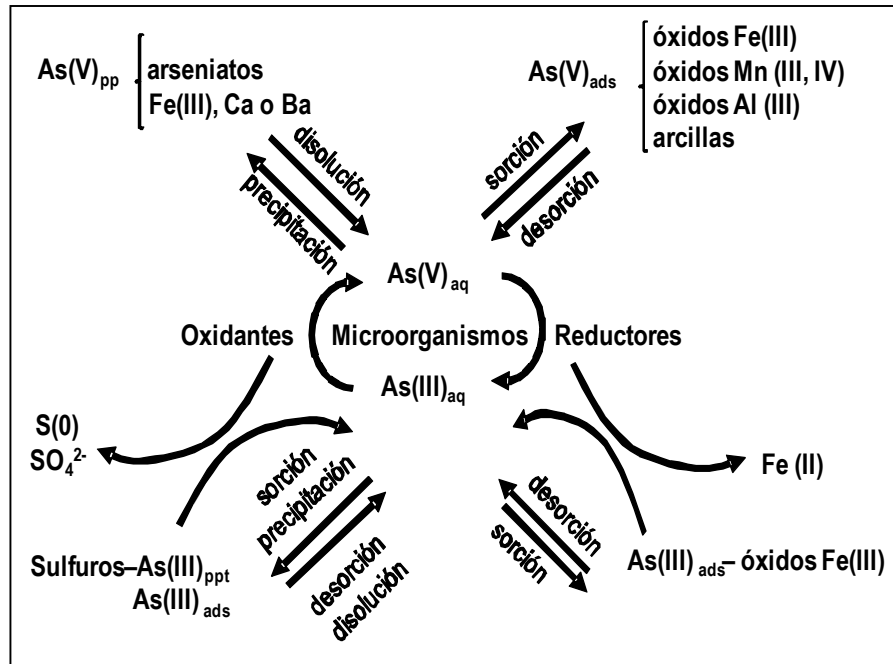


Figura 9. Ciclo biogeoquímico de arsénico (Sharma y Shon, 2009)

### III.2.2. Cadmio

El cadmio es considerado un metal pesado y se ubica en la tabla periódica en el grupo II B (metal transicional) con una masa atómica de 112.4 g/mol y un número atómico de 48.

En la naturaleza el cadmio se encuentra asociado a los sulfuros de Zn, Pb o Cu; por lo que su liberación al entorno se da en zonas minero-metalúrgicas. Otras fuentes importantes de 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 (ATSDR, Toxicological Profile for Cadmium, 2008).

El uso dominante de cadmio se encuentra en materiales de electrodos activos en baterías de Ni-Cd (83 % del uso total de cadmio) (USGS, Cadmium. Mineral commodity summaries, 2008). También existe demanda de cadmio en usos, tales como pigmentos para plásticos, cerámicas y cristales; estabilizadores de cloruro de polivinilo (PVC) contra el calor y la luz; revestimientos de ingeniería sobre acero y algunos metales no ferrosos. (Elinder, 1992; IARC, 1993). Las sales de cadmio se han utilizado en una capacidad limitada como fungicida para campos de golf y céspedes domésticos (EPA, 2008). El cloruro de cadmio se utiliza en fotografía, fotocopia, teñido, impresión de calicó, fabricación de tubos de vacío, fabricación de pigmentos, galvanoplastia, lubricantes, agentes de nucleación de hielo y en la fabricación de espejos especiales (Herron, 2003).

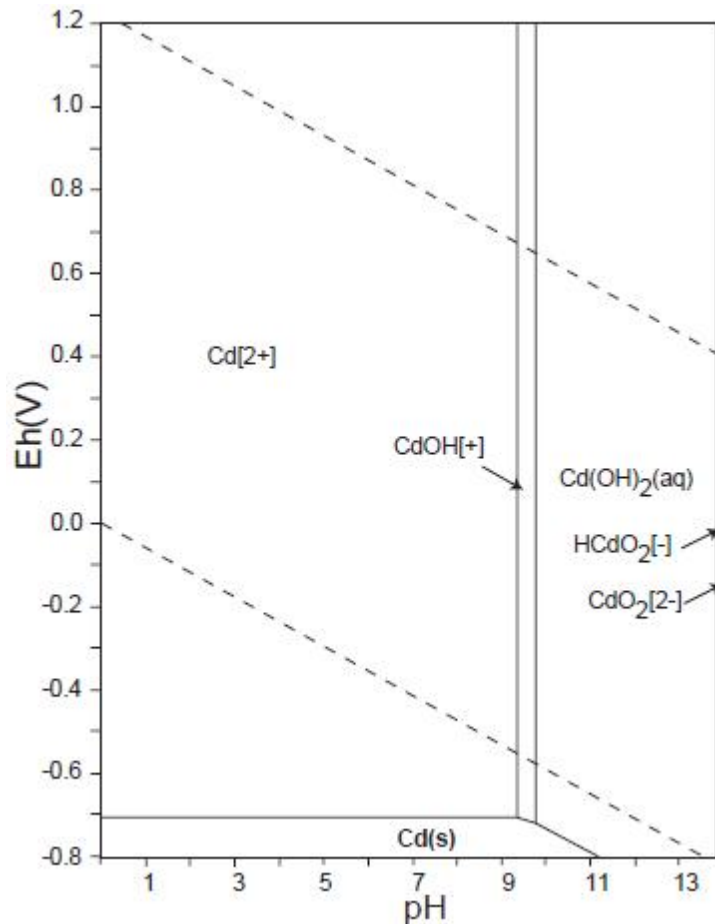
La principal vía de penetración a los organismos es la inhalación. El Cd que penetra se deposita en el páncreas, tiroides, pulmones, testículos y glándulas salivares. La eliminación de este elemento acumulado por el organismo ya sea por vía urinaria o fecal, es muy lenta, de manera que se considera al Cd como un tóxico acumulativo. El Cd también perturba el metabolismo de los aminoácidos, dependiendo del tipo de exposición y la prolongada de ésta, 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. (ATSDR, Toxicological Profile for Cadmium, 2008)

En el ambiente, el cadmio existe en un solo estado de oxidación (II) y no participa en las reacciones de oxidación.

La adsorción y precipitación juegan un papel importante en la movilidad del Cd. Ha sido reportada la sorción de Cd en carbón activado (Mohan, 2002) y en zeolitas y arcillas (Celis, 2000).

En general la solubilidad del Cd decrece cuando se incrementa el pH, presentando los valores más bajos para suelos calcáreos (pH 8.4). Las

principales especies sólidas de Cd que probablemente ocurren en el suelo, bajo condiciones oxidantes son CdO, CdCO<sub>3</sub> y Cd<sub>3</sub>(PO<sub>4</sub>)<sub>2</sub>, mientras que bajo condiciones reductoras ( $E_h \leq -0.2$  V) el CdS es probablemente la especie principal; las especies oxianiónicas pueden existir principalmente a altos pH, mientras que a bajos pH la especie móvil principal es el Cd<sup>2+</sup>. En ausencia de carbonatos y fosfatos, la química del cadmio está dominada por los respectivos hidróxidos (Figura 10) (Takeno, 2005).



**Figura 10. Diagrama de Pourbaix, Eh en función de pH para el sistema Cadmio-O-H (Takeno, 2005)**

El pH del suelo es el factor ambiental más importante, en cuanto a la especiación y movilidad (disponibilidad) del Cd en suelos, sin embargo, en suelos ácidos la solubilidad y disponibilidad del Cd es controlada por la materia orgánica y los óxidos hidratados de Al, Fe y Mn del suelo; en suelos con alto pH, la precipitación de compuestos de Cd, (CdCO<sub>3</sub>) es el factor que

controla la movilidad, mientras que el producto de solubilidad del componente es excedido (ATSDR, Toxicological Profile for Cadmium, 2008). En suelos con altas concentraciones en cloruros, las especies de cadmio-cloro, son las especies que ocurren más probablemente, las cuales pueden incrementar la movilidad del metal.

### **III.2.3. Plomo**

El plomo es considerado un metal pesado con una masa atómica de 207.2 g/mol y un número atómico de 82. El plomo es empleado en la fabricación de baterías, pinturas y antidetonantes para gasolina.

En la naturaleza se presenta comúnmente como sulfuro de plomo (galena "PbS") o como sulfato de plomo (anglesita  $PbSO_4$ ). Los compuestos de plomo más utilizados en la industria son los óxidos de plomo, el tetraetilo de plomo y los silicatos de plomo. El plomo forma aleaciones con muchos metales, y, en general, se emplea en esta forma en la mayor parte de sus aplicaciones.

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. (ATSDR, Toxicological profile for Lead, 1999)

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 médula 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.

El plomo se presenta en el ambiente como Pb(II), Pb(IV) con menor frecuencia, en su forma orgánometálica (más de cuatro enlaces Pb-C) (SCOPE, 1996). La figura 11 muestra el diagrama de Pourbaix, Eh vs pH para el sistema Plomo- O-H (Takeno, 2005)

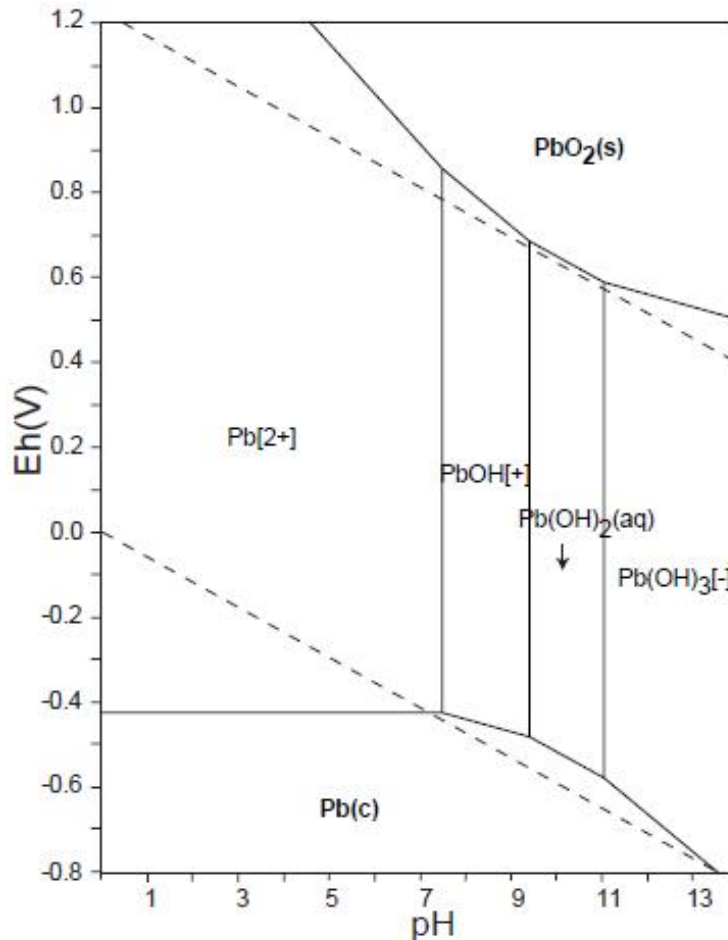


Figura 11. Diagrama de Pourbaix, Eh vs pH para el sistema Pb-O-H (Takeno, 2005)

El Pb es probablemente el menos móvil de los metales pesados. La química del Pb en suelos es afectada por tres factores principales: la adsorción específica por varias fases sólidas, la precipitación de compuestos poco solubles o muy estables y la formación de complejos o quelatos relativamente estables que resultan de la interacción con la materia orgánica del suelo. El Pb presenta gran afinidad con los óxidos de Mn, ya que existe una fuerte adsorción específica con éstos, además de formarse minerales de Pb-Mn como la corodita. (ATSDR, Toxicological profile for Lead, 1999)

La presencia de materia orgánica también juega un papel importante en la adsorción de Pb, ésta puede inmovilizar al Pb vía reacciones de adsorción específica, mientras que la movilidad del Pb puede facilitarse por la complejación con materia orgánica disuelta o ácidos fúlvicos. También ha demostrado gran afinidad por las arcillas, turba y óxidos de Fe, por otro lado, los fosfatos de Pb han mostrado ser una forma ambiental muy estable de Pb con bajas solubilidades, proceso que es utilizado ampliamente en la remediación de suelos contaminados por Pb (Bradl, 2005).

### **III.3. Tecnologías de remediación de sitios contaminados con arsénico y metales pesados**

Por tecnología de remediación o tratamiento se entiende a la 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, 1986).

Los tratamientos pueden ser activos y pasivos. Considerando que los contaminantes prioritarios en el sitio (arsénico, cadmio y plomo) no pueden descomponerse por vía biológica, física ni química, su remediación se enfoca en:

- (i) La estabilidad química, que implica la modificación de la solubilidad, movilidad y/o toxicidad de los contaminantes, a través de propiciar valores pH y Eh para crear condiciones que favorezcan la retención de estos contaminantes vía sorción o precipitación, formando fases sólidas estables bajo diferentes condiciones ambientales.
- (ii) El encapsulamiento o inmovilización, que implica que los contaminantes son solidificados/aglomerados o confinados en obras de ingeniería que garanticen su manejo ambiental seguro, de tal manera que no se dispersen al entorno.

En el tratamiento pasivo se pretende realizar la "remediación natural" (uso de materiales geológicos naturales), tanto para el caso de la estabilidad química, como para el encapsulamiento o inmovilización de los

contaminantes; mientras que el tratamiento activo implica el uso de reactivos químicos, para el caso de la estabilidad química de los contaminantes; o bien el uso de cementantes y aglomerantes, en el caso del encapsulamiento o aislamientos de los contaminantes.

#### **III.4. Tratamientos pasivos**

Como ya se mencionó, en los tratamientos pasivos se pretende el uso de materiales geológicos “naturales” para propiciar la ocurrencia de una variedad de procesos como la oxidación/reducción, neutralización, precipitación y sorción, principalmente (van Deuren et al, 1997) para forzar la retención de los contaminantes en fases sólidas estables. Entre los tratamientos pasivos más utilizados están las barreras geoquímicas permeables con diferentes tipos de materiales geológicos.

Hay mucha información en la literatura especializada, que a nivel de laboratorio ha demostrado la eficiencia de retención de arsénico y metales pesados en diferentes superficies minerales; lo que lleva a la conclusión que la construcción de barreras geoquímicas, utilizando los materiales geológicos que contengan minerales capaces de retener arsénico y metales pesados, puede ser una solución viable como tratamiento pasivo.

#### ***Arsénico***

Como ya se mencionó, los arseniatos (As (V)) y arsenitos (As (III)) son las especies de arsénico que son termodinámicamente estables, y por lo tanto, son las que se encuentran, como contaminantes en residuos, suelos y cuerpos de agua (Sharma y Shon, 2009):

En ambientes oxidantes la especie dominante es el As (V) y a valores de pH > 2.2 (pKa1) las especies de arseniatos presentan cargas negativas ( $\text{H}_2\text{AsO}_4^-$ ,  $\text{HAsO}_4^{2-}$  y  $\text{AsO}_4^{3-}$ ) que pueden ser atraídas hacia superficies de sólidos cargados positivamente, lo que favorece la sorción de este contaminante en diferentes fases minerales.

En ambientes reductores, la especie dominante es el As (III) y a valores de pH < 9.2, la especie dominante es  $\text{H}_3\text{AsO}_3^0$ , la cual es eléctricamente neutra y consecuentemente no puede ser atraída electrostáticamente hacia las

superficies de sólidos; por lo que para promover su retención vía sorción, es necesario oxidar al As (III) a As (V).

A nivel de laboratorio se ha demostrado la eficiencia de retención de arsénico vía sorción. Los resultados con respecto a los procesos de sorción de arsénico se pueden resumir en la Tabla 2.

La sorción de arsénico (III) y (V) en pruebas de laboratorio y estudios en campo, en óxidos y oxihidróxidos de hierro (por ejemplo, goetita, hematita y magnetita) ha sido ampliamente estudiada, inclusive en muestras ambientales (suelos y residuos mineros). Estos minerales de hierro se han propuesto para la disposición segura de residuos industriales y más específicamente residuos mineros (Harris y Krausee, 1993)

Los estudios han demostrado que tanto As (V) como As (III) forman complejos de esfera interna en la superficie de los óxidos e hidróxidos de metales, así como en las arcillas, a través del intercambio de ligantes como OH<sup>-</sup>. El As (III) también forma complejos de esfera externa por medio de interacciones electrostáticas en la superficie de hidróxidos amorfos de aluminio y sulfuros. Es importante recordar que los complejos de esfera interna son más estables y por consiguiente la inmovilización es más permanente.

También se ha reportado que los procesos de oxidación/reducción juegan un papel importante en la estabilización del arsénico. Se ha reportado que las superficies activas de óxidos de Fe (III), Mn (IV) y Mn (III) presentan capacidad para oxidar As (III) a As (V) (Manning, 2002).

Estudios realizados por (Harrison, 1982; Waychunas, 1993) demostraron la existencia de complejos de esfera interna As-Fe gracias al uso de técnicas como espectroscopia de estructura fina por absorción de rayos X extendida (EXAFS por sus siglas en inglés: Extended X-ray Absorption Fine Structure Spectroscopy). El mecanismo de adsorción y oxidación de As (III) se ha reconocido en la superficie de goetita (Sun, 1998) y ferrihidrita (Raven, 1998) y en la birnesita (Scott, 1995). Existen también reportes de oxidación de As (III) a As (V) en arcillas (Lin, 2000; Foster, 1998). En específico la oxidación



ocurre en As (III) adsorbido en hallosita, caolinita, illita, illita/montmorilonita y clorita. En la oxidación de As (III) se alcanza entre un 50 y 85 % en las primeras 18 horas y llega a 100 % después de 75 días.

**Tabla 2. Efectos de los adsorbentes en la inmovilización de As. (Wang y Mulligan, 2006)**

<b>Absorbente</b>	<b>Observaciones</b>
<b>Hidróxidos de Fe (goetita, ferrihidrita y lepidocrocita, pH<sub>PZC</sub> 8.6)</b>	As(V), CH <sub>3</sub> AsO <sub>2</sub> (OH) <sup>-</sup> y (CH <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> AsOOH se adsorben pH 4-7, maximizado pH 4 As(III) se adsorbe pH 7-10, máximo en pH 7 Desorción al aumentar pH Las fases amorfas presentan una mayor adsorción
<b>Óxidos e hidróxidos de Al pH<sub>PZC</sub> 8.5</b>	As(V), CH <sub>3</sub> AsO <sub>2</sub> (OH) <sup>-</sup> y (CH <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> AsOOH se adsorben pH <7, disminuye al aumentar pH As(III) se adsorbe pH 6-9.5, disminuye al aumentar pH. Las fases amorfas presentan una mayor adsorción
<b>Arcillas</b>	As(V) se adsorbe pH<7 y disminuye al aumentar el pH As(III) se adsorbe poco a pH bajos y aumenta con el pH Arcillas con alta área superficial muestran mayor capacidad de adsorción El As(III) se oxida en la presencia de impurezas de Fe, Mn, I <sub>2</sub> y Ti
<b>Sulfuros</b>	En ambientes reducidos se sustituye el S por As, formando precipitados, aunque existe inestabilidad durante la oxidación química o biológica se libera el As fácilmente.
<b>Materia orgánica (ácidos húmicos y fúlvicos)</b>	Inhibe la movilidad de As ya que se comporta como ligante y/o formando complejos insolubles.
<b>Cationes (Ca<sup>2+</sup> y Fe<sup>2+</sup>)</b>	Favorece la adsorción de As al aumentar la carga positiva en la superficie de los óxidos y/o formando superficies positivas.

### **Cadmio y plomo**

Se ha reportado el uso de diferentes materiales naturales para la retención de metales pesados. Los estudios incluyen retención de Cd(II) en montmorilonita (Malferrari, 2007), retención de Cd(II), Cu(II), Pb(II) y Zn(II) en caolinita (Srivastava, 2005), retención de Cu(II) y Zn(II) en bentonita (Veli, 2007).

En muchos estudios de retención de metales pesados se ha utilizado la arcilla debido a que posee capacidad de intercambio catiónico, pero además

puede presentar carga positiva por las sustituciones isomórficas en su estructura, de tal manera que puede interactuar con aniones.

Las arcillas son silicatos de alúmina hidratados que se clasifican como arcillas 1:1 ó 2:1 (Figura 13). La estructura de estas arcillas se forma de hojas o planos (Figura 12) que se unen por fuerzas de Van der Waals, lo que permite que otras especies entren en la región interplanar. Normalmente existen 3 planos en la estructura cristalina de la arcilla donde puede ocurrir la adsorción del metal (Figura 14): Un plano hidroxil asociado con la capa de octaedros de alúmina, un plano de oxígeno de la capa tetraédrica de silica y esquinas formadas por la estructura cristalina incompleta o irregular. Muchos minerales de arcillas 2:1 tienen permanentemente carga negativa debido a sustituciones isomórficas de aluminio(III) por silicio (IV) en el plano de silica o sustitución de magnesio (II) por aluminio (III) en el plano de alúmina (Tabla 3).

En diversos estudios sobre las interacciones metal-arcilla se ha concluido que la capacidad de adsorción depende de la estructura de la arcilla (Brigatti, 2004), ya que por ejemplo en la esmectita la carga negativa en media celda unitaria es de -0.6 a -0.2, mientras que en las vermiculitas este valor se encuentra entre -0.9 a -0.6. En ambas arcillas la carga se balancea por cationes localizados en las intercapas. En las capas con electroneutralidad, los oxígenos se comportan como bases de Lewis, formando puentes de hidrógeno con agua. Cuando ocurren sustituciones isomórficas, los oxígenos basales muestran un exceso de carga.

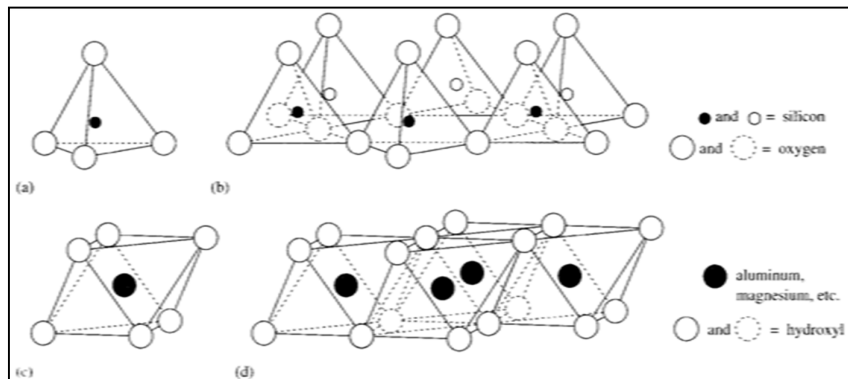


Figura 12. Estructura de arcillas a) tetraedro de sílice, b) estructura de hoja tetraédrica en una red hexagonal, c) unidad octaédrica y d) hoja octaédrica.

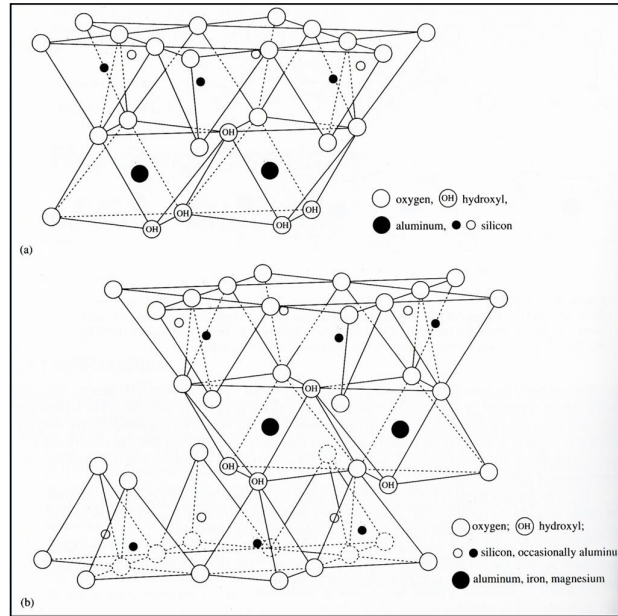


Figura 13. Estructura 1:1, compuesta de una capa de tetraedros y otra de octaedros unidas por oxígenos y grupos hidroxilo compartidos (se presenta en el grupo de caolinita y serpentina). b) Estructura 2:1, compuesta de 3 hojas tetraedro:octaedro:tetraedro ( se presenta en micas, esmectita, vermiculita y clorita)

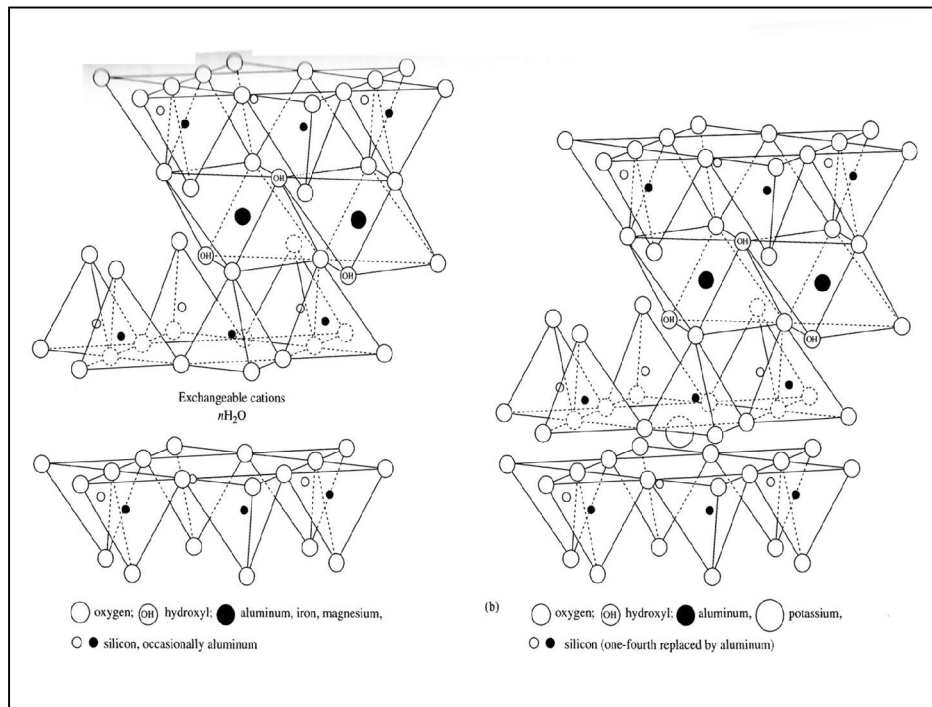


Figura 14. Estructura de a) montmorilonita y b) muscovita.

**Tabla 3. Estructuras y composiciones típicas de los silicatos más comunes.**

---

**Dioctaédricas**

---

*Estructura de 2 capas*

---

Grupo de la caolinita:  $\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$

Caolinita, nacrita, dickita y halosita (hidratada)

---

*Estructura de 3 capas*

---

Pirofillita:  $\text{Al}_2\text{Si}_4\text{O}_{10}(\text{OH})_2$

Grupo de la esmectita:  $\{\text{Na}, \text{Ca}_{0.5}\}_{0.7}(\text{Mg}, \text{Fe}, \text{Al})_4(\text{Al}, \text{Si})_8\text{O}_{20}(\text{OH})_4$

Montmorilonita:  $\{\text{Na}, \text{Ca}_{0.5}\}_{0.7}(\text{Mg}_{0.7}\text{Al}_{3.3})\text{Si}_8\text{O}_{20}(\text{OH})_4$

Tipo Wyoming:  $\{\text{Ca}_{0.5}\}(\text{Mg}_{0.5}\text{Fe}_{0.5}\text{Al}_3)(\text{Al}_{0.5}\text{Si}_{7.5})\text{O}_{20}(\text{OH})_4$

Tipo Cheto WY:  $\{\text{Ca}_{0.5}\}(\text{MgAl}_3)\text{Si}_8\text{O}_{20}(\text{OH})_4$

Beidelita:  $\{\text{Na}, \text{Ca}_{0.5}\}_{0.7}\text{Al}_4(\text{Al}_{0.7}\text{Si}_{7.3})\text{O}_{20}(\text{OH})_4$

$\{\text{Ca}_{0.5}\}\text{Al}_4(\text{AlSi}_7)\text{O}_{20}(\text{OH})_4$

Nontronita:  $\{\text{Na}, \text{Ca}_{0.5}\}_{0.7}(\text{Fe}^{3+})_4(\text{Al}_{0.7}\text{Si}_{7.3})\text{O}_{20}(\text{OH})_4$

$\{\text{Ca}_{0.5}\}(\text{Fe}_3^{3+}\text{Al})(\text{Al}, \text{Si}_7)\text{O}_{20}(\text{OH})_4$

Muscovita:  $\text{KAl}_2(\text{AlSi}_3\text{O}_{10})(\text{OH})_2$

Grupo de la illita:  $(\text{K}_{1.5-1.0})\text{Al}_4(\text{Al}_{1.5-1.0}\text{Si}_{6.5-7.0})\text{O}_{20}(\text{OH})_4$

Illita (promedio ideal):  $(\text{K}_{1.5})\text{Al}_4(\text{Al}_{1.5}\text{Si}_{6.5})\text{O}_{20}(\text{OH})_4$

Illita (composición típica):  $(\text{K}_{1.5})(\text{Mg}_{0.5}\text{Fe}_{0.5}^{3+}\text{Al}_3)(\text{AlSi}_7)\text{O}_{20}(\text{OH})_4$

Illita férrica:  $\text{K}(\text{Fe}_3^{3+}, \text{Al})(\text{Al}, \text{Si}_7)\text{O}_{20}(\text{OH})_4$

---

**Trioctaédricas**

---

*Estructuras de 2 capas*

---

Grupo de la serpentina:  $\text{Mg}_3[\text{Si}_2\text{O}_5](\text{OH})_4$

Lizardita, antigorita y crisotila

---

*Estructura de 3 capas*

---

Talco:  $\text{Mg}_3\text{Si}_4\text{O}_{10}(\text{OH})_2$

Grupo de vermiculita:  $\{\text{Mg}, \text{Ca}\}_{0.6-0.9}(\text{Mg}, \text{Fe}^{3+}, \text{Al})_{6.0}(\text{Al}, \text{Si})_8\text{O}_{20}(\text{OH})_4$

$\{\text{K}, \text{Mg}_{0.5}\}(\text{Mg}_{4.0}\text{Fe}^{3+}_{0.5}\text{Fe}^{2+}_{1.5})(\text{Al}_{1.5}\text{Si}_{6.5})\text{O}_{20}(\text{OH})_4$

Grupo de la esmectita:  $\{\text{Na}, \text{Ca}_{0.5}\}_{0.7}(\text{Mg}, \text{Fe}, \text{Al})_6(\text{Al}, \text{Si})_8\text{O}_{20}(\text{OH})_4$

Saponita:  $\{\text{Na}, \text{Ca}_{0.5}\}_{0.8}\text{Mg}_6(\text{Al}_{0.8}\text{Si}_{7.2})\text{O}_{20}(\text{OH})_4$

$\{\text{Ca}_{0.4}\}(\text{Mg}_{4.0}\text{Fe}_{1.6}^{2+}\text{Fe}_{0.3}^{3+}\text{Al}_{0.1})(\text{Al}_{1.2}\text{Si}_{6.8})\text{O}_{20}(\text{OH})_4$

Hectorita:  $\{\text{Na}, \text{Ca}_{0.5}\}_{0.7}(\text{Li}_{0.7}\text{Mg}_{5.3})\text{Si}_8\text{O}_{20}(\text{OH})_4$

Phlogopita:  $\text{KMg}_3(\text{AlSi}_3\text{O}_{10})(\text{OH})_2$

Biotita:  $\text{K}(\text{Mg}, \text{Fe})_3(\text{AlSi}_3\text{O}_{10})(\text{OH})_2$

Grupo de la clorita:  $(\text{Mg}, \text{Fe}^{2+}, \text{Fe}^{3+}, \text{Mn}, \text{Al})_{12}(\text{Al}, \text{Si})_8\text{O}_{20}(\text{OH})_{16}$

Sedimentaria:  $\text{Mg}_{5.0}\text{Fe}_{4.5}^{2+}\text{Fe}_{0.5}^{3+}\text{Al}_{2.0}(\text{Al}_{2.5}\text{Si}_{5.5})\text{O}_{20}(\text{OH})_{16}$

---

Específicamente los estudios incluyen las cinéticas de sorción y la identificación de la estructura química del metal unido a la arcilla, usando difracción de rayos X en polvos, concentraciones de metales por absorción atómica y estudios de espectroscopia de estructura fina por absorción de rayos X extendida (EXAFS) con el uso de un sincrotrón (Malferrari, 2007; Brigatti, 2004).

La cinética de adsorción de Cd(II) se estudió de manera individual con montmorilonita y vermiculita. Se realizó por un método de batch modificado siguiendo la concentración de Cd por 5 días, los resultados se ajustan a una cinética de segundo orden ( $1/C-1/C_0$ ) con constantes de velocidad del orden de  $10^{-1}$  mg/L s. La adsorción de Cd ocurre a través del intercambio de los cationes que ocupan las posiciones interplanares y la adsorción en los sitios octaédricos desprotonados en los vértices del mineral de arcilla formando complejos H<sub>2</sub>O- metal (Malferrari, 2007).

Otra forma de encontrar información sobre el mecanismo de retención de metales en arcillas es por medio de cinéticas de adsorción-desorción como en el caso de Cu(II), donde los estudios de EXAFS indicaron que el cobre se enlaza a la montmorilonita formando dímeros o una combinación de dímeros y monómeros unidos por los grupos hidroxilo o átomos de oxígeno de la superficie del mineral. El cobre adsorbido en la carga permanente de la arcilla forma un complejo de esfera externa rodeado de una capa de moléculas de agua (Brigatti, 2004).

En estudios reportados en 2008 por Sajidu y colaboradores en la búsqueda de técnicas económicas y con materiales disponibles en la región, se analizó la adsorción de manera individual de cromo(III), cadmio(II), cobre(II), mercurio(II), plomo(II) y zinc(II) en arcillas alcalinas. Éstas poseían altos puntos de carga cero pHPZC de 9.63, favoreciendo las reacciones de hidrólisis de los metales y la precipitación. Los materiales adsorbentes fueron caracterizados previamente e identificada la presencia de illita, caolinita y fluoroapatita entre otros minerales.

La evidencia encontrada de su eficacia fue por medio de experimentos de espectroscopia de estructura fina por absorción de rayos X extendida (EXAFS) que corroboró que la arcilla promueve la hidrólisis de los metales

que precipitan y son posteriormente adsorbidos en la superficie de la arcilla (Sajidu, 2008).

En 2008 se reportó el uso de una roca natural de fosfato (>12 % P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) como adsorbente en estudios multi-componente de Pb(II), Cu(II) y Zn(II), los resultados siguieron un modelo de Langmuir y se obtuvo una capacidad de fijación de Pb(II), Cu(II) y Zn(II) de 227.2, 769.2 y 666.6 μmolg<sup>-1</sup> respectivamente (Prasad, 2008).

La primera parte del estudio incluyó la caracterización del adsorbente (porosidad, dureza, gravedad específica, área superficial, capacidad de intercambio catiónico, porosidad y composición química), así como las isothermas (experimentos tipo batch) para la elucidación del mecanismo de adsorción. El mecanismo de adsorción se estudió por medio de difracción de Rayos-X de polvos con la identificación de nuevas fases y complejación superficial (Prasad, 2008).

Siguiendo con los reportes de trabajos realizados con adsorbentes de origen natural se informó de un estudio realizado para la adsorción de Zn(II) en escoria (roca piroclástica vesicular de composición basáltica). En el trabajo se realizaron experimentos de cinética y equilibrio. Los resultados indicaron que la capacidad de sorción y afinidad del material por Zn(II) es mayor que con el carbón activado. Además, la capacidad de sorción disminuye al disminuir la concentración inicial de Zn(II) y la relación sorbato/sorbente (Kwon, 2005). Los datos obtenidos se ajustaron a la ecuación de Lagergren usada también por Mohan y Singh para la adsorción de cadmio y zinc de forma individual y multicomponente en un residuo de bagazo como alternativa de sustratos naturales para ser usados en tratamiento de aguas (Mohan, 2002). El modelo se expresa según la ecuación 1 (cinética de primer orden):

$$\log(q_e - q) = \log q_e - k_{ad} * \frac{t}{2.303} \quad \text{ecuación 1}$$

donde q es la cantidad (mg/g de adsorbente) de metal removido al tiempo t, q<sub>e</sub> es la cantidad (mg/g de adsorbente) removida al equilibrio y k<sub>ad</sub> (min<sup>-1</sup>) es la constante de velocidad de adsorción.

Los datos de las cinéticas también se ajustan al modelo de Langmuir, ecuación 2 forma no lineal y 3 forma lineal,

$$q_e = \frac{Q^o b C_e}{1 + b C_e} \quad \text{ecuación 2}$$

$$\frac{C_e}{q_e} = \left( \frac{1}{Q^o b} \right) + \left( \frac{1}{Q^o} \right) C_e \quad \text{ecuación 3}$$

donde  $q_e$  es la cantidad de soluto adsorbido por unidad de adsorbente (mg/g),  $C_e$  es la concentración de soluto en la solución al equilibrio (mg/L),  $Q^o$  es la capacidad de adsorción de monocapa (mg/g) y  $b$  es una constante relacionada con la energía libre de adsorción, también es el recíproco de la concentración media de saturación.

Así como al modelo de Freundlich, ecuación 4 forma no lineal y 5 forma lineal,

$$q_e = K_F C_e^{1/n} \quad \text{ecuación 4}$$

$$\log q_e = \log K_F + \frac{1}{n} \log C_e \quad \text{ecuación 5}$$

donde  $q_e$  es la cantidad de soluto adsorbido por unidad de adsorbente (mg/g),  $C_e$  es la concentración de soluto en la solución al equilibrio (mg/L),  $K_F$  es una constante relativa a la capacidad de adsorción (mg/g) y  $1/n$  es la constante indicativa de la intensidad de adsorción.

En los estudios realizados para evaluar opciones de materiales naturales y de bajo costo se han hecho experimentos aislados de adsorción en algas (Matheickal, 1999), hojas (Salim, 1992) en materiales de desecho de agricultura (Orhan, 1993), pero los estudios más extensos, como ya se mencionó son los realizados en arcillas.

### **III.5. Tratamientos activos**

Contrario a los tratamientos pasivos que utilizan “materiales geológicos naturales” para la inmovilización de los contaminantes, los tratamientos activos implican el uso de reactivos químicos, cementantes y aglomerantes para lograr la estabilización/solidificación de los contaminantes.

Se encuentran disponibles dos revisiones extensas del proceso de estabilización/solidificación (Corner y Hoefner, 1998).

Los procesos y técnicas de estabilización/solidificación han sido aceptados como una importante tecnología ambiental. Actualmente existen diversos usos de estas técnicas para el tratamiento de residuos peligrosos generados por la industria y residuos sólidos en general.

Las definiciones aceptadas por la EPA para la técnica son:

**Estabilización:** Se refiere a las técnicas que reducen el potencial tóxico del residuo, convirtiendo a los contaminantes en formas menos solubles, móviles o tóxicas. La naturaleza física y las características de manejo del residuo no necesariamente se modifican con la estabilización.

**Solidificación:** Se refiere a las técnicas del encapsulamiento del residuo en un sólido de alta integridad estructural. La encapsulación puede ser de partículas finas (micro encapsulamiento) o un bloque grande o contenedor de residuos (macro encapsulamiento). La solidificación no necesariamente involucra una interacción química entre los residuos y los agentes para solidificación, pero hay una unión mecánica entre los residuos y el sólido. La migración de los contaminantes disminuye debido a la disminución del área de exposición superficial al proceso de lixiviación.

Existen diferentes procesos de estabilización/solidificación los cuales pueden catalogarse de manera general como:

Procesos químicos:

- Cemento
- Procesos puzolánicos
- CaO
- Fosfato
- Aditivos
- Otros



Procesos físicos:

Los procesos físicos no involucran reacciones químicas. Su funcionamiento se basa en la adsorción o absorción del residuo en la superficie o dentro de los poros, o un encapsulamiento en la matriz, cubriendo y dispersando las partículas del residuo en la matriz, aislando el residuo del ambiente.

Procesos térmicos:

- Encapsulación con polímeros termoplásticos
- Vitrificación

Las técnicas más usadas son los procesos químicos específicamente:

Cemento portland

Cemento/cenizas volantes

Cemento/silicato soluble

Cal/cenizas volantes

Polvo de hornos

Fosfatos

Los diferentes procesos exhiben diferentes reacciones de formación y de curado, la mayoría de los sistemas inorgánicos comerciales, solidifican por medio de reacciones similares a las presentadas en la tecnología del cemento portland, estos materiales desarrollan una gran diversidad de fuerza y durabilidad, dependiendo de los tipos de desechos, contenido de agua, tipo de reactivos, proporción de los reactivos, tiempo de curado y la temperatura. Los productos obtenidos a partir de los procesos de estabilización/solidificación pueden ser suaves, como suelos, hasta concretos monolíticos, ya que por ejemplo en un relleno, el material compacto es preferible.

Las reacciones puzolánicas ocurren entre materiales silíceos amorfos y cal, lo que da lugar a silicatos de calcio hidratados. La reacción se esquematiza a continuación:



Además de la simple solidificación, la técnica de estabilización/solidificación debe fijar metales y/o inmovilizar compuestos orgánicos.

Para el caso de los metales, existen factores que influyen en el mecanismo de inmovilización. Entre los factores determinantes se encuentra el pH, la especiación química y el Eh.

Una estrategia usada para lograr la optimización del proceso de estabilización/solidificación es la identificación de las especies tóxicas, y la disminución de la solubilidad de dichas especies, por cambios de pH o formación de oxoaniones (Akhter, 1997). Por ejemplo, se ha identificado que en condiciones ligeramente ácidas o alcalinas el arsénico se encuentra relativamente inmóvil debido a fenómenos de hidrólisis y co-precipitación (Benzaazoua, 2004). Los elementos Fe, Co, Ni, Pb y Zn en solución reaccionan con los aniones solubles de arseniato para formar arseniats estables como: escorodita  $\text{FeAsO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ , eritrita  $(\text{Co},\text{Ni})_3(\text{AsO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$ , annabergita  $\text{Ni}_3(\text{AsO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$ , beaundantita  $\text{PbFe}_3(\text{AsO}_4)(\text{SO}_4)(\text{OH})_6$  y adamita  $\text{Zn}_2(\text{AsO}_4)(\text{OH})$ . Estos minerales secundarios permanecen estables en pH neutros y ligeramente básicos.

Adicionalmente se reporta un estudio del tratamiento de suelos contaminados con As, los cuales contenían aproximadamente 2 000 ppm de As, después del proceso de estabilización/solidificación el As soluble es menor a 5 mg/L. El éxito del proceso permitió obtener un residuo menos permeable que el mismo material antes del tratamiento, disminuyendo su toxicidad, el resultado se dio debido a la cantidad de Fe presente en el suelo y las condiciones oxidantes, que permitieron la formación de sales insolubles de As(V) con Fe o la adsorción sobre las superficies de minerales de Fe. Una condición adicional es que las características arenosas del suelo permitieron que no hubiera interferencia con el proceso de hidratación del cemento (Akther, 2000). En el año 2000 se reportó la aplicación del proceso anterior en la remediación de 3 300 m<sup>3</sup> de suelo contaminado con As, el proceso usó cemento portland tipo I y sulfato de Fe(II), los estudios espectroscópicos identificaron la formación normal de una matriz hidratada de cemento (Miller, 2000).

El manejo de residuos como rellenos, o por medio de confinamientos es sugerido cuando como en el caso del arsénico no se pueda reciclar, ya que la oferta excede la demanda. Por lo que la inmovilización de los residuos y su uso como relleno es la mejor opción, pero se deben seguir normatividades que aseguren la inmovilización de los residuos tóxicos, principalmente siguiendo el proceso de estabilización/solidificación con cemento (Dutre, 1998; Benzaazoua, 2004).

No existen muchos reportes del uso de la técnica de estabilización/solidificación directamente sobre residuos (Shih, 2003). Se usó la técnica de estabilización/solidificación directamente sobre un residuo de una fundición de cobre. El residuo contenía de 2-40 % de As, el pH era extremadamente ácido (1.8- 3.6), la especiación indica que se trataba de As (III) o  $As_2O_3$ , el 50 % de las partículas tenían un tamaño menor a 2 mm. El arsénico era fácilmente extraíble, por lo que usaron una dosis alta de cemento y cenizas, pasando las pruebas de lixiviación de As, pero se presentaba una acumulación de As con lixiviaciones sucesivas. Se trataron 700 toneladas de residuos *in situ*. En general se sabía que la eficacia de la técnica de estabilización/solidificación depende de la cantidad de cemento usada, tipos y cantidad de aditivos o enlazantes como cenizas, cal o sales de hierro (Dutre, 1998), las especies de As presentes (Akhter, 1997), en específico el uso de cal reduce la concentración de arsénico lixiviable por la formación de  $CaHAsO_3$  (Dutre, 1998) en los residuos que contienen As(III) y  $Ca_3(AsO_4)_2$  o  $NaCaAsO_4 \cdot 7.5 H_2O$  cuando contienen As (V) (Akhter, 1997).

#### IV. METODOLOGÍA

La Figura 15 presenta el diagrama de flujo de la metodología seguida, de manera general consistió en tres etapas: a) Muestreo y caracterización de residuos metalúrgicos y suelos contaminados, b) Desarrollo de tratamientos activos para la estabilización de suelos contaminados, y c) Desarrollo de tratamientos pasivos para estabilización de residuos y suelos.

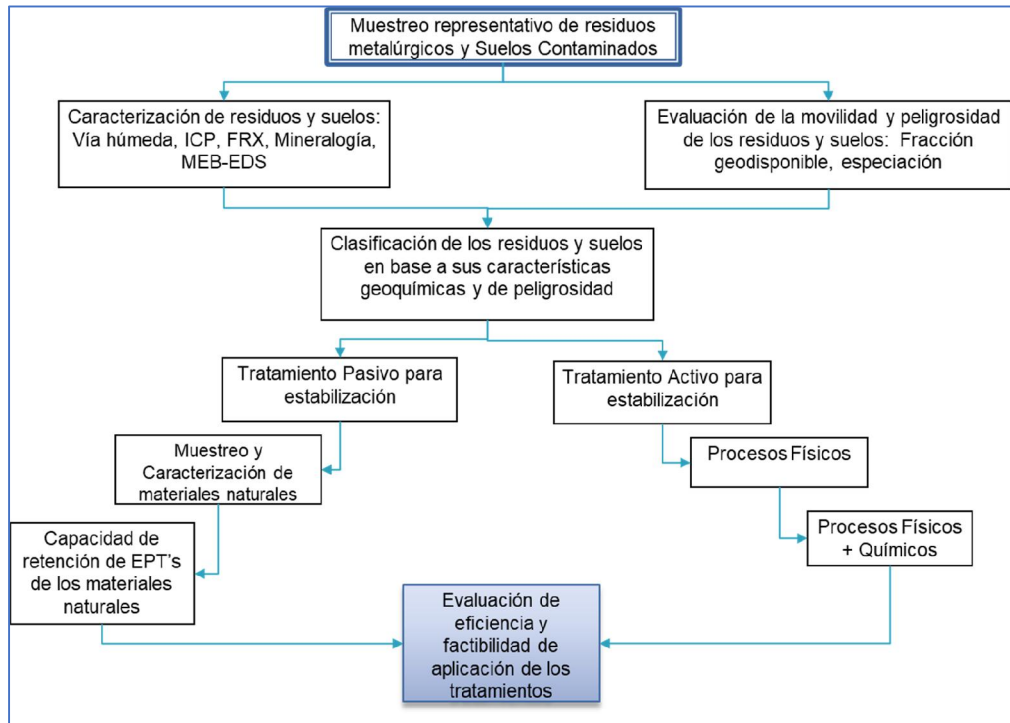


Figura 15. Diagrama de flujo de la metodología utilizada

##### IV.1. Muestreo

Se colectaron un total de 381 muestras distribuidas de la siguiente manera:

- Residuos metalúrgicos = 44 muestras
- Suelos dentro de la zona que se presume “contaminada” = 309 muestras
- Suelos dentro de la zona “no contaminada” = 12 muestras (valores de fondo)

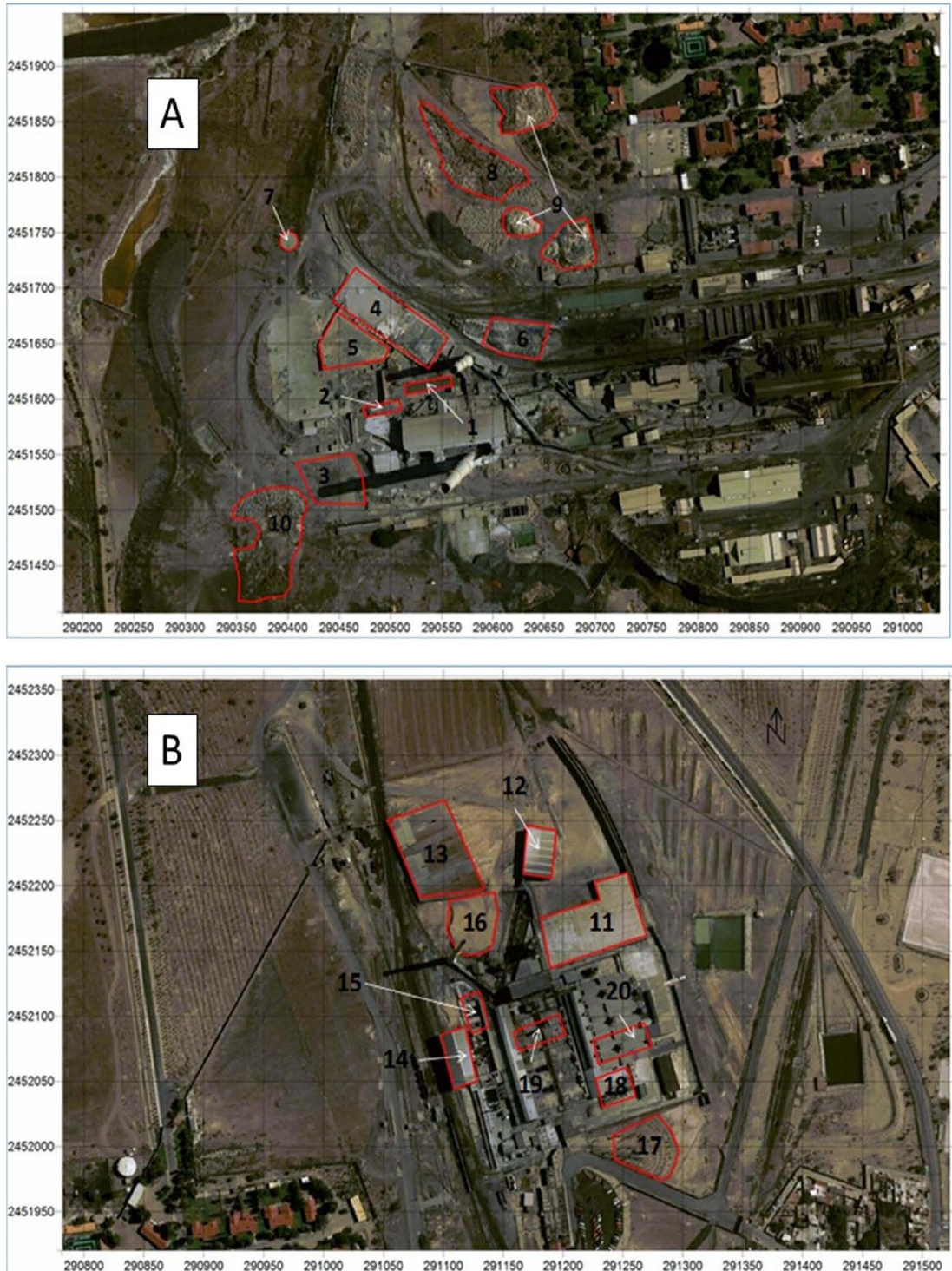
- Materiales que pueden ser utilizados para la remediación, tratamiento pasivo = 11 muestras
- Muestras compuestas de suelos contaminados para pruebas de tratamiento activo = 5 muestras

#### **IV.1.1. Residuos metalúrgicos**

Los residuos metalúrgicos se identificaron en 20 áreas, en los terrenos que ocuparon las antiguas plantas de cobre y arsénico (Tabla 4 y Figuras 16, 17 y 18). De acuerdo con los cálculos se estima un total aproximado de 176 298 m<sup>3</sup> de estos residuos metalúrgicos. Se colectaron un total de 44 muestras distribuidas en las 20 áreas identificadas. La cantidad de muestras de cada área estuvo en función del volumen y la heterogeneidad visible de los residuos y varió de 1 hasta 6 (Tabla 4).

**Tabla 4. Volumen de residuos y cantidad de muestras colectadas en las diferentes áreas donde se identificaron residuos metalúrgicos, en los terrenos de las antiguas plantas de cobre y arsénico**

Área	Volumen	Cantidad muestras
	m <sup>3</sup>	
1	1 056	3
2	120	1
3	3 600	2
4	16 380	2
5	14 500	2
6	6 800	1
7	603	1
8	48 970	3
9	24 950	4
10	1 800	6
11	22 578	5
12	28	1
13	14 742	4
14	864	1
15	1 008	1
16	2 299	1
17	8 000	2
18	1 404	2
19	5 076	1
20	1 520	1
<i>Total</i>	<i>176 298</i>	<i>44</i>



**Figura 16. Áreas donde se identificaron y muestrearon los residuos metalúrgicos: (A) Terrenos de la antigua planta de cobre y (B) Terrenos de la antigua planta de arsénico.**



**Figura 17. Fotografías de las 10 áreas de residuos metalúrgicos en los terrenos de la antigua planta de cobre**



**Figura 18. Fotografías de las 10 áreas de residuos metalúrgicos en los terrenos de la antigua planta de arsénico**

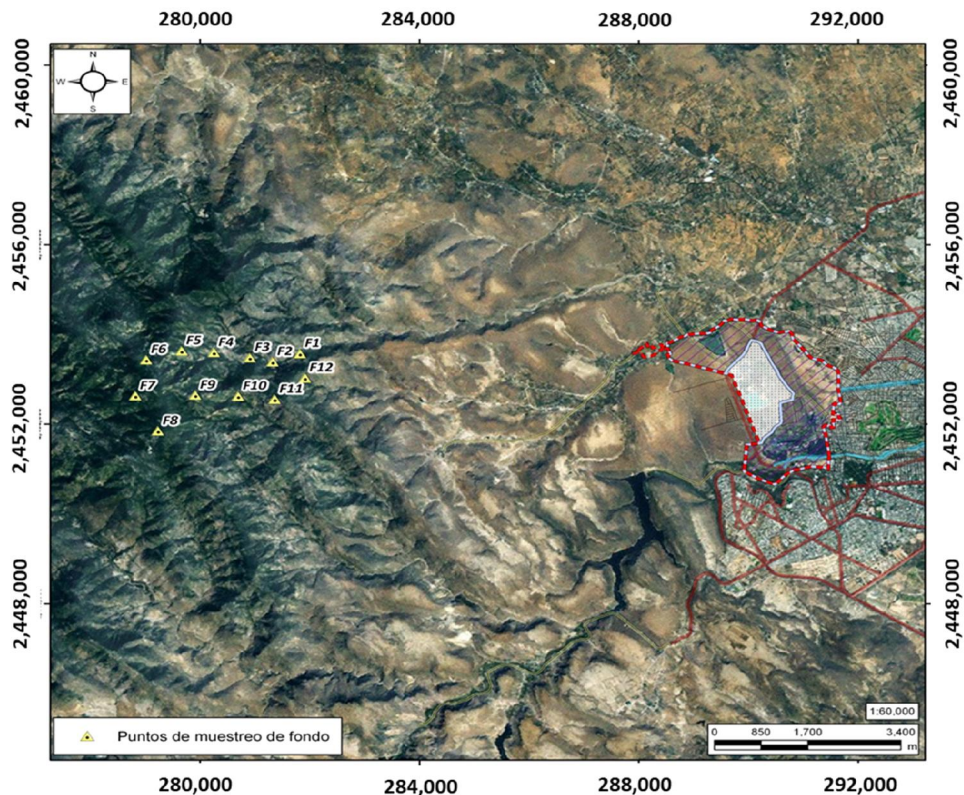


#### IV.1.2. Suelos dentro de la zona de estudio

Se realizaron tres tipos de muestreo, de acuerdo con lo señalado en la Norma Mexicana NMX-AA-132-SCFI-2006<sup>2</sup>: (i) Muestreo de fondo, (ii) muestreo exploratorio y (iii) muestreo de detalle.

##### A) Muestreo de fondo

Se colectaron 12 muestras simples superficiales (0-5 cm) en la zona “no contaminada” fuera de la influencia de los residuos metalúrgicos de las antiguas plantas de arsénico y cobre, a 10 km del predio en dirección oeste (Figura 19).



**Figura 19. Ubicación de los sitios de muestreo de suelos de la zona “no contaminada” para determinar los valores de fondo naturales de los contaminantes de interés. La zona de estudio está delimitada por la línea punteada de color rojo. Se excluye la planta de zinc (polígono blanco).**

<sup>2</sup> Norma Mexicana NMX-AA-132-SCFI-2006, que establece el procedimiento para el muestreo de suelos, la identificación y la cuantificación de metales y metaloides, y manejo de la muestra

Con el fin de que estas muestras sirvan para determinar los valores de fondo naturales de los contaminantes de interés, y que puedan ser utilizados como niveles de referencia, que permitan la identificación de suelos contaminados y no contaminados, de la zona de estudio; se consideró:

- (i) la geología del sitio de muestreo de fondos, similar a la zona de estudio con el fin de que los valores reflejen la composición de las rocas madres.
- (ii) que los sitios de muestreo se localicen en zonas donde los suelos no han podido ser afectados por la dispersión eólica o hídrica de los residuos metalúrgicos de las antiguas planta de arsénico y cobre.

El Anexo 6 presenta fotografías de las zonas de muestreo y sus respectivas coordenadas de ubicación.

## **B) Muestreo exploratorio**

Con el fin de identificar a los contaminantes prioritarios y delimitar las zonas con diferente grado de contaminación se realizó el muestreo exploratorio. De acuerdo con la NMX-AA-132-SCFI-2006, durante el muestreo exploratorio se deben tomar muestras superficiales y sub-superficiales.

### **B.1) Muestras superficiales de suelo en la etapa del muestreo exploratorio**

Para determinar el número de muestras se empleó la ecuación 1 de la NMX-AA-132-SCFI-2006:

$$Y = X^{0.3} * 11.71 \quad \text{Ecuación 6}$$

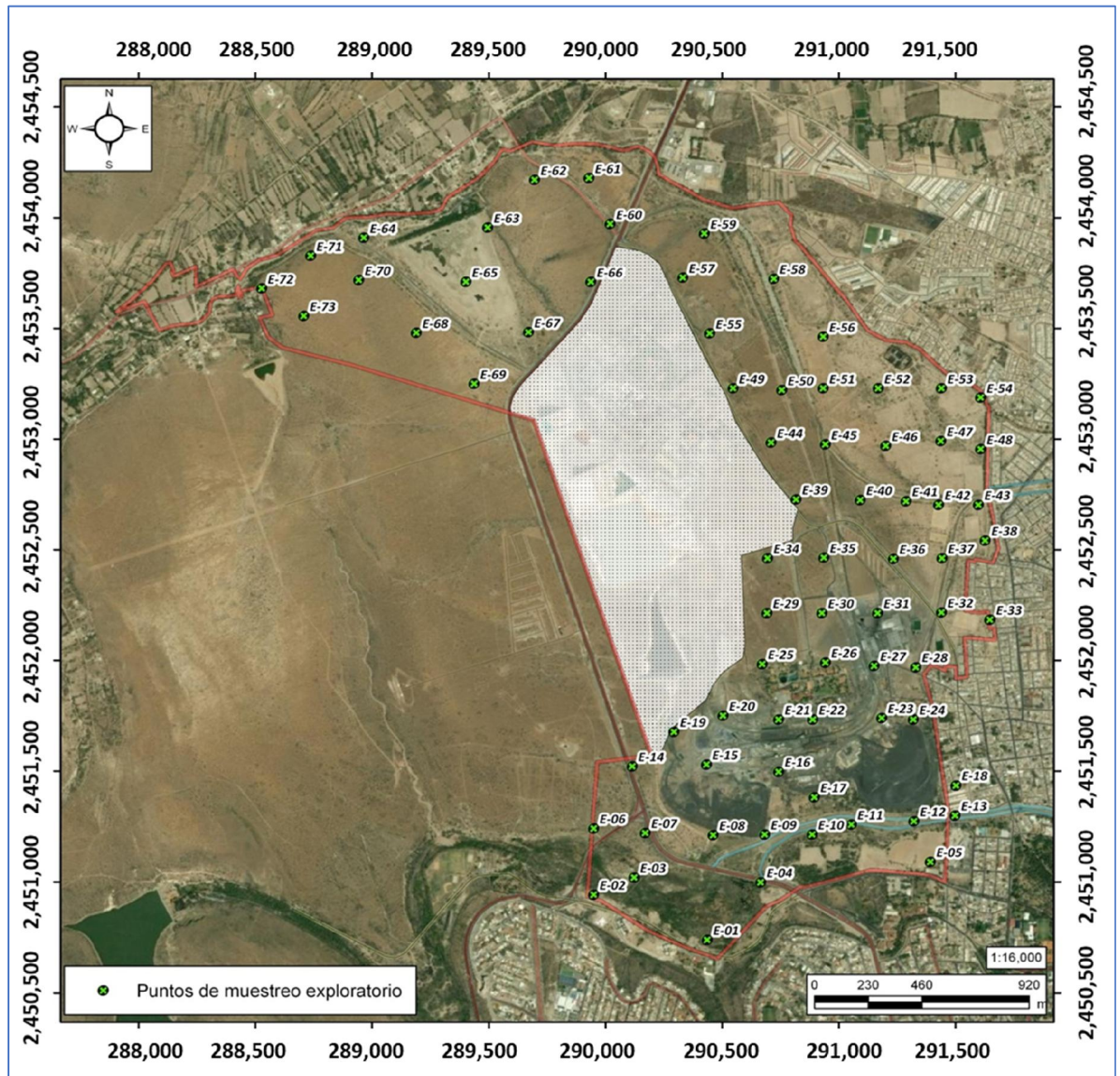
Donde:

Y = número mínimo de puntos de muestreo

X = superficie del suelo de la zona de estudio expresada en hectáreas

Tomando en cuenta que la superficie del predio que se presume contaminada es de 450 hectáreas, la aplicación de la ecuación 1 indica que se deben coleccionar un total de 73 muestras superficiales y simples.

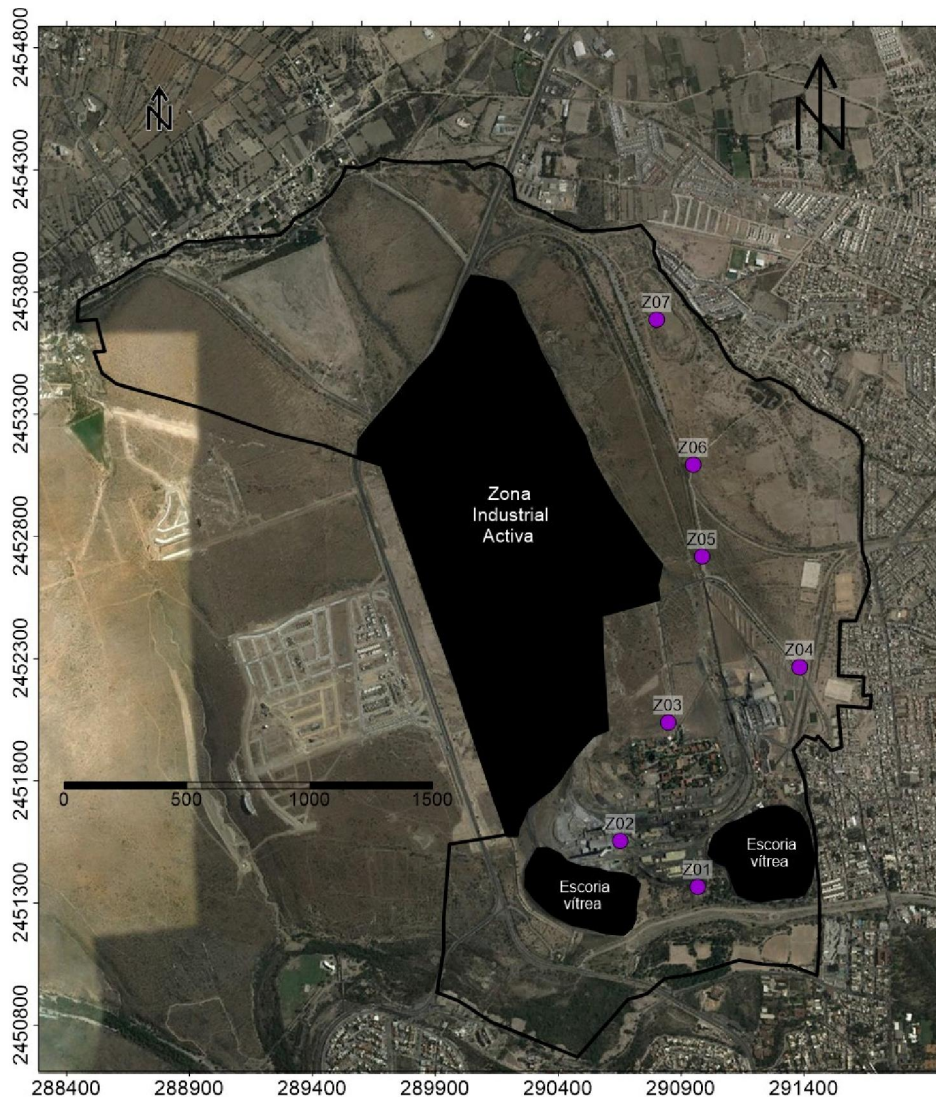
Las 73 muestras se distribuyeron en la zona de estudio en una malla regular de aproximadamente 250 x 250 m, quedando excluidas las zonas con infraestructura, así como las áreas de depósito de residuos. La distribución de las muestras superficiales del muestreo exploratorio se puede observar en la Figura 20.



**Figura 20. Ubicación de puntos muestreo exploratorio de suelo superficial**

## B.2) Muestras de suelo sub-superficial en la etapa del muestreo exploratorio

Para la obtención de muestras de suelo sub-superficial se excavaron 7 zanjas y se colectaron 50 muestras simples conforme a la Norma Mexicana NMX-AA-132-SCFI-2006. La profundidad máxima de las zanjas fue de 2.0 m, con excepción de las zanjas donde la excavación estuvo limitada por la presencia de roca firme.



**Figura 21. Ubicación de las zanjas excavadas para el muestreo exploratorio de suelo sub-superficial**

La ubicación de las zanjas (Figura 21) se determinó de acuerdo con el juicio del experto y con base en el análisis de la información generada a partir del

muestreo superficial. Las muestras se tomaron en intervalos de 0.25 m para cada zanja.

### **C) Muestreo de detalle**

Se realizó el muestreo de detalle con el fin de generar datos para la propuesta de remediación de los suelos con diferente grado de contaminación.

Considerando los resultados del muestreo exploratorio, se realizó una zonificación con el fin de identificar las áreas con diferente grado de contaminación, lo que permitió dividir la zona de estudio en las siguientes zonas: (i) Zona “a”: muy afectada por la presencia de los contaminantes prioritarios, que corresponde a los terrenos donde se ubicaron las antiguas plantas de cobre y arsénico y (ii) Zona “b”: poco afectada por la presencia de los contaminantes prioritarios.

En la Zona “a” (superficie  $\approx$  116 hectáreas), donde los suelos están muy afectados, se hizo un muestreo más intenso. Se colectaron un total de 106 muestras compuestas. El método de muestreo aplicado fue el sistemático. Las muestras se distribuyeron regularmente en una retícula de 100 m x 100 m (Figura 22).

Para el caso de la Zona “b” (superficie total  $\approx$  317 hectáreas), que abarca áreas poco afectadas, se colectaron 80 muestras compuestas. El método de muestreo seleccionado fue el sistemático. Las muestras se distribuyeron de forma sistemática en una retícula de 200 m x 200 m (Figura 22).

Las muestras compuestas de suelo, en esta etapa de detalle, se conformaron con 5 muestras simples distribuidas en forma de tresbolillo, considerando un cuadrado con una superficie de 1 m<sup>2</sup> (Figura 23).

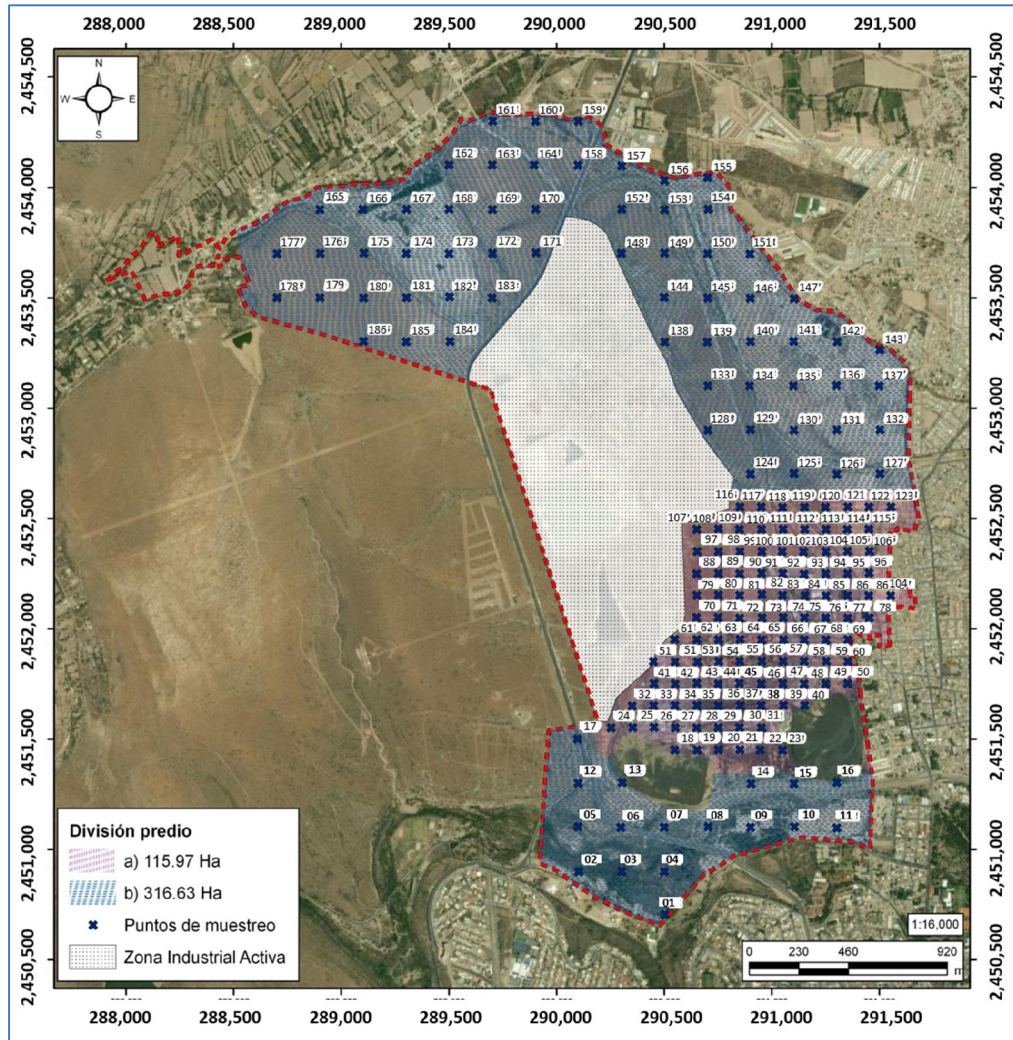


Figura 22. Ubicación de puntos para la colecta de muestras compuestas de suelo superficial (muestreo de detalle)

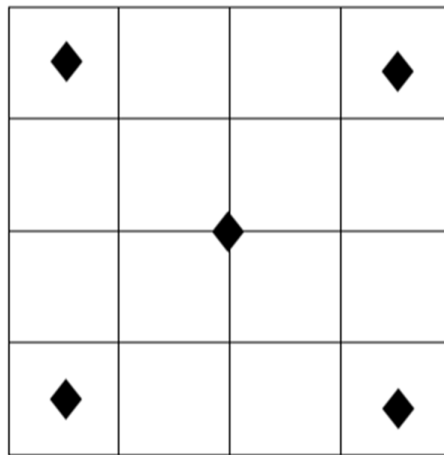


Figura 23. Distribución de las 5 muestras simples, en forma de tresbolillo, en cuadrado con una superficie de 1 m<sup>2</sup>, para formar una muestra compuesta de suelo.

### **IV.1.3. Materiales que pueden ser utilizados para la remediación**

Considerando un posible escenario de que los residuos metalúrgicos y suelos contaminados puedan lixiviar elementos tóxicos, se plantean dos posibles opciones de tratamiento: pasivo y activo.

Los dos métodos de tratamientos (activos y pasivos) se basan en procesos físicos y químicos que tienen como objetivo modificar favorablemente ciertas características de los lixiviados, que se pueden formar tanto en los residuos como en los suelos contaminados.

La diferencia es que en tratamiento pasivo se pretende el tratamiento "natural" (uso de materiales geológicos naturales) de los lixiviados, con elementos tóxicos, y pretenden funcionar con actividades mínimas de mantenimiento, por lo que son de bajo costo, fácil operación y amigables con el medio ambiente. En cambio, los "tratamientos activos" involucran el proceso de retención de elementos tóxicos mediante el uso de reactivos químicos, que implica un alto costo de los reactivos que se deben utilizar.

#### **IV.1.3.1. Suelos contaminados empleados en el tratamiento activo**

Los tratamientos activos estudiados fueron: Físico, químico y físico-químico.

Para realizar las pruebas que permitieron valorar los diferentes métodos de tratamiento activo, se formaron 5 muestras compuestas a partir de muestras de suelo obtenidas en el muestreo exploratorio. La Figura 24 presenta los grupos formados para obtener las 5 muestras compuestas empleadas en estas pruebas.

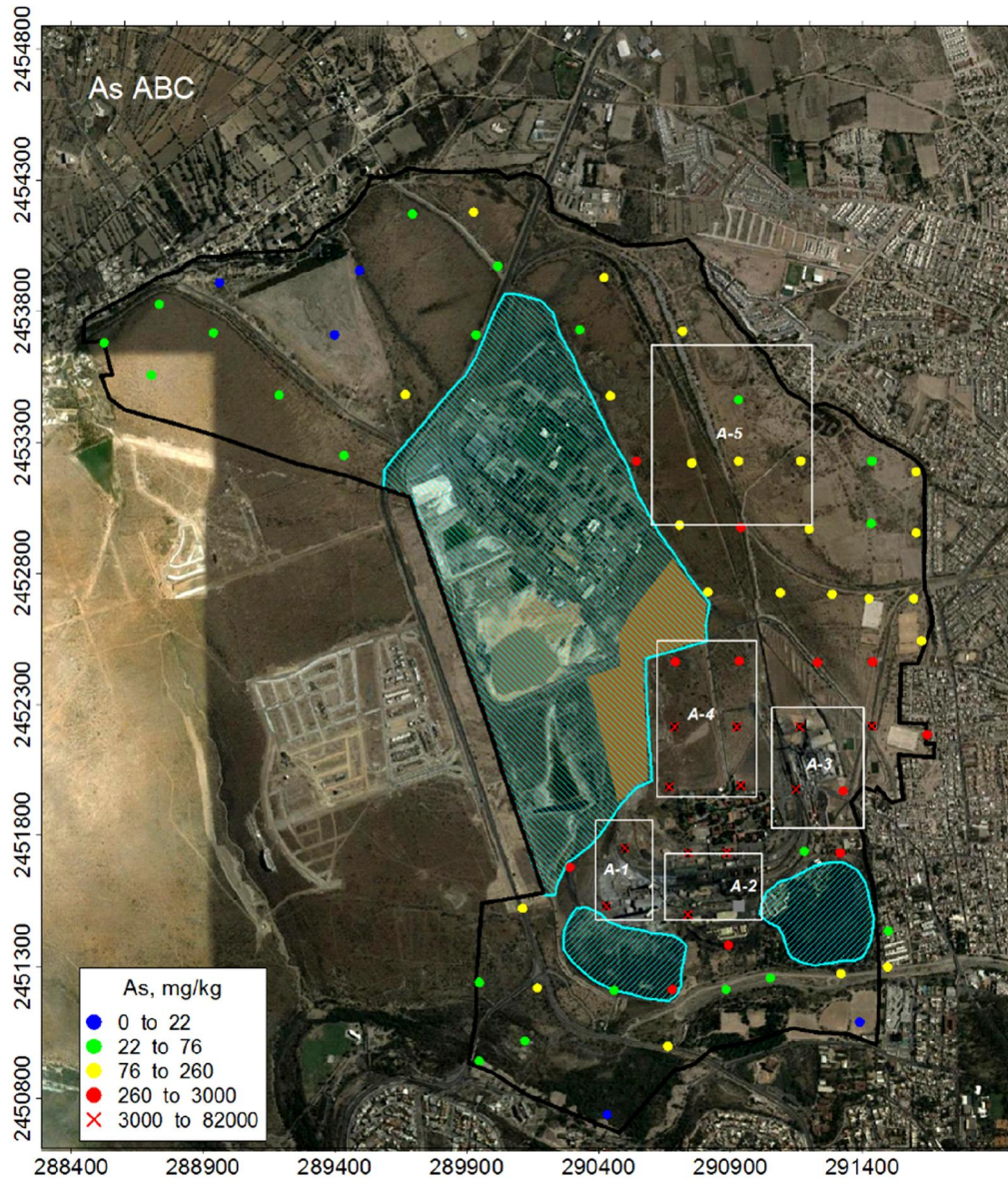


Figura 24. Formación de muestras de suelo superficial compuestas para pruebas de tratamiento activo de estabilización de As, Cd y Pb

#### IV.1.3.2. Materiales geológicos empleados en el tratamiento pasivo

Se estudiaron diferentes materiales geológicos que se puedan utilizar como filtro geoquímico con la capacidad de controlar posibles lixiviados vía la retención de sus contaminantes disueltos. Este mecanismo puede evitar la contaminación de suelos, subsuelos y cuerpos de aguas superficiales y subterráneos.



Con base en observaciones de campo se seleccionaron algunos bancos de materiales geológicos cercanos a las antiguas plantas de arsénico y cobre. En estos bancos se colectaron muestras de los materiales geológicos para valorar su utilidad en la construcción de filtros geoquímicos para el control de la movilidad de elementos potencialmente tóxicos asociados a los residuos metalúrgicos y suelos contaminados de las antiguas plantas de arsénico y cobre.

Se colectaron un total de 11 muestras, cuya ubicación se muestra en la Figura 25. De acuerdo con la descripción de campo, estas muestras corresponden a suelos riolíticos que se explotan en bancos de materiales para la construcción.

Adicionalmente se colectó un material denominado jarosita que corresponde a un residuo de la planta electrolítica de zinc, que se localiza al oeste inmediatos de las antiguas plantas de arsénico y cobre. Este material se colectó debido a su contenido de minerales secundarios de hierro, que han sido reportados como buenos candidatos para la retención de elementos potencialmente tóxicos.

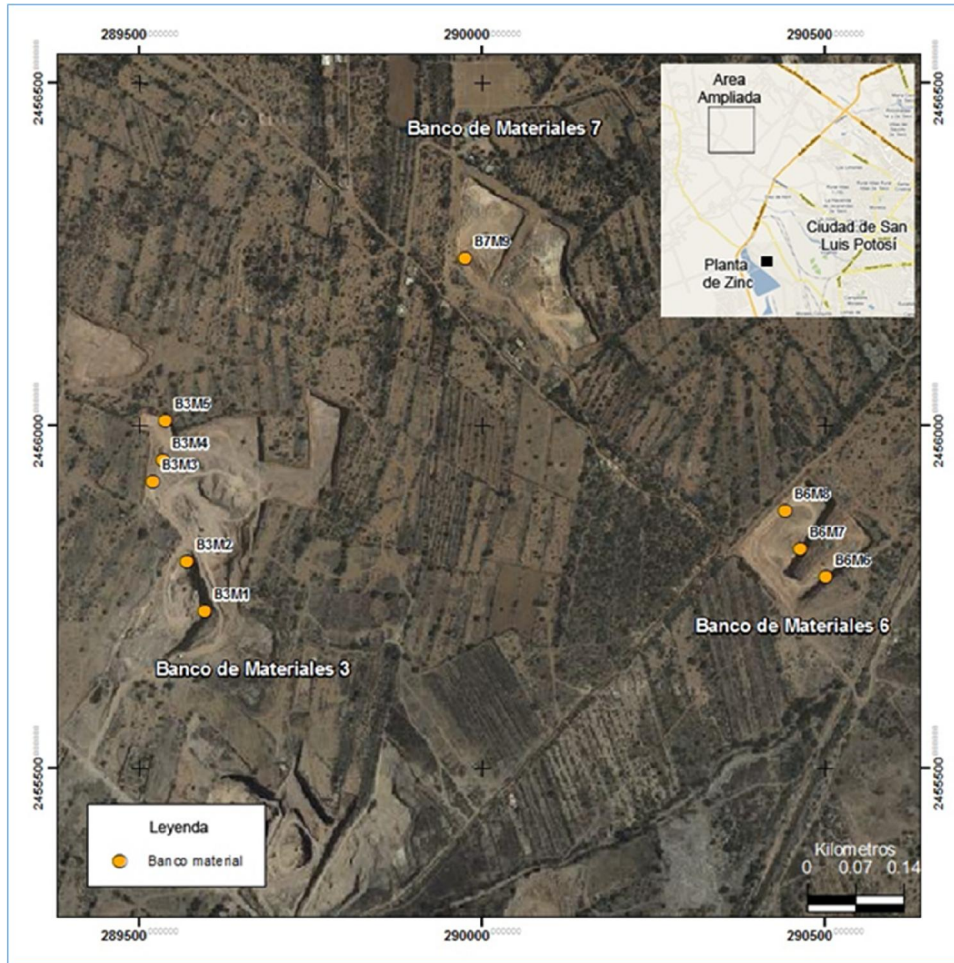
#### **IV.2. Pruebas y análisis de laboratorio**

Los parámetros analizados en el laboratorio<sup>3</sup>, tanto para muestras obtenidas en campo, como para las generadas en los diferentes experimentos fueron: pH, conductividad eléctrica, potencial redox, concentraciones totales y geodisponibles por ICP-OES, concentraciones totales por Fluorescencia de Rayos X (FRX)

Se identificaron las especies mineralógicas o fases predominantes en las diferentes muestras mediante difracción de rayos X y microscopía electrónica de barrido acoplada con espectrometría de rayos X por energía dispersa (MEB-EDX).

---

<sup>3</sup> Los análisis se llevaron a cabo en el Laboratorio de Geoquímica Ambiental, perteneciente al Laboratorio Nacional de Geoquímica y Mineralogía, del Instituto de Geología y en el Laboratorio de Biogeoquímica Ambiental de la Facultad de Química, ambos de la Universidad Nacional Autónoma de México.



**Figura 25. Ubicación de sitios de muestreo de materiales geológicos para la construcción de filtros geoquímicos que sirvan para el control de la movilidad de elementos potencialmente tóxicos asociados a los residuos metalúrgicos y suelos contaminados de las antiguas plantas de arsénico y cobre**

#### **IV.2.1. Preparación de muestras**

Las muestras fueron secadas a temperatura ambiente. Posteriormente fueron disgregadas y tamizadas por malla 10 (2 mm). Mediante la técnica de cuarteo se obtuvo una sub muestra de aproximadamente medio kilogramo, la cual fue empleada para los diferentes análisis que requieren una tamaño de muestra mayor a 2 g: pH, CE, geodisponibles, especiación, así como experimentos de isotermas de sorción (ISO, 2006).

Para análisis que requirieron menos de 2 gramos de muestra, se obtuvo una sub muestra por cuarteo de aproximadamente 100 g. En seguida la muestra

fue pulverizada en molino de discos de carburo de tungsteno, hasta alcanzar una malla de 149 micras (malla 100) (ISO, 2006).

#### **IV.2.2. Parámetros generales.**

El pH, la conductividad eléctrica (C.E.) y el potencial redox (Eh) se determinaron en una suspensión preparada utilizando una relación sólido:líquido de 1:5. Las suspensiones se agitaron durante 15 minutos, de acuerdo con el método 9045C (US-EPA, 1995) en el caso del pH y Eh; y para la C.E. el método indicado en el SSSA Book No.5 parte III (1996). Las lecturas de pH y Eh se realizaron con un potenciómetro BECKMAN modelo  $\Phi$  720, utilizando el respectivo electrodo combinado mientras que las de conductividad eléctrica, se realizaron con un conductímetro CORNING modelo 441.

#### **IV.2.3. Concentración total de elementos mediante espectroscopia óptica de plasma inductivamente acoplado (ICP-OES)**

En todas las muestras se analizaron los siguientes elementos potencialmente tóxicos, regulados en la Norma "NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004": arsénico (As), bario (Ba), berilio (Be), cadmio (Cd), cromo (Cr), níquel (Ni), plata (Ag), plomo (Pb), selenio (Se), talio (Tl) y vanadio (V). Adicionalmente, se analizaron elementos indicadores como: cobre (Cu), hierro (Fe) y zinc (Zn).

Estos análisis se realizaron por espectroscopia de emisión atómica inductivamente acoplada a plasma (ICP-OES), utilizando un equipo Thermo electron corporation, IRIS INTREPID II XSP Duo, de acuerdo al método estandarizado EPA 6010C (EPA, 2000).

#### **IV.2.4. Concentración total de elementos mediante fluorescencia de rayos X (FRX)**

Las concentraciones totales de los elementos de interés se determinaron por fluorescencia de rayos X utilizando un analizador portátil XRF Nitton XLt3 de Thermo Fischer Scientific, previa molienda, siguiendo el procedimiento descrito en el documento EPA 6200 (EPA, 2007).

#### **IV.2.5. Concentración soluble o geodisponible**

De acuerdo con la NOM-147, las concentraciones geodisponibles que en esta norma se denominan solubles, corresponden a especies solubles y/o partículas de tamaño pequeño (<0.45 micrómetros) que pueden presentar movilidad a través de los poros del suelo y subsuelo y, por lo tanto, representar un riesgo potencial para los cuerpos de agua y al ambiente.

Las concentraciones solubles (CIs) se determinaron en suelos contaminados y en suelos naturales no afectados por actividades antropogénicas (valores de fondo "CFs"). También se evaluaron en residuos y mezclas generadas a partir de las diferentes pruebas realizadas en el presente trabajo.

Las concentraciones solubles (geodisponibles) se determinaron de acuerdo con la metodología descrita en el Apéndice "B" de la NOM-147, esta técnica en términos generales consiste en:

- Preparar suspensiones de los suelos con agua en equilibrio con CO<sub>2</sub> (pH = 5.5 ± 0.2) en una relación 1: 20
- Agitar durante 18.0 horas ± 0.25
- Separar la fase sólida del extracto por centrifugación y filtración con membrana de 0.45 µm
- Determinar la concentración soluble de los EPT normados que superan las concentraciones de referencia total. En este trabajo estas concentraciones se determinaron por ICP-OES, a menos que se indique otra técnica de análisis.

#### **IV.2.6. Análisis mineralógico por Difracción de Rayos X**

Se determinó la composición mineralógica de las muestras por Difracción de Rayos X (DRX). Previo al análisis, se obtuvo una sub muestra a partir de las muestras malla 10 mediante la técnica de cuarteo. Aproximadamente se obtuvieron 30 g, los cuales se molieron en mortero de ágata. Posteriormente se colocó en un portamuestra para su análisis en un difractor Shimadzu XRD-6000 equipado con filtro de Ni, tubo de cobre y monocromador. Todas las muestras se analizaron en el intervalo angular 2θ de 4° a 70° y

velocidades de 2°/minuto, operado a 40 kV de tensión e intensidad de corriente de 30 mA.

#### **IV.2.7. Microscopia electrónica de barrido acoplada a espectrometría de dispersión de energía de rayos X (MEB-EDX).**

Con la técnica de microscopía electrónica de barrido acoplado a un detector de espectrometría de dispersión de energía de rayos X se analizaron las diferentes muestras, para las cuales se obtuvieron las respectivas fotografías y el correspondiente análisis semi cuantitativo con la unidad EDX.

Las muestras fueron tamizadas por malla 60 y se colocaron sobre portaobjetos de vidrio, previamente preparados con cinta doble cara para la sujeción de la muestra. Finalmente, la muestra se ingresó en el equipo para su análisis.

El equipo utilizado fue un microscopio TABLE TOP TM-1000 marca Hitachi.

#### **IV.2.8. Especiación de arsénico**

La especiación de arsénico se efectuó sobre lixiviados geodisponibles, obtenidos de acuerdo al procedimiento establecido previamente (Concentración soluble o geodisponible).

Los experimentos de extracción se realizaron utilizando agua, y para simular condiciones más agresivas a la esperada ambientalmente, también se realizaron experimentos de extracción utilizando extractantes ácidos (HCl 1 M) y alcalinos (NaOH 0.5 M). Para evitar posible oxidación del arsénico durante la extracción, se utilizó ácido ascórbico y atmósfera de nitrógeno.

El contenido de arsénico (V), así como el de arsénico (III) en solución en concentraciones menores a 3 mg/L, se analizó por espectrofotometría de absorción atómica con generador de hidruros (límite de detección: 5  $\mu\text{gL}^{-1}$  con una precisión de  $\pm 4$  %) utilizando los métodos descritos en (APHA, 1997). El contenido de arsénico (V) disuelto en las muestras se analizó mediante la adición de HCl (32 % v/v) y KI (10 % v/v) el As (V) se redujo a As (III), que se convirtió a la arsina con  $\text{NaBH}_4$  (3 % m/v). El gas arsina fue trasladado a la flama del espectrofotómetro de absorción atómica, y el valor de absorbancia fue medido a 193.7nm, realizando el ajuste adecuado por el

blanco y que se comparó con la curva estándar a partir de la solución estándar de arsénico. El As (III) en las muestras se analizó mediante la reducción selectiva de la arsina con  $\text{NaBH}_4$  (3 % m/v). Cuando el contenido de arsénico fue mayor a 3 mg/L se utilizó el método de flama tanto para As (V) como para As (III) en la longitud de onda 193.7 nm y con límite de detección de 3 mg/L.

Los resultados obtenidos de As en mg/L se convirtieron en mg/kg y se sacó la relación porcentual con respecto a la concentración total (mg/kg).

#### **IV.2.9. pH de punto de carga cero $\text{pH}_{\text{PZC}}$**

Se determinó el valor de pH al cual la superficie de la partícula, de las muestras de interés, son eléctricamente neutras y que por sus siglas en inglés se conoce como PZC o  $\text{pH}_{\text{PZC}}$ . Este parámetro se determinó con un equipo marca Zetameter modelo 3.0+. La muestra se preparó colocando 100 mg en 500 mL de electrolito cloruro de sodio 0.01 M. En seguida se agitó por 30 minutos con barra magnética. Posteriormente se tomaron fracciones de 45 mL colocándolas en vasos de precipitado y se mantuvieron en agitación con barra magnética por 10 minutos. Posteriormente se fijó el pH para cada uno de los vasos con hidróxido de sodio o ácido clorhídrico 0.1 / 0.01 M dependiendo del caso. Los pH de trabajo estuvieron comprendidos en el intervalo de pH de 1.0 a 11.0

### **IV.3. Tratamientos de estabilización**

La estabilización busca reducir la peligrosidad mediante diversos métodos basados en reacciones químicas que transforman a las especies potencialmente tóxicas en otras menos tóxicas, o procesos físicos o fisicoquímicos de retención, aislamiento, encapsulamiento, fijación, etc.

#### **IV.3.1. Tratamiento activo**

Los experimentos de estabilización mediante el tratamiento activo se realizaron a nivel laboratorio y en campo a nivel prueba piloto.

#### **IV.3.1.1. Tratamiento activo (nivel laboratorio)**

A nivel laboratorio las pruebas se realizaron utilizando muestras de diferentes suelos.

El proceso general consistió en cargar un reactor de vidrio con muestra de suelo hasta un volumen de 0.5 L, posteriormente se formó una suspensión en agua. En seguida se vertieron los reactivos seleccionados para estabilizar los diferentes compuestos.

##### **A) Estabilización física**

La estabilización física consistió en la formación de diferentes concretos a partir de la mezcla de las diferentes muestras de suelo formado, evaluando 3 cementos: CPO40, CCP40 y CPP30. Las proporciones utilizadas en los diferentes experimentos fueron: 500 mL de suelo + 190 g de cemento + 90 mL de agua. Las proporciones usadas corresponden a la formación de un concreto con resistencia de 250 kg/cm<sup>2</sup> (CEMEX, S/I)

##### **B) Estabilización química + física**

Consistió en dos pasos:

###### ***B.1) Oxidación de As (III)***

Se evaluaron dos reactivos como oxidantes, cloruro férrico y un residuo rico en manganeso (IV).

El procedimiento general consistió en agregar, de acuerdo con la estequiometría, la cantidad correspondiente de oxidante a 20 g de muestra de suelo, la cual previamente se había mezclado con la cantidad mínima de agua. En el caso del residuo rico en manganeso (RR-Mn) además se adicionó ácido sulfúrico 1.0 M, hasta alcanzar un pH de 2.

#### *B.2) Precipitación de As (V), Cd y Pb*

Una vez oxidado el arsénico, se promovió su precipitación a través de la formación de arsenatos de manganeso, calcio y bario. Además de cationes metálicos presentes, principalmente plomo y zinc.

Por otra parte, el cadmio y el plomo se precipitaron a través de la formación de sus respectivos hidróxidos.

El procedimiento general consistió en agregar a las mezclas obtenidas en el proceso de oxidación, la respectiva cantidad de cloruro de bario, de acuerdo con su estequiometría.

#### **IV.3.1.2. Tratamiento activo *in situ***

El tratamiento activo se evaluó a nivel piloto *in situ*, para lo cual se seleccionó una zona en el área de la antigua planta de As. En esta zona se presentan altas concentraciones de As, Cd y Pb.

El procedimiento consistió en la preparación de celdas y zanjas para realizar los diferentes ensayos. Las celdas fueron de 3 m de ancho por 6 m de largo y 0.3 m de profundidad. Mientras que las zanjas fueron de 2 m de largo por 4 m de largo y 0.5 m de profundidad.



Una vez construidas las celdas y zanjas se caracterizaron mediante el análisis del contenido total de As, Cd y Pb mediante un equipo portátil de fluorescencia de rayos X FRX Niton, de la marca Thermo Scientific.

La concentración total obtenida de cada parcela o zanja se utilizó para el cálculo de cantidades a utilizar de materiales y reactivos en las pruebas de estabilización.

Para determinar la concentración geodisponible en laboratorio, se tomaron muestras compuestas en las parcelas y zanjas, que se conformaron con las sub-muestras de los sitios donde se determinó la concentración total "*in situ*". Esta concentración geodisponible se utilizó como concentración inicial antes del tratamiento y sirvió como referencia para valorar la efectividad del tratamiento al contrastarla con la concentración geodisponible después del mismo.

Las muestras resultantes de cada uno de los experimentos fueron secadas en estufa a 40 °C por 24 horas. Posteriormente fueron quebradas/disgregadas y tamizadas utilizando una malla # 10. Finalmente, se tomó una parte de la muestra mediante la técnica de cuarteo para los diferentes análisis.

En el caso de las pruebas que utilizaron cemento portland, el concreto formado fue quebrado con martillo y cincel, separando las rocas. El material resultante fue molido hasta alcanzar un tamaño de partícula tamizable con la malla # 10. A partir de un cuarteo, se separó una parte representativa para llevar a cabo los análisis.

A todas las muestras obtenidas se les determinó su pH y su geodisponibilidad para As, Cd y Pb, de acuerdo con los procedimientos analíticos descritos con anterioridad.

La Tabla 5 muestra la matriz de experimentos llevados a cabo.

**Tabla 5. Matriz de experimentos realizados in situ**

Parcelas												
Parcela	Rep	Tratamiento	Componentes	Suelo a tratar		Arsénico	RR-Mn	CPO-40	BaCl <sub>2</sub>	CaCl <sub>2</sub>	H <sub>2</sub> O	H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>
				m <sup>3</sup>	kg	mg/kg	kg	kg	kg	kg	L	L
1	A	Físico	Cemento	2.7	3 510	6 920		1 026			486	
	B			2.7	3 510	14 654		1 026			486	
5	A	Químico	Oxidante + ácido	5.4	7 020	19 653	832				972	11.4
	B			5.4	7 020	18 969	803				972	11.0
3	A	Químico	Oxidante + ácido + BaCl <sub>2</sub>	2.7	3 510	14 370	304		547		486	5.7
	B			2.7	3 510	13 905	294		529		486	5.7
4	A	Químico	Oxidante + ácido+CaCl <sub>2</sub>	2.7	3 510	52 598	1 114			1066	486	5.7
	B			2.7	3 510	34 492	731			699	486	5.7
2	A	Químico + Físico	Oxidante + ácido + BaCl <sub>2</sub> + Cemento	0.68	878	8 649	46	258	82		122	1.4
	B			0.68	878	7 521	40	258	72		122	1.4
6	A	Químico + Físico	Oxidante + ácido+CaCl <sub>2</sub> + Cemento	2.7	3 510	12 122	257	1 026		246	486	0.6
	B			2.7	3 510	13 933	295	1 026		282	486	0.6
Húmeda		Químico	Oxidante + ácido+CaCl <sub>2</sub>	2.4	3 120	16 902	318			304	432	0.5
Zanjas												
Zanja	Rep	Tratamiento	Componentes	Suelo a tratar		Arsénico	MR-Mn	CPO-40	BaCl <sub>2</sub>	CaCl <sub>2</sub>	H <sub>2</sub> O	H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>
				m <sup>3</sup>	kg	mg/kg	kg	kg	kg	kg	L	L
1		Físico	Cemento portland	4	5 200	17 370		1 520			720	
4		Químico	Oxidante + ácido + BaCl <sub>2</sub>	4	5 200	2 532	79		143		720	5.9
5			Oxidante + ácido + CaCl <sub>2</sub>	16	20 800	28 381	3562			3 408	2 880	24
3		Químico + Físico	Oxidante + ácido + BaCl <sub>2</sub> + Cemento portland	4	5 200	7 758	243	1 520	437		720	0.6
2		Químico + Físico	Oxidante + ácido + CaCl <sub>2</sub> + Cemento portland	4	5 200	202	6	1 520		6	720	0.6

### **IV.3.2. Tratamiento pasivo**

El tratamiento pasivo se refiere a la aplicación de un proceso "natural" (uso de materiales geológicos naturales) para estabilizar lixiviados con elementos tóxicos.

Para la aplicación de diferentes materiales geológicos, como tratamiento pasivo, se llevó a cabo su caracterización de acuerdo con los procedimientos analíticos establecidos con anterioridad. Posteriormente, se evaluó su capacidad y selectividad de retención de elementos tóxicos mediante isothermas de adsorción.

Contaminantes prioritarios As, Cd y Pb. Se selecciona al As y al Cd por movilidad.

#### **IV.3.2.1. Isothermas de adsorción**

Para evaluar la retención de EPTs se realizaron experimentos de isothermas de adsorción de As(III), As(V) y Cd(II) en "batch", y de forma independiente se evaluó la sorción, se llevaron a cabo utilizando una relación sustrato:disolución 1:20.

El procedimiento general consistió en colocar en recipientes de plástico de 100 mL, 5 g de material a evaluar, a cada uno de ellos se adicionó una alícuota diferente de un estándar de 10 000 mg/L de arsénico (III), arsénico (V) o cadmio (II) según corresponda; de tal forma que la concentración en los diferentes recipientes se fue incrementando. Posteriormente se completó con agua destilada hasta 100 mL. En el caso de As (III) y As (V) se utilizó un intervalo de concentración entre 1 y 75 mg/L, en el caso de los diferentes bancos de sedimentos riolíticos y de 2.5 a 500 mg/L en el caso del residuo metalúrgico. Para todos los casos, el intervalo de concentración utilizado de Cd (II) fue de 10 a 100 mg/L.

Es importante resaltar que para el caso del As (III), las pruebas se realizaron bajo una atmósfera con nitrógeno con el fin de evitar la oxidación del As (III).

Las mezclas resultantes se mantuvieron en agitación continua por 18 horas, a una temperatura promedio de 23 °C (+/- 2 °C). Al término del periodo de agitación se

tomó una parte de la muestra la cual fue filtrada utilizando una membrana de celulosa de 0.45 µm de poro. El filtrado obtenido fue acidificado y en seguida analizado mediante ICP-OES. A la mezcla sobrante de cada recipiente se le determinó su pH y conductividad eléctrica.

Las disoluciones empleadas de As (III) y As (V) se prepararon por separado a partir de trióxido de arsénico marca J. T. Baker y de arseniato ácido de sodio hepta hidratado marca Sigma. Ambas disoluciones fueron preservadas bajo atmósfera de nitrógeno. La disolución de Cd se preparó a partir de cloruro de cadmio marca J. T. Baker.

### **IV.3.3. Controles de calidad**

#### Exactitud en los análisis

Para verificar este parámetro se determinó la concentración de los elementos estudiados en muestras internacionales certificadas: 2710 a Montana Soil, Till 4 y RTS 3.

El procedimiento consistió en la determinación las concentraciones de estos estándares certificados en cada lote de muestras analizado. Posteriormente se compararon con los valores certificados reportados. El valor de exactitud fue determinado a través de las siguientes fórmulas:

$$\%Error = \frac{\text{Valor certificado} - \text{Valor determinado}}{\text{Valor certificado}} \times 100$$

$$\%Exactitud = 100 - \%Error$$

Los cálculos indican una exactitud de la técnica de análisis que varía entre 80 y 98 %, lo cual muestra un grado de exactitud analíticamente aceptable.

#### Precisión en los análisis

Para valorar la precisión de los análisis, al 20 % de las muestras se les determinó la concentración total de EPT por triplicado y se calculó el coeficiente de variación a través de la siguiente fórmula:

$$\%CV = \frac{\text{Desviación estándar}}{\text{Media}} \times 100$$

Los resultados indican valores de coeficiente de variabilidad (%CV) menores a 20 %, lo que significa un grado de precisión analíticamente aceptable.

## V. RESULTADOS

### V.1. Residuos metalúrgicos y suelos impactados en la zona de estudio

#### V.1.1. Clasificación de residuos almacenados dentro del predio que ocupan las plantas de cobre y arsénico.

A partir del trabajo documental y de campo se elaboró un inventario de los diferentes residuos acumulados en las instalaciones del predio de estudio. Se registraron 20 zonas de almacenamiento, con un volumen estimado por Grupo México de 172 698 m<sup>3</sup> de residuos metalúrgicos. La clasificación de residuos y cantidades estimadas se encuentran descritas en las tablas 6 y 7.

Dos de estas áreas (áreas 3 y 16) corresponden a zonas de “enterramiento” de escombros contaminados. Se estima una superficie de estas áreas de 1 200 y 1 150 m<sup>2</sup> aproximadamente.

**Tabla 6. Inventario de residuos en los terrenos de las antiguas plantas de Cobre**

Área	Nombre	Material	Volumen
			m <sup>3</sup>
1	Bodega 2-5 (bodegas a un lado de chimenea de ladrillo)	Polvillo Deutsch (B2)	264
		Polvillo Deutsch (B3)	264
		Grasa Deutsch (B4)	264
		Grasa arsénico-antimonio (B5)	264
2	Bodega flue casa de sacos (flue de planta-Pb)	Escombros de limpieza planta- Pb	120
3	Enterramiento (~1 200 m <sup>2</sup> )	Escombros de limpieza planta- Cu	desconocido
4	Camas de Pb (cubierto con placas de cemento)	Polvillo casa de sacos	16 380
		Polvillo Deutsch y Metal Min	
		Escombros con polvillos	
5	Almacén polvillo 2 (bodega nueva en camas de Pb)	Polvillo casa de sacos	14 500
		Polvillo Deutsch	
6	Almacén de polvillos 1 (bodega de polvillos casa de sacos)	Polvillo casa de sacos	6 800
7	Base de tanque (planta-Pb)	Escombros y escoria de refinación	603
8	Depósitos varios norte planta-Pb (terceros, montones varios)	Escombros	48 970
		Grasa Deutsch	
9	Depósitos varios (residuos Deutsch)	Grasa Deutsch y Metal (Hotel)	24 950
		Grasa Deutsch y Metal (Casa 21)	
10	Depósito sobre grasero Pb	Escombros	1 800
<b>Total planta de cobre, m<sup>3</sup></b>			<b>115 179</b>

**Tabla 7. Inventario de residuos y subproductos en los terrenos de la planta de arsénico**

Área	Nombre	Material	Volumen
			m <sup>3</sup>
11	Bodegas 1-8 (bodegas en cementadas, patio norte de refinación)	Escombros con arsénico	22 578
12	Bodega de embarque de calcinados (bodega nueva de calcinas)	Calcina de plomo	28
13	Bodega de resguardo (bodegas de alto antimonio)	Arsénico blanco con alto antimonio	14 742
14	Edificio de descargue (edificio de fosas planta-As)	Polvillo casa de sacos y calcina de plomo	864
15	Silos de recibo (camas 4 y 4½)	Polvillo Casa de Sacos	1 008
16	Enterramiento (~1 150 m <sup>2</sup> )	Escombros planta de arsénico	2 299
17	Montículo de maquinita (base de locomotora)	Escombros planta de arsénico	8 000
18	Camas 3, 4 y 5 (bodegas al sur de flues 6 de refinación)	Arsénico con alto antimonio	1 404
19	Flues de tostación 1, 2 y 3	Costras de arsénico negro	5 076
20	Flues de refinación 6 y 5	Arsénico alto en antimonio	1 520
<b>Total planta de arsénico, m<sup>3</sup></b>			<b>57 519</b>

## **V.1.2. Peligrosidad de residuos metalúrgicos**

### **V.1.2.1. Concentraciones totales y solubles**

Los residuos fueron caracterizados por su peligrosidad (SEMARNAT, 2011) (SEMARNAT, 2006) determinando su concentración total (Anexo 1) y geodisponible<sup>4</sup> (Anexo 3).

En todas las muestras de residuos se supera el Límite Máximo Permissible (LMP), base seca (SEMARNAT, 2011) para arsénico, cadmio, plomo y selenio. En el caso de la plata en 5 muestras, para antimonio en 43 muestras, mientras que para mercurio en 26 muestras.

La NOM-157 menciona que en las muestras donde al menos uno de sus constituyentes supere los LMP, base seca, se debe evaluar la fracción geodisponible, ya que es la que representa un peligro para el ambiente. Los resultados obtenidos de esta prueba indican que:

<sup>4</sup> NOM-052-SEMARNAT-2005, Que establece las características, el procedimiento de identificación, clasificación y los listados de los residuos peligrosos.  
NOM-157-SEMARNAT-2009, Que establece los elementos y procedimientos para instrumentar planes de manejo de residuos mineros.



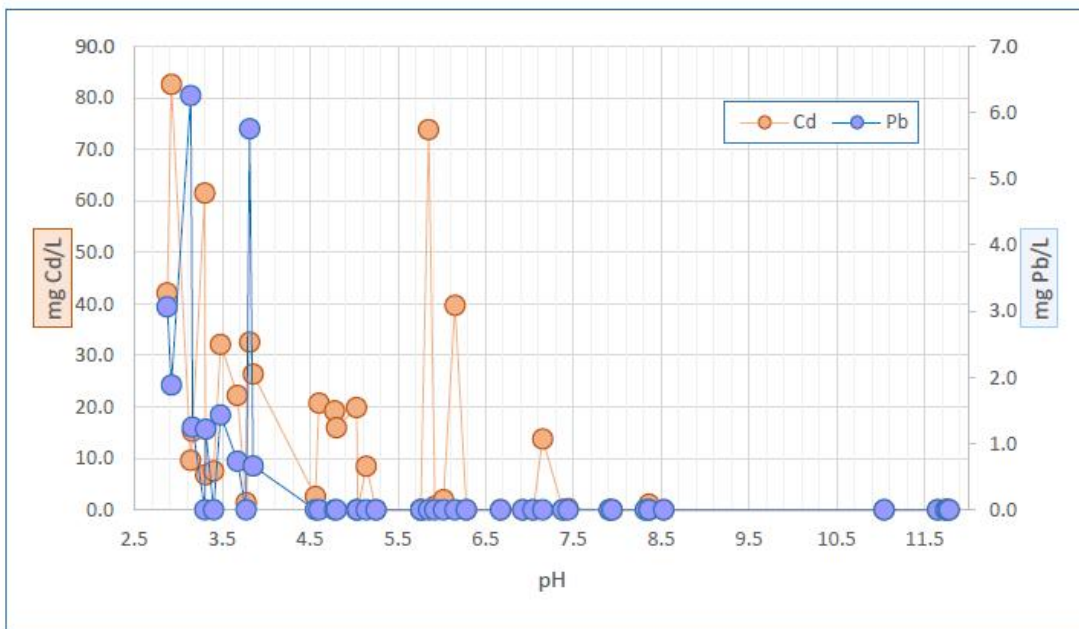
El arsénico supera el LMP geodisponible en 36 muestras, el cadmio en 22 muestras, selenio en 17 muestras, 38 para el caso del antimonio, mientras que para el plomo sólo en 2 muestras se supera el máximo permisible.

En 5 muestras de las 44 no se superó el LMP de alguno de los elementos potencialmente tóxicos, por lo que se consideran como no peligrosos al ambiente. Sin embargo, las restantes 39 se consideran peligrosas, ya que al menos alguno de sus constituyentes geodisponibles supera el valor máximo permisible. La Tabla 8, presenta un resumen para arsénico, cadmio y plomo, mientras que en el Anexo 4, se presentan los datos completos.

**Tabla 8. Resumen de concentraciones totales y geodisponibles de residuos peligrosos**

Límite de Detección, mg/L	No Aplica	0.15			0.22			0.30		
		As			Cd			Pb		
Muestra	pH	Total (mg/kg)	Geo (mg/L)	% Geo	Total (mg/kg)	Geo (mg/L)	% Geo	Total (mg/kg)	Geo (mg/L)	% Geo
Promedio	6.17	12 6091	902.1	15.2	8 122.1	12.7	4.0	36 519	0.5	0.1
Mínimo	2.92	1 610	<LD	0.0	105.9	0.0	0.0	1 629	0.0	0.0
Máximo	11.78	469 882	8 468	80.8	74 921	82.6	23.6	235 884	6.3	1.1
LMP, mg/L (NOM157)	-	-	5.0	-	-	1.0	-	-	5.0	-
LPM, mg/kg (NOM157)	-	100.0	-	-	20.0	-	-	100.0	-	-

La geodisponibilidad de cadmio y plomo en los residuos metalúrgicos disminuye a medida que el pH del residuo aumenta (Figura 26). A pH básicos (mayores a 7.2), la geodisponibilidad de estos elementos prácticamente es nula, lo cual resulta en una medida efectiva para el control de su peligrosidad.



**Figura 26. Geodisponibilidad del Cd y Pb en residuos metalúrgicos**

En el caso del arsénico la cantidad geodisponible depende de la especie química presente, la concentración total y el pH. La figura 27 muestra el comportamiento de la concentración total y la fracción geodisponible del arsénico en función del pH. Se puede observar que a pH básicos la fracción geodisponible alcanza valores de hasta 80 %, este hecho indica la presencia de trióxido de arsénico en este tipo de residuos.

Por otra parte, la figura 27 muestra el comportamiento de la concentración geodisponible de arsénico en función de la concentración total. De manera general, la concentración geodisponible aumenta a medida que se incrementa la concentración total; sin embargo, hay valores que no siguen esta tendencia, lo cual indica la posible presencia de fases de As (V) en estos residuos que controlan la solubilidad por formación de especies insolubles (Figura 28).

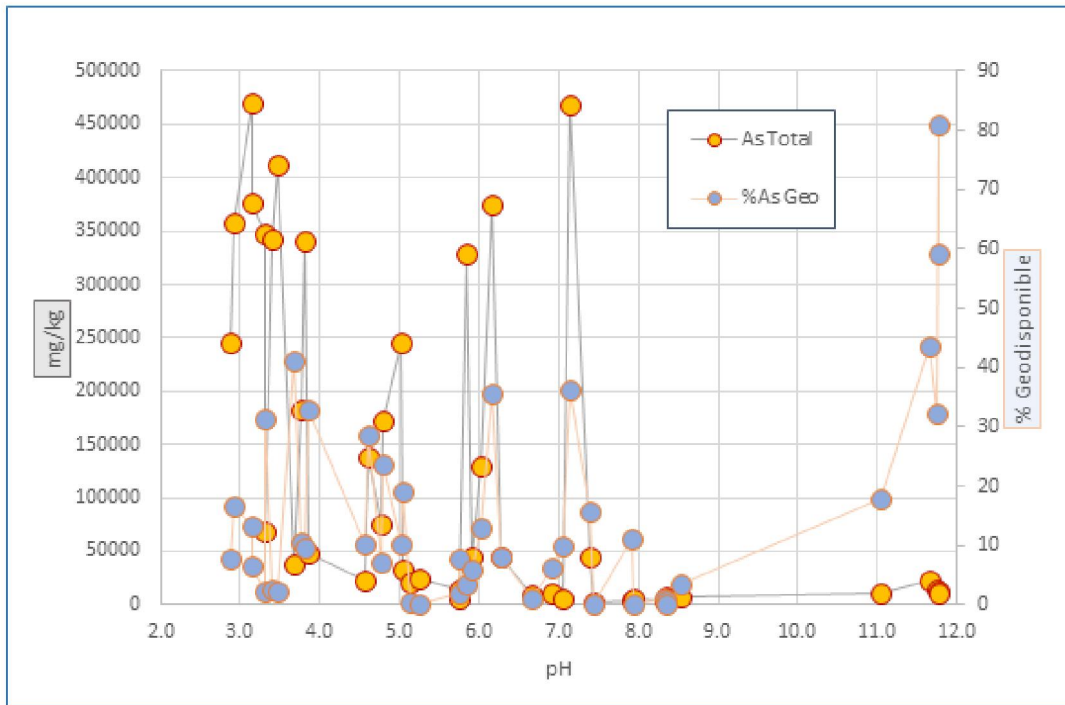


Figura 27. Concentración total y fracción geodisponibles de As en residuos metalúrgico

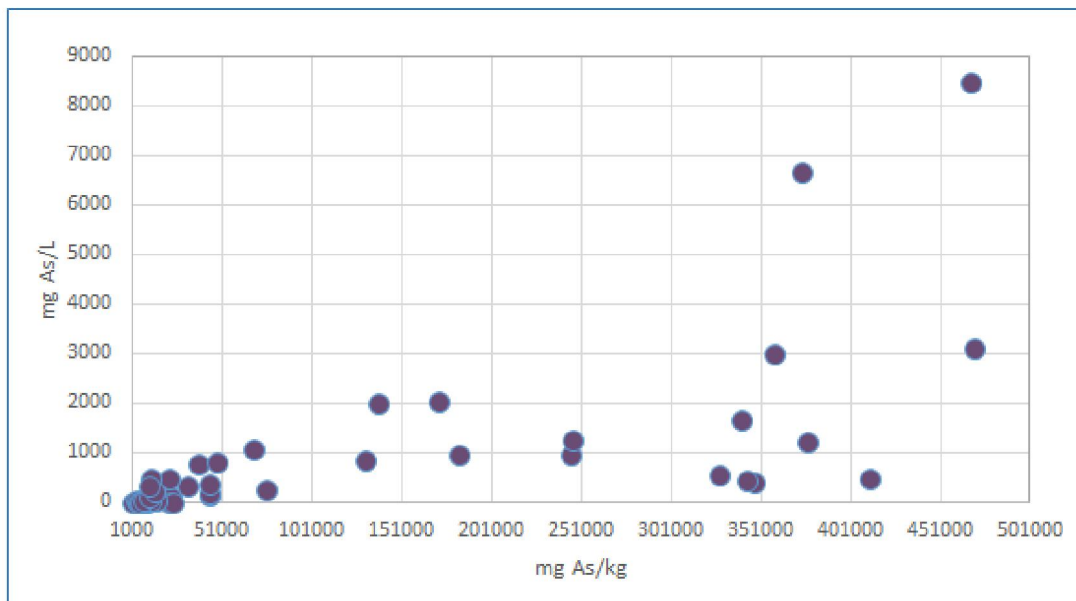


Figura 28. Concentración geodisponible en función de la concentración total para arsénico

### **V.1.2.2. Mineralogía**

Se realizó un análisis mineralógico mediante difracción de rayos x a los diferentes residuos, los resultados se presentan en el Anexo 4.

#### *Residuos peligrosos*

De acuerdo al análisis químico todos los residuos contienen arsénico y plomo, sin embargo, en la mineralogía, sólo en el 74 % de las muestras se observa alguna fase de estos elementos (Tabla 9). Esta situación es comprensible si se toma en cuenta la sensibilidad de la técnica de DRX.

En el 28 % de las muestras solo presentan dos fases: la arsenolita ( $\text{As}_2\text{O}_3$ ) para el caso del arsénico, mientras que anglesita ( $\text{PbSO}_4$ ) para el caso del plomo.

En el 21 % de las muestras se presenta una mezcla de arsenolita y arsenato de algún metal (no se logró definir a cual corresponde) para el arsénico. Mientras que el plomo se observó como anglesita y galena.

En el 23 % de las muestras se observó arsenolita como fase de arsénico, pero no se presentó fase de plomo.

La presencia de arsenolita explica la alta geodisponibilidad del arsénico en prácticamente todos los residuos y por consiguiente su alta peligrosidad en el ambiente.

Como se indicó anteriormente, sólo en 5 muestras de las 44 analizadas resultan ser no peligrosas por su geodisponibilidad. Al analizar la mineralogía de estas muestras se comprueba que no hay presencia de fases de arsénico o plomo y predomina el yeso, cuarzo y los feldespatos.

Esta situación es un factor importante que considerar para establecer la estrategia de manejo adecuado de estos residuos.

**Tabla 9. Fases mineralógicas presentes en los diferentes residuos metalúrgicos**

Residuo	Fase													
	Arsenolita	Anglesita	Galena	Yeso	Cuarzo	Feldespato	Esfarelita	Jarrosita	Calcita	Pirita	Plagioclasa	Lecontita	Tenardita	Arsenato
1A	x	x												
1B	x	x												
11E	x	x												
13A	x	x												
13B	x	x												
13C	x	x												
13D	x	x												
18A	x	x												
18B	x	x												
20	x	x												
5B	x	x												
12	x	x	x	x				x		x				x
14	x	x	x	x			x			x				x
15	x	x	x	x			x			x				x
17B	x		x	x	x	x								
4B	x		x	x			x	x	x	x				x
5A	x		x	x				x		x				x
6	x		x	x				x		x				x
7	x		x	x										
19	x			x										
1C	x			x	x	x	x							
2	x			x	x			x	x	x				
10E	x			x	x	x		x			x			
11B	x			x	x	x					x			
11C	x			x	x									
11D	x			x	x	x					x			
8A	x			x	x	x		x						
8B	x			x	x	x		x						
4A		x		x			x		x					
8C				x	x	x		x						
9A							x		x		x	x	x	
9B											x	x	x	
9C											x	x	x	

Residuo	Fase													
	Arsenolita	Anglesita	Galena	Yeso	Cuarzo	Feldespato	Esfarelita	Jarrosita	Calcita	Pirita	Plagioclasa	Lecontita	Tenardita	Arsenato
9D											x	x	x	
10B				x	x	x			x		x			
10C				x	x	x		x	x					
10D				x	x	x		x						
17A				x	x	x					x			
10A				x	x	x					x			

### V.1.2.3. MEB-EDX

Se realizó un análisis de microscopía electrónica de barrido acoplado a análisis elemental semicuantitativo por dispersión de Rayos-X, mediante espectroscopia de energía dispersiva (MEB-EDX).

La Figura 29 y la Tabla 10 presentan los resultados para 3 muestras de MEB-EDX, el análisis completo se presenta en el anexo 5. La química está dominada por la presencia de As y Pb. El análisis morfológico muestra los tetraedros que forma la arsenolita.

**Tabla 10. Análisis semicuantitativo por dispersión de Rayos-X, mediante espectroscopia de energía dispersiva de muestras representativas de residuos metalúrgicos**

Residuo/# Partícula	1A (4)	13A (3)	18A (2)
Elemento	% Masa		
Aluminio	2.5	28.8	17.5
Silicio	1.8	-	-
Zinc	4.6	-	-
Arsénico	23.3	21.1	82.5
Plomo	58.4	-	-
Antimonio	9.4	50.1	-

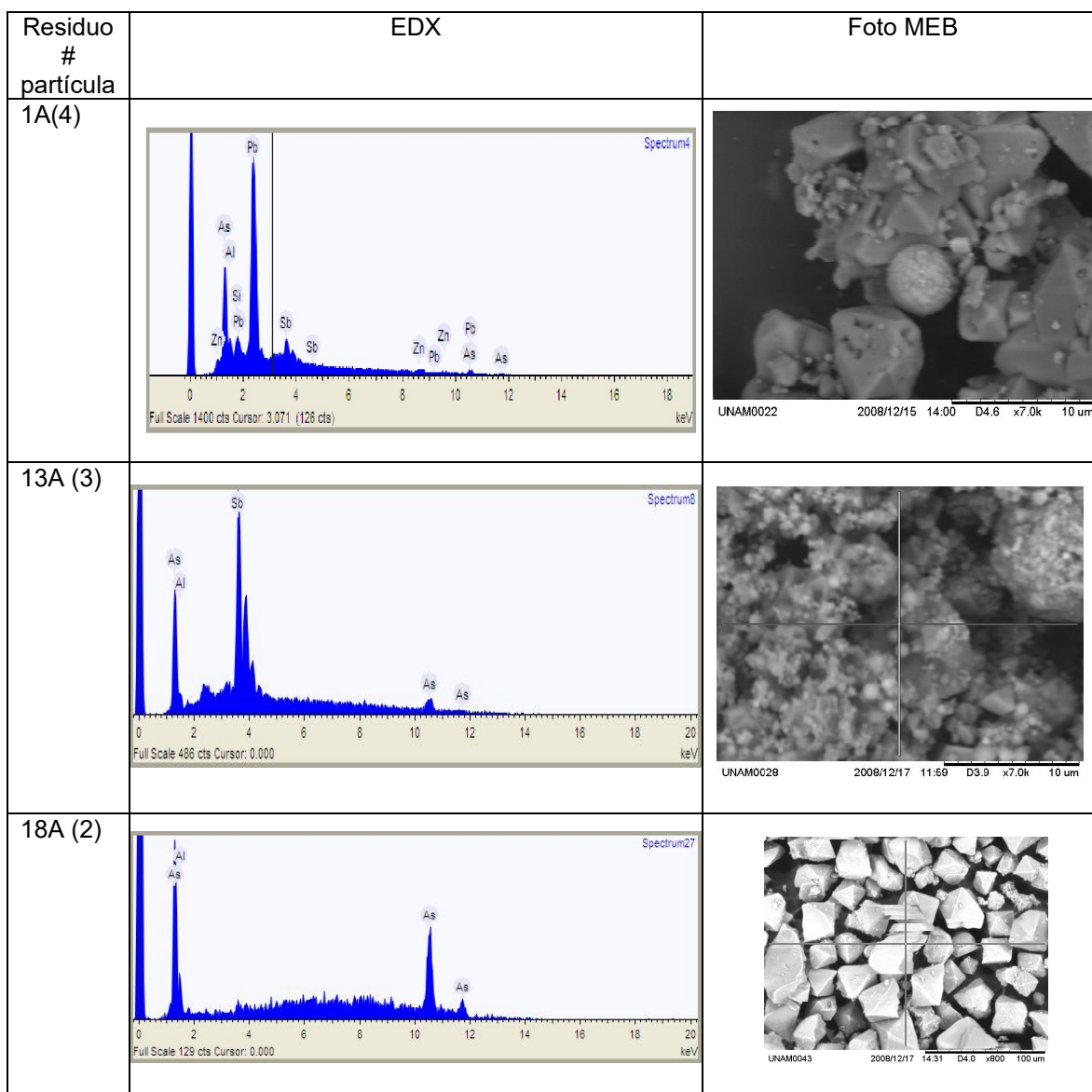


Figura 29. Análisis por MEB-EDX para muestras representativas de residuos metalúrgicos.

#### V.1.2.4. Especiación de arsénico en la fracción geodisponible de residuos metalúrgicos

Los residuos metalúrgicos que por sus características son considerados como peligrosos, corresponden a 131 398 m<sup>3</sup>. Para establecer un plan de manejo se debe considerar, además del volumen, las concentraciones totales y geodisponibles de los elementos potencialmente peligrosos, y las especies químicas presentes.

Tomando como guía el contenido de As, Cd y Pb, se pueden establecer dos tratamientos de estabilización; el primero basado en el manejo de pH para estabilizar, vía la formación de especies poco solubles, el Cd y el Pb presentes.

El segundo tratamiento se enfoca al arsénico. Dado que este elemento presenta dos especies estables, arsenito y arsenato, se debe conocer la proporción de cada uno de ellos para diseñar el tratamiento de estabilización, ya que cada uno de ellos presenta una movilidad diferente.

La tabla 11 muestra la especiación de arsénico en la fracción geodisponible para algunos de los residuos analizados. En el 19 % de los residuos analizados, la concentración geodisponible presenta un contenido de As (III) del 100 %. El 23 % presenta un contenido de As (III) que varía de menor al 100 y mayor al 50 %. En el 29 % de los residuos la concentración de As (III) varía entre 50 y 10 %. El restante 29 % corresponde a concentraciones de esta especie menores al 10 %.

**Tabla 11. Especiación de arsénico en la fracción geodisponible de los residuos metalúrgicos**

Muestra	pH	As (III)	As total	As (III)
		mg/L	mg/L	%
Muestra 1 C	6.02	683.1	591.0	115.6
Muestra 7 Base tanque-planta de plomo	5.92	199.6	188.0	106.1
Muestra 11 E	3.14	2 548.4	2 421.0	105.3
Muestra 1 A Bodega a un lado chimenea	7.15	25 357.5	24 090.0	105.3
Muestra 13 A Bodega As alto en antimonio	5.85	997.8	985.3	101.3
Muestra 18 A Camas 3 y 4 bodegas sur flues de	3.48	656.0	654.3	100.3
Muestra 20 flues de refinación (5 y 6)	3.16	1 178.7	1 322.0	89.2
Muestra 13 C	2.92	3 291.0	3 916.5	84.0
Muestra 19 Flues de tostación (1 y 2)	2.87	573.7	713.0	80.5
Muestra 18 B	3.4	439.1	612.0	71.8
Muestra 17 A Maquinita	7.04	20.0	28.5	70.2
SLP Z-1	5.04	107.1	163.4	65.6
Z-2 ( SLP Z-1 B)	5.76	107.1	163.4	65.6
Muestra 13 D	3.81	521.6	1 272.5	41.0
Muestra 11 C	3.77	251.2	693.5	36.2
Muestra 10 F	7.91	4.7	13.3	35.2
Muestra 17 B	6.92	58.7	170.3	34.4
Muestra 11 D	7.38	121.0	388.3	31.2
Muestra 10 D	5.25	8.4	27.3	30.8



Muestra	pH	As (III)	As total	As (III)
		mg/L	mg/L	%
Muestra 11 A Bodega 1-8 encementadas	4.56	15.1	54.6	27.7
Muestra 10 B	8.53	1.6	8.7	18.2
Muestra 10 C	8.36	0.9	5.6	16.2
Muestra 9 C	11.76	39.3	432.6	9.1
Muestra 10 E	6.28	3.6	43.9	8.1
Muestra 9 A Residuos de Detsch	11.04	8.8	120.3	7.3
SLP Z-7	5.76	1.9	31.0	6.2
Muestra 11 B	6.67	2.3	53.9	4.3
Muestra 1 B	11.78	7.5	299.4	2.5
Muestra 9 D	11.65	10.1	449.6	2.2
Muestra 13 B	3.3	4.8	852.8	0.6
Muestra 9 B	11.74	0.4	268.0	0.1

Es decir, las concentraciones geodisponibles de As (III) en los residuos, obligan a establecer una etapa de oxidación para obtener los respectivos arsenatos, los cuales pueden formar especies de baja solubilidad con ciertos cationes. En este sentido, una segunda etapa en el tratamiento de estabilización del contenido de arsénico, implica la formación de arsenatos insolubles, los cuales se pueden formar con elementos presentes en los residuos, tal es el caso de plomo, que puede formar la beaundantita ( $PbFe_3(AsO_4)(SO_4)(OH)_6$ ) en ambientes ácidos (Giré et al, 2003; Lin, 2000; Roussel, 2000). O mediante la adición de calcio o bario, para formar el respectivo arsenato (Vaca-Escobar et al, 2012).

Por otra parte, se puede considerar la opción de un tratamiento pasivo aplicado a un sistema de confinamiento controlado siempre y cuando se reúnan las medidas de seguridad que impidan la movilidad de elementos potencialmente tóxicos. (Hernández Cruz, 2009). Este tema se abordará a mayor detalle en los capítulos siguientes.

## **V.2. Suelos impactados con la presencia de metales y metaloides.**

El desarrollo de los diferentes tratamientos de estabilización requiere de la caracterización previa de los materiales (residuos o suelos contaminados).

En este capítulo se presenta la caracterización de las muestras de suelo representativas de la zona de estudio, que fueron impactadas por actividades metalúrgicas por más de un siglo. En una primera etapa se comienza con el estudio de valores de fondo de suelos localizados en una zona libre de la influencia de las actividades metalúrgicas, que servirán como referencia para el análisis posterior del grado de afectación. En seguida, se llevó a cabo un muestreo exploratorio, que como su nombre lo indica permite explorar el área de estudio y permite establecer la magnitud del problema. Esta etapa se realizó en dos pasos, primero se evaluaron los suelos superficiales, y posteriormente se evaluó la migración hacia el subsuelo de los diferentes EPT's.

En una tercera etapa, se llevó a cabo un muestreo más intenso con el objetivo de detallar el volumen afectado de suelos, así como sus características químicas. A partir de esta información se estudia la movilidad de los principales contaminantes, para que finalmente se establezca una propuesta de tratamiento.

### **V.2.1. Suelos control (valores de fondo)**

El valor de fondo se refiere a las características naturales de los suelos que se encuentran libres de las actividades antropogénicas. Para el presente estudio, las características evaluadas fueron la concentración total y geodisponible de arsénico, cadmio y plomo. En la norma oficial mexicana NOM-147, estos valores, en conjunto con valores de referencia se utilizan para establecer criterio de remediación de sitios impactados por actividades antropogénicas (SEMARNAT, 2007).

Como se describe en la parte de metodología, se obtuvieron 12 muestras de suelo recolectadas fuera de las antiguas plantas de cobre y arsénico. Estas muestras fueron caracterizadas determinando sus concentraciones totales y solubles de los elementos regulados (As, Ba, Be, Cd, Cr VI, Hg, Ni, Ag, Pb, Se, Tl y V).

#### **V.2.1.1. Concentración total de elementos potencialmente tóxicos, pH y conductividad eléctrica**

Las concentraciones totales de fondo de los suelos de la zona control se presentan en la tabla 12. Las concentraciones de fondo para el As variaron desde valores inferiores al LD (7 mg/kg) hasta 129 mg/kg, con un promedio de 76 mg/kg. Para el

caso del Cd, las concentraciones de fondo se encontraron por debajo del LD (12 mg/kg), mientras que las de Pb variaron entre 47 y 235 mg/kg, con un valor promedio de 94 mg/kg. Las concentraciones de fondo para el As y Pb en los suelos de la zona de estudio se encuentran dentro del intervalo de concentraciones reportadas en la literatura internacional para suelos no contaminados. Al respecto (Aubert y Pinta, 1977) encontraron que las concentraciones de Pb en suelos naturales a nivel mundial, varían entre no detectado y 1 200 mg/kg, en tanto que (Yan-Chu, 1994), reportó concentraciones naturales de As en suelos del mundo desde 0.01 hasta 626 mg/kg.

**Tabla 12 Concentraciones totales en muestras de suelos de fondo**

Clave	As	Cd	Pb	pH	C.E.
	mg/kg				µS/cm
F1	61.9	<LD	118.7	5.3	15.1
F2	110.5	<LD	102.7	5.3	10.2
F3	<LD	<LD	<LD	5.0	18.9
F4	47.8	<LD	77.7	5.5	15.3
F5	61.5	<LD	49.6	5.3	16.5
F6	56.8	<LD	96.9	5.6	12.4
F7	128.9	<LD	234.6	4.7	20.0
F8	<LD	<LD	47.4	4.2	214
F9	70.9	<LD	98.6	5.4	13.7
F10	<LD	<LD	58.2	5.6	17.0
F11	<LD	<LD	48.6	5.2	37.1
F12	73.1	<LD	100.9	4.9	23.8
<b>Mínimo</b>	<LD	<LD	<LD	<b>4.2</b>	<b>10.2</b>
<b>Máximo</b>	128.9	<LD	234.6	<b>5.6</b>	<b>214.0</b>
<b>Promedio</b>	51.0	<LD	86.2	<b>5.2</b>	<b>34.5</b>
<b>s</b>	43.9	<b>NA</b>	57.5	<b>0.4</b>	<b>57.0</b>
<b>LD, mg/kg</b>	5.0	25.0	5.0	-	-

LD: Límite de detección. NA: No aplica

El pH varía 4.2 a 5.6, con un promedio de 5.2, valores ligeramente ácidos; mientras que la conductividad eléctrica (CE) varía de 10.2 a 214 µS/cm, con una media de 34.5 µS/cm.

### V.2.1.2. Concentraciones solubles o geodisponibles de valor de fondo.

Las concentraciones solubles o geodisponibles de las muestras de fondo se presentan en la tabla 13. Como se observa en dicha tabla, las concentraciones solubles de los elementos potencialmente tóxicos (EPT) analizadas no fueron detectadas por la técnica de análisis, lo que indica que en la zona de estudio las muestras de fondo se caracterizan por la ausencia de fracciones geodisponibles de estos EPT. Solamente en una muestra de fondo (F-2) se detectó una concentración soluble de As = 0.22 mg/L, que es menor al valor de referencia que señala la NOM-147 de 0.5 mg/L.

**Tabla 13. Concentración soluble (geodisponible) de elementos potencialmente tóxicos en muestras de fondo.**

Clave	As	Ba	Be	Cd	Cr	Ni	Ag	Pb	Se	TI	V
	mg/L										
F-1	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
F-2	0.22	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
F-3	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
F-4	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
F-5	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
F-6	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
F-7	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
F-8	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
F-9	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
F-10	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
F-11	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
F-12	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
Mínimo	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
Máximo	0.22	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
Concentración soluble de referencia, mg/L (NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004)											
	0.5	10	0.122	0.1	2	1	0.5	0.5	0.1	0.02	0.16

### V.2.2. Suelos superficiales impactados, muestreo exploratorio

#### V.2.2.1. Parámetros generales

La tabla 14 presenta el resumen de datos para los parámetros pH, Eh y CE, obtenidos de las 73 muestras de suelo obtenidas, los resultados completos se presentan en el anexo 10.

Los suelos de la zona impactada presentan valores de pH que varían de 5.4 a 9.0. Sólo una muestra presentó un pH ácido extremo de 2.4. La CE varía de 11.2 a 4,120  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . La CE alta se encuentra relacionada con la presencia de residuos en los suelos analizados. Estudios anteriores demostraron la relación del aumento en la CE, con el aumento en el contenido de EPT's (Pérez et al. 2014).

Al comparar el pH y la CE de los suelos impactados con los valores de fondo, se puede concluir que hay una afectación por los residuos provenientes de las actividades metalúrgicas, el pH alcalino y la CE alta se relaciona con la presencia de residuos metalúrgicos.

Al analizar los datos de potencial redox, Eh, en función del pH (Figura 30), se observa que las condiciones redox en las muestras superficiales son oxidantes. Esta característica hace que los elementos en los residuos que han impactado los suelos formen especies oxidadas. En el caso del arsénico, este hecho es de suma importancia ya que como se observó en la sección VII.1, este elemento en la fuente que origina la contaminación del suelo se encuentra en forma reducida, As(III). Sin embargo, al entrar en contacto con el suelo, se promueven reacciones de oxidación, dando lugar a arsenatos metálicos que controlan la movilidad de este elemento (Romero et al, 2008; Yang et al, 2007)

**Tabla 14. Parámetros estadísticos de las 73 muestras de suelo superficial.**

Parámetro	pH	E, mV	CE, $\mu\text{S}/\text{cm}$
Promedio	7.4	564.4	279.2
s	1.1	29.7	609.1
Mínimo	2.4	501.1	11.2
Máximo	9.0	635.8	4 120.0

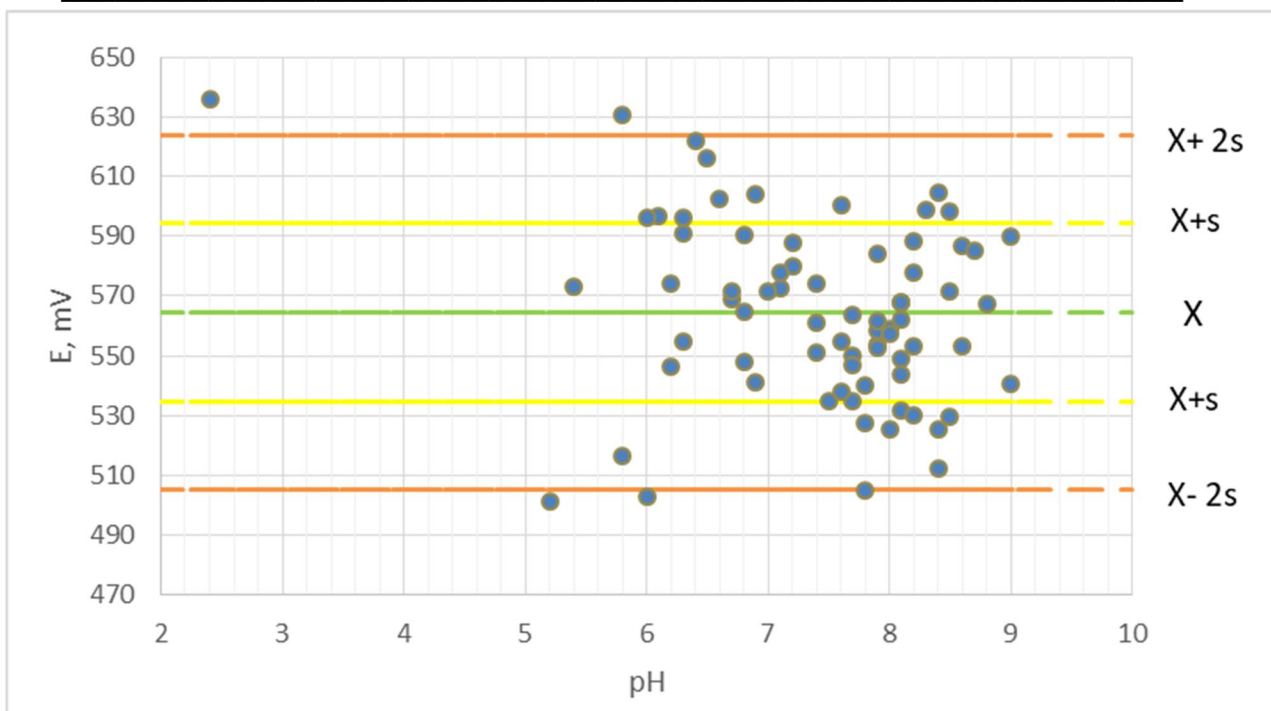


Figura 30. Potencial redox (ENH) en función del pH para las muestras superficiales.

### V.2.2.2. Elementos potencialmente tóxicos de suelos superficiales, muestreo exploratorio

Para llevar a cabo el análisis de los resultados obtenidos, se utilizaron como parámetros de partida las concentraciones de referencia de la NOM-147 y los valores de fondo de la zona.

#### **Concentraciones de referencia NOM-147**

Los resultados de las 73 muestras superficiales se presentan en el Anexo 11, estos datos se compararon con las concentraciones totales de referencia (CR<sub>T</sub>) señaladas en la NOM-147 (tabla 15), para uso agrícola y para uso industrial.

**Tabla 15. Resumen de datos de las 73 muestras analizadas, comparadas con las CR<sub>T</sub> de la NOM-147**

Parámetro	Elemento											
	As	Ba	Be	Cd	Cr (VI)	Hg	Ni	Ag	Pb	Se	Tl	V
	mg/kg											
Promedio	3 811.6	92.3	<LD	179.3	0.1	1.7	11.3	13.2	54 30.7	44	0.1	17.4
Mediana	105.9	75.2	<LD	19.2	0	0.3	0	0	196.4	0	0	11.4
s	12 984.8	65.8	NA	699.9	0.3	3.8	55.7	29.5	18 825.8	148	0.5	40.2
Mínimo	12.5	11.1	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	27.9	<LD	<LD	2.7
Máximo	81 300	349.8	<LD	4518	2	17.6	457.5	120.1	10 8100	885.1	3.8	350.8
LD, mg/kg	1	1.3	1.2	1	0.044	0.0193	1.2	1.6	1.1	1.4	0.1	1.3
CR Residencial, mg/kg	22	5 400	150	37	280	23	1 600	390	400	390	5.2	78
CR Industrial, mg/kg	260	67 000	1 900	450	510	310	20 000	5100	800	51 00	67	1000

A partir de la comparación se puede concluir que:

- Las concentraciones de Ba, Be, Cr VI, Hg, Ni, Ag y Tl, fueron inferiores a las CR<sub>T</sub> para suelos de uso residencial e industrial, es decir, los suelos del predio de estudio no están afectados con estos EPT.
- En el 93 % de las muestras la concentración de arsénico supera la CR<sub>T</sub> para uso del suelo residencial (22 mg/kg). Mientras que en el 33 %, las concentraciones de este elemento superaron la CR<sub>T</sub> para uso industrial (260 mg/kg).
- En el 58 % de las muestras, las concentraciones de cadmio superaron la CR<sub>T</sub> para suelo de tipo residencial (37 mg/kg); y el 3.5 % superaron la CR<sub>T</sub> para suelo con uso industrial (450 mg/kg).
- Para el plomo, el 40 % de las muestras sobrepasaron el criterio normativo para suelo de tipo residencial (400 mg/kg), y el 26 % superó la CR<sub>T</sub> para suelo con uso industrial (800 mg/kg).
- Para selenio solamente el 4 % de las muestras presentaron concentraciones superiores a la CR<sub>T</sub> para suelo con actividad residencial (390 mg/kg).

Mientras que, en todas las muestras, la concentración fue inferior a la CR<sub>T</sub> para suelo con uso industrial (5 100 mg/kg).

- En el caso de vanadio, sólo una muestra presentó con concentración por arriba de la CR<sub>T</sub> para suelo con actividad residencial (78 mg/kg) y ninguna muestra presentó concentración superior de V por encima de la a CR<sub>T</sub> para suelo con uso industrial (1000 mg/kg).
- Es decir, los elementos de naturaleza tóxica que representan un riesgo son el As, Cd y Pb. Estos resultados coinciden con los diferentes estudios realizados en el área de estudio (Batresw et al, 1993; Carrizales et al, 2006; Romero et al, 2008).

### **V.2.3. Suelos sub superficiales, muestreo exploratorio**

Las concentraciones totales, así como los parámetros fisicoquímicos de las muestras de suelo sub superficial se presentan en el anexo 12.

Los valores de pH varían de manera similar a las muestras superficiales, de 5.2 a 9.5. En las zanjas, excepto la 3, se observa que a medida que se incrementa la profundidad, los valores de pH son más alcalinos.

La conductividad eléctrica no presenta una tendencia definida entre las diferentes zanjas hasta los primeros 50 cm, posteriormente en todas las zanjas se observa cómo disminuye a medida que aumenta la profundidad.



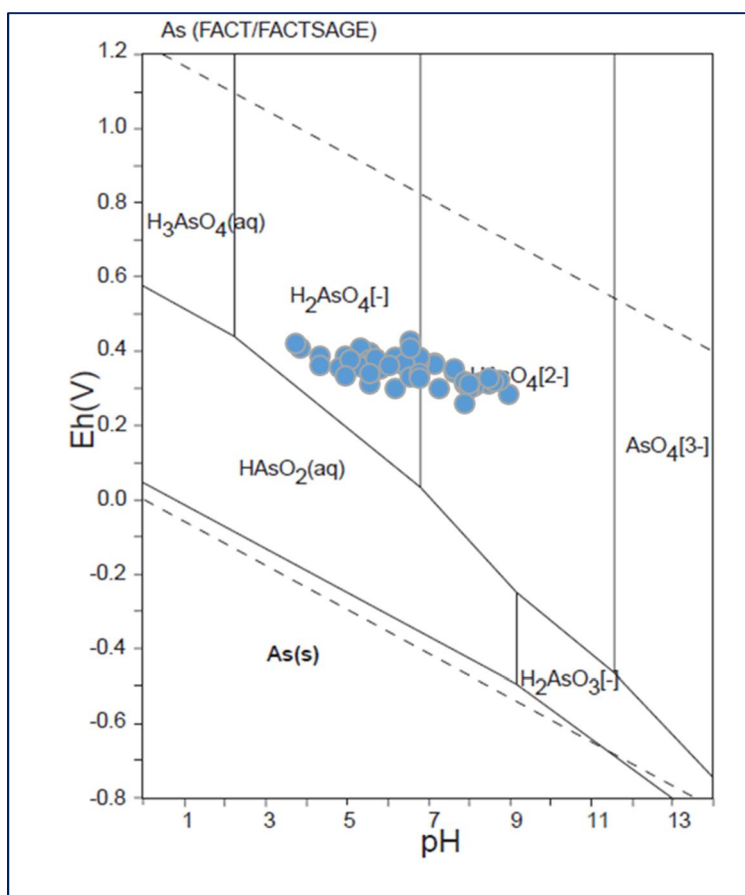


Figura 31. Diagrama de Pourbaix para el sistema As y valores de potencial de suelos graficados en función del pH.

Por otra parte, el potencial redox presenta un comportamiento con muy poca variación en función de la profundidad, varía de 342.7 a 493.6 mV (potencial redox con respecto al potencial normal de hidrógeno). Estos valores de potencial indican que predominan condiciones oxidantes, aún a la profundidad estudiada. Bajo estas condiciones, en los suelos estudiados, se espera que predominen especies oxidadas, por ejemplo, para el caso de arsénico, se espera que predomine el arsenato diácido y el monoácido, como lo muestra la Figura 31. Este hecho resulta importante para la etapa de diseño de tratamientos de estabilización, ya que el As (V), puede formar compuestos de baja solubilidad que controlan su movilidad en el ambiente.

En el caso de los EPT's se observa que los elementos Ba, Be, Cr VI, Hg, Ni, Ag, Tl y V presentan concentraciones en los suelos de la zona de estudio inferiores a las concentraciones de referencia señaladas en la normatividad ambiental mexicana.

Mientras que los elementos As, Cd y Pb, igual que en las muestras superficiales, resultan ser los contaminantes prioritarios en los suelos de la zona de estudio, ya que sus concentraciones en las diferentes muestras de suelo sub superficial, están por encima de los límites establecidos en la NOM-147 (CR<sub>T</sub>).

El comportamiento de estos elementos en las zanjas excavadas es el siguiente:

### **Arsénico**

La figura 32, muestra el comportamiento del arsénico en función de la profundidad del suelo. Se puede apreciar tres comportamientos:

#### **Zona altamente impactada**

En esta zona se localizan las zanjas Z03 y Z04, ubicadas en lo que fueron las plantas de arsénico y cobre (Figura 21). La concentración de arsénico en la superficie y hasta una profundidad de 1.5 m supera la CR<sub>T</sub> para suelo con uso industrial señalada en la NOM-147 (260 mg/kg). Este comportamiento indica una afectación importante hacia los suelos, ocasionada por las diferentes actividades metalúrgicas. La permeabilidad del suelo es baja (Romero F., 2009) y no justifica la migración vertical. Por el contrario, el manejo inadecuado de residuos pudo ocasionar dicha contaminación.

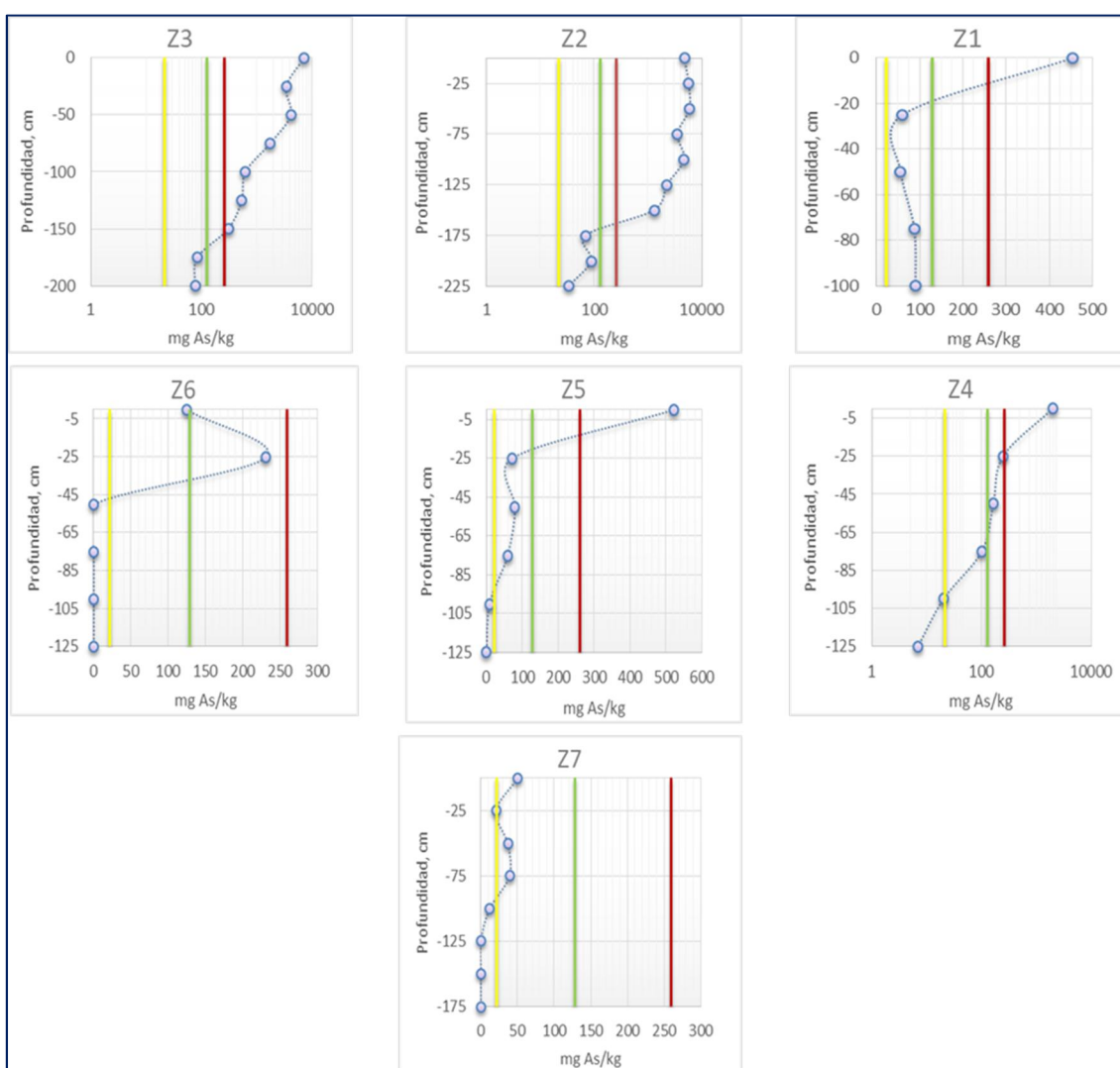
#### **Zona impactada**

A medida que se va alejando de la zona donde estuvieron las plantas de arsénico y cobre la contaminación por arsénico va disminuyendo. Las zanjas Z01, Z04 y Z05 se localizan a 400, 600 y 700 m respectivamente, alejadas de las plantas de arsénico y cobre. El comportamiento del arsénico indica contaminación superficial por arriba de la CR<sub>T</sub> para suelo con uso industrial señalada en la NOM-147 (260 mg/kg), la cual disminuye en las 3 zanjas por debajo de este valor a la profundidad de 25 cm. Este hecho indica contaminación de las plantas de arsénico y cobre hacia

los alrededores, posiblemente por acción eólica; sin embargo, dicha contaminación no ha migrado verticalmente.

### Zona no impactada

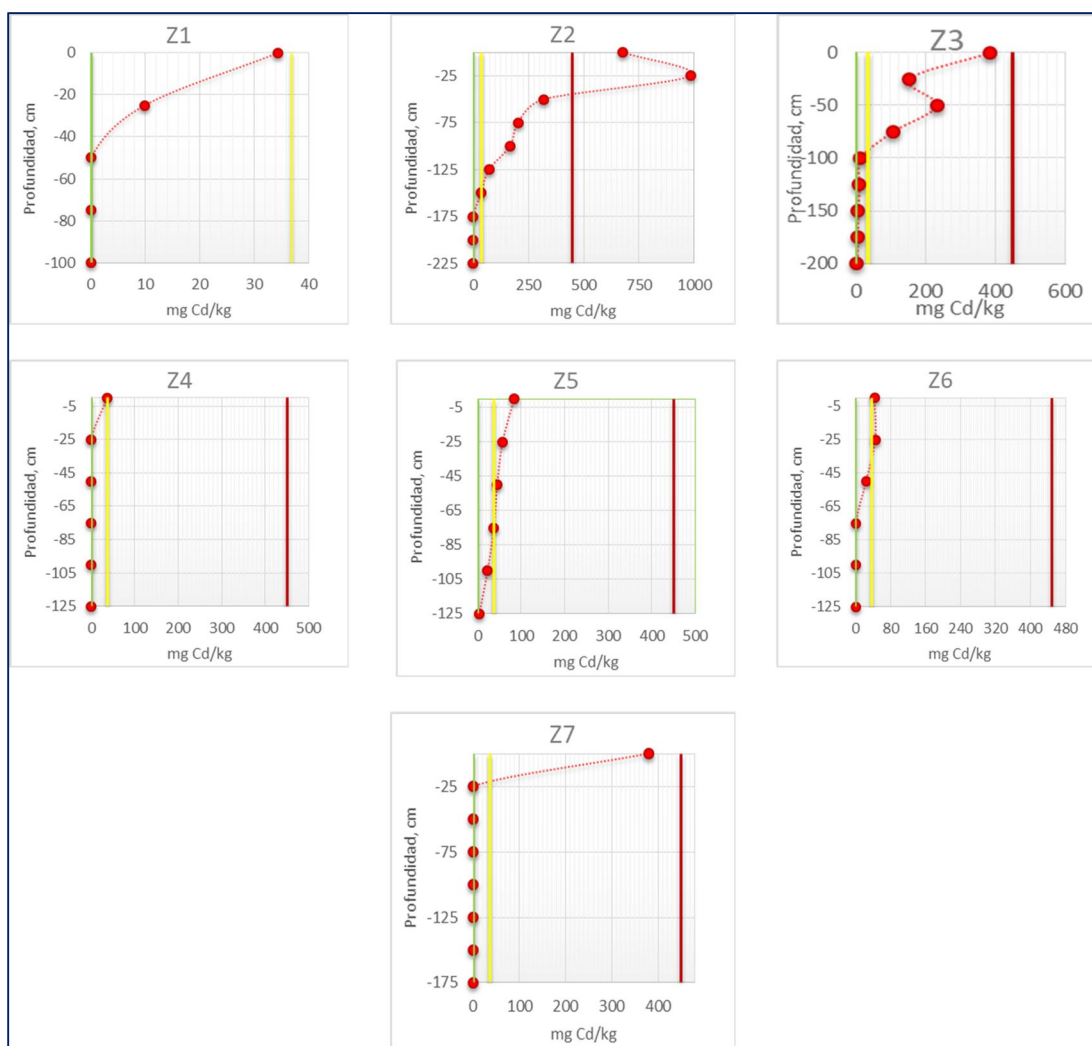
La zanja Z06 se localiza aproximadamente 1 km alejada de las plantas de arsénico y cobre. En esta la concentración superficial de arsénico es inferior a la CRT y muy cercana al valor de fondo (129 mg/kg). Mientras que en la zanja Z07, localizada a 1.6 km de las plantas de arsénico y cobre, la contaminación por arsénico presenta valores muy parecidos a la CRT para uso de suelo residencial (22 mg/kg).



**Figura 32. Comportamiento de la concentración de arsénico en perfiles. En amarillo se observa la CRT para uso residencial (22mg/kg), en verde el valor de fondo (129 mg/kg) y en rojo CRT para uso industrial (260 mg/kg).**

## Cadmio

La figura 33 presenta el comportamiento del cadmio a profundidad. En la parte sur del predio (Z01), desde la superficie y hasta una profundidad de 100 cm (profundidad máxima), las concentraciones de este metal fueron inferiores a la CR<sub>T</sub> para suelo con uso residencial (37 mg/kg).



**Figura 33. Comportamiento de la concentración de cadmio en perfiles. En amarillo se observa la CR<sub>T</sub> para uso residencial (37 mg/kg), en verde el valor de fondo (<LD) y en rojo CRT para uso industrial (450 mg/kg).**

En la sección que ocuparon las instalaciones de las antiguas plantas de cobre y Arsénico, desde la superficie (Z03) y hasta una profundidad de 25 cm (Z02), las concentraciones de Cd son superiores a la CR<sub>T</sub> para suelo con uso industrial (450 mg/kg), sin embargo, a partir de los 100 – 125 cm de profundidad se mantienen por debajo de la CR<sub>T</sub> para suelo con actividad residencial (37 mg/Kg). En la superficie

(0 – 5 cm) de la sección centro-norte (Z04 y Z05) y norte del predio (Z05 y Z07), se detectaron las concentraciones más altas de Cd, no obstante, a partir de los 25 cm de profundidad, disminuyen hasta alcanzar valores inferiores a la  $CR_T$  para suelo con uso residencial (37 mg/kg).

### Plomo

La figura 34 muestra el comportamiento del plomo a profundidad. En la superficie (0 – 5 cm) de la sección sur del predio (Z01), las concentraciones de Pb superan la  $CR_T$  para suelo con uso industrial (800 mg/kg), sin embargo, disminuyen abajo de 25 cm de profundidad, registrándose valores inferiores a la  $CR_T$  para suelo con actividad residencial (400 mg/kg) e incluso el valor de fondo (235 mg/kg).

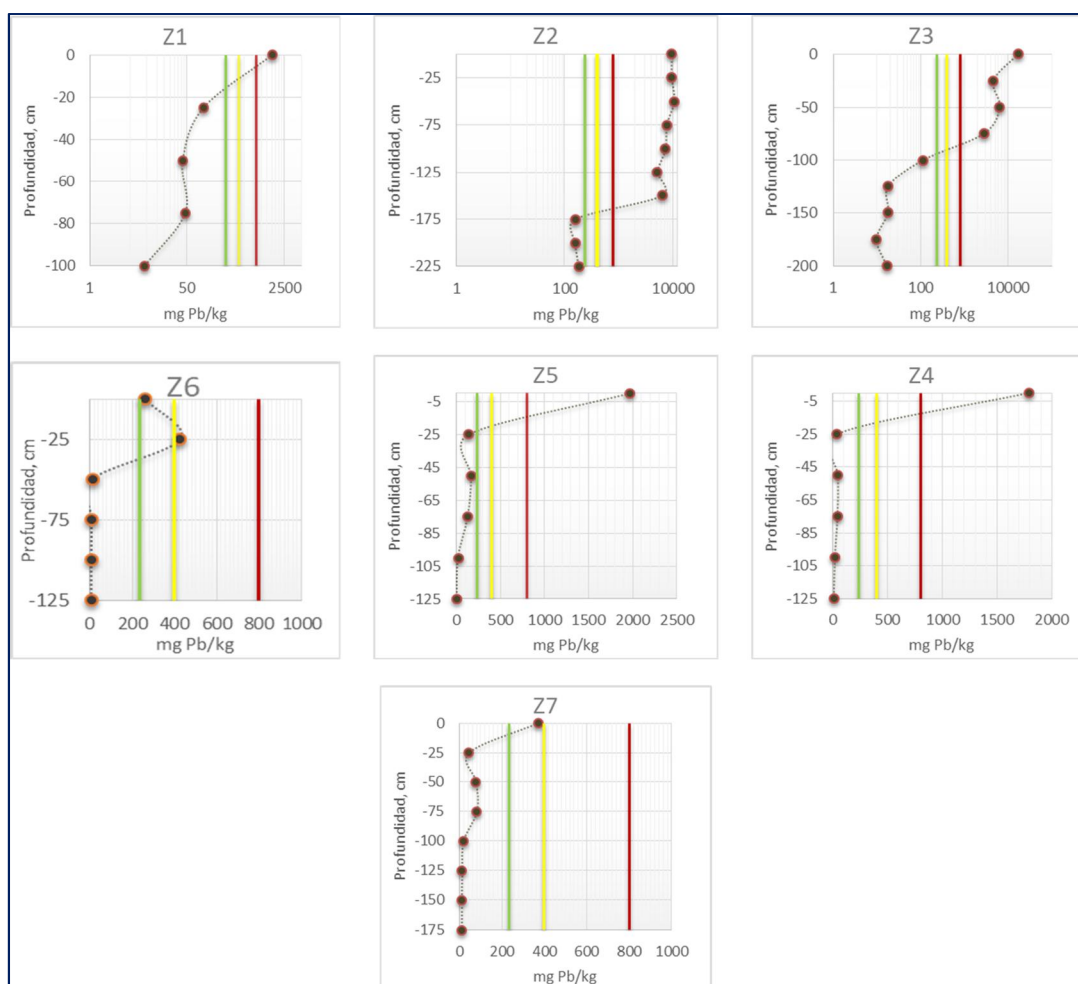


Figura 34. Comportamiento de la concentración de plomo en perfiles. En amarillo se observa la  $CR_T$  para uso residencial (400 mg/kg), en verde el valor de fondo (235 mg/kg) y en rojo CRT para uso industrial (800 mg/kg).

En la parte que ocuparon las instalaciones de las antiguas plantas de cobre y arsénico, desde la superficie y hasta los 125 y 150 cm de profundidad (Z02 y Z03, respectivamente), las concentraciones de Pb son superiores a la CR<sub>T</sub> para suelo con uso industrial (800 mg/kg), disminuyendo a partir de 150 cm, donde se detectaron concentraciones inferiores a la CR<sub>T</sub> para suelo con actividad residencial (400 mg/kg) e incluso el valor de fondo (235 mg/kg).

En la superficie (0 – 5 cm) de la parte centro-norte (Z04 y Z05), se registraron las concentraciones más elevadas de Pb, sin embargo, a partir de 25 cm de profundidad disminuyen hasta alcanzar valores inferiores a la CR<sub>T</sub> para suelo con uso residencial (400 mg/kg) e incluso el valor de fondo (235 mg/kg). En la superficie de la parte norte del predio (Z06 y Z07), las CIT de Pb son inferiores a la CR<sub>T</sub> para suelo con uso residencial (400 mg/kg), pero superiores la valor de fondo. Sin embargo, a 25 cm se alcanzan valores menores al fondo (235 mg/kg).

#### **V.2.4. Suelos superficiales, muestreo de detalle**

##### **V.2.4.1.1. Concentración total de As, Cd y Pb**

Las pruebas y análisis químicos y mineralógicos se realizaron en los siguientes laboratorios de la UNAM: Laboratorio de Geoquímica Ambiental (LGA) del Instituto de Geología y Laboratorio de Análisis Físicos y Químicos del Ambiente (LAFQA) de la Facultad de Química, actualmente Laboratorio de Biogeoquímica Ambiental (LABQA)

Las concentraciones totales de As, Cd y Pb del muestreo de detalle de suelos superficiales dentro del predio de las antiguas plantas de cobre y arsénico se presentan en el Anexo 13. El análisis por elemento se presenta a continuación:

##### ***Arsénico***

Las concentraciones más elevadas de As se detectaron en la superficie de la parte centro-sur del predio de las antiguas plantas de cobre y arsénico (figura 35). Donde se supera el límite de limpieza establecido (250 mg/Kg), con base en el riesgo a la salud en suelos contaminados por la actividades metalúrgicas de plantas de cobre (LAFQA-UNAM, 2002).

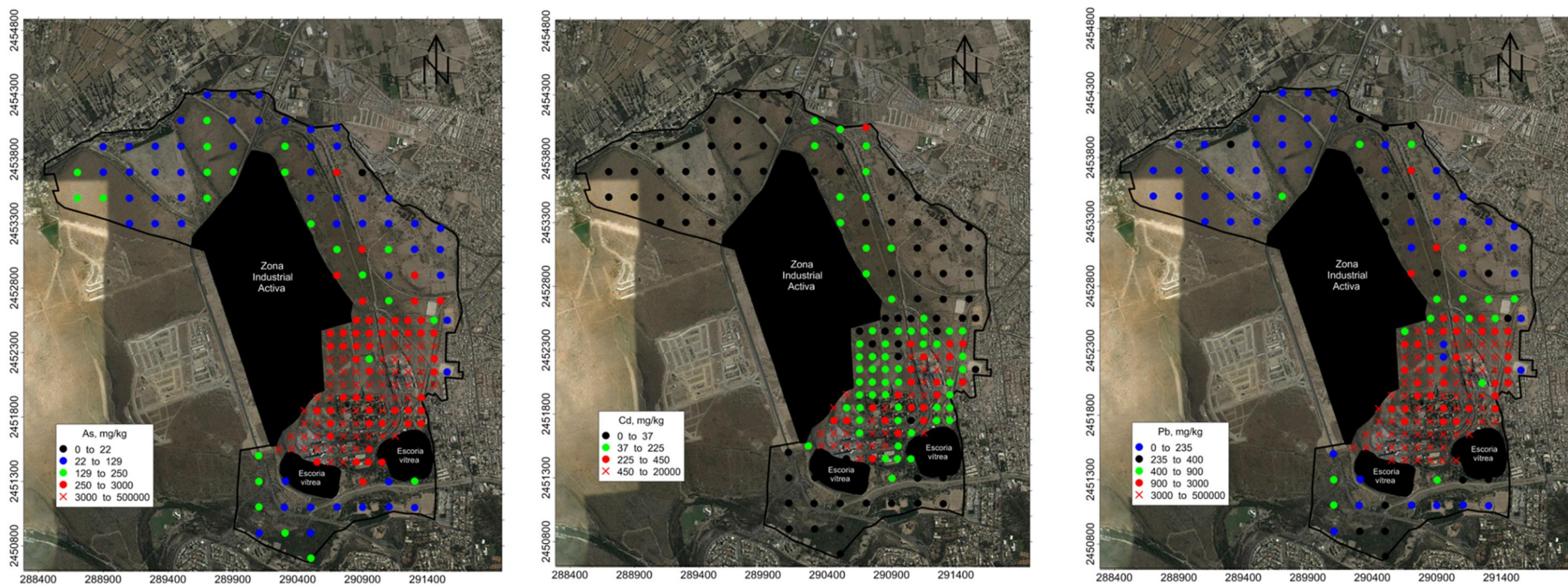


Figura 35. Mapas de distribución de la concentración de arsénico, cadmio y plomo en muestras de suelos superficiales en la zona de estudio (muestreo de detalle)

En la parte noroeste, norte y sur del predio, las concentraciones totales de As son inferiores al límite de limpieza (250 mg/kg). Además, el 73 % de las muestras colectadas (53 de 72) en estas zonas muestran CIT por debajo de los valores de fondo natural.

### **Cadmio.**

Las concentraciones más altas de Cd se registraron en la superficie de la parte centro-sur del predio de estudio (figura 35) donde se supera la CR<sub>T</sub> de 37 mg/kg para suelos de uso residencial señalada en la NOM-147. En las secciones restantes del predio, las concentraciones de Cd son inferiores a la CR<sub>T</sub>.

### **Plomo**

Las concentraciones más elevadas de Pb en las muestras de suelo superficial, se detectaron en la parte centro-sur del predio de las antiguas plantas de cobre y arsénico (figura 35), donde se registran concentraciones superiores al límite de limpieza establecido (900 mg/kg) con base en el riesgo a la salud en suelos contaminados por la actividades metalúrgicas de la P-Cu (LAFQA-UNAM, 2002).

En la parte noroeste, norte y sur del predio, las concentraciones totales de Pb son inferiores al límite de limpieza, incluso muestras donde las concentraciones están por debajo de la concentración natural de fondo y de la CR<sub>T</sub> (400 mg/Kg) para suelos de uso residencial señalada en la NOM-147.

#### **V.2.4.1.2. Concentración geodisponible de As, Cd y Pb**

Las concentraciones geodisponibles para arsénico, cadmio y plomo de las muestras de detalle se presentan en el Anexo 14. Solamente se obtuvieron datos por arriba del límite de detección de la técnica de análisis para arsénico, cadmio y plomo. Además de estos elementos, se detectó una concentración de níquel geodisponible (muestra D-84: 0.4 mg Ni/L); sin embargo, esta concentración es inferior a la concentración de referencia soluble (CR<sub>S</sub>) de 1.1 mg/L señalada en la NOM-147.



En el 57.5 % de las muestras se presentaron concentraciones geodisponibles de As superiores a la CR<sub>s</sub> señalada en la NOM-147 (CR<sub>s</sub> = 0.5 mg/L). En una muestra se alcanzó una concentración de 3 057.50 mg As/L

Con respecto al Cd, en el 19 % de las 186 muestras analizadas las concentraciones geodisponibles fueron superiores a la CR<sub>s</sub> señalada en la NOM-147 (CR<sub>s</sub> = 0.1 mg/L).

Mientras que para Pb, sólo el 9 %, mostraron concentraciones solubles por encima de la CR<sub>s</sub> de 0.5 mg/L.

Desde el punto de vista de concentración geodisponible, el orden de prioridad ambiental de los EPT de interés es el siguiente: As > Cd > Pb.

En la figura 36 se presentan los mapas de distribución de los puntos de muestro con las concentraciones geodisponibles de As, Cd y Pb, respectivamente.

Es importante aclarar que el potencial peligro debido a la geodisponibilidad de estos contaminantes se limita a la parte del predio donde estuvieron ubicadas las instalaciones de las antiguas plantas de cobre y arsénico, así como las zonas inmediatas aledañas. Por otra parte, como se detallará más adelante, el arsénico por sus características químicas representa el mayor reto para su estabilización.

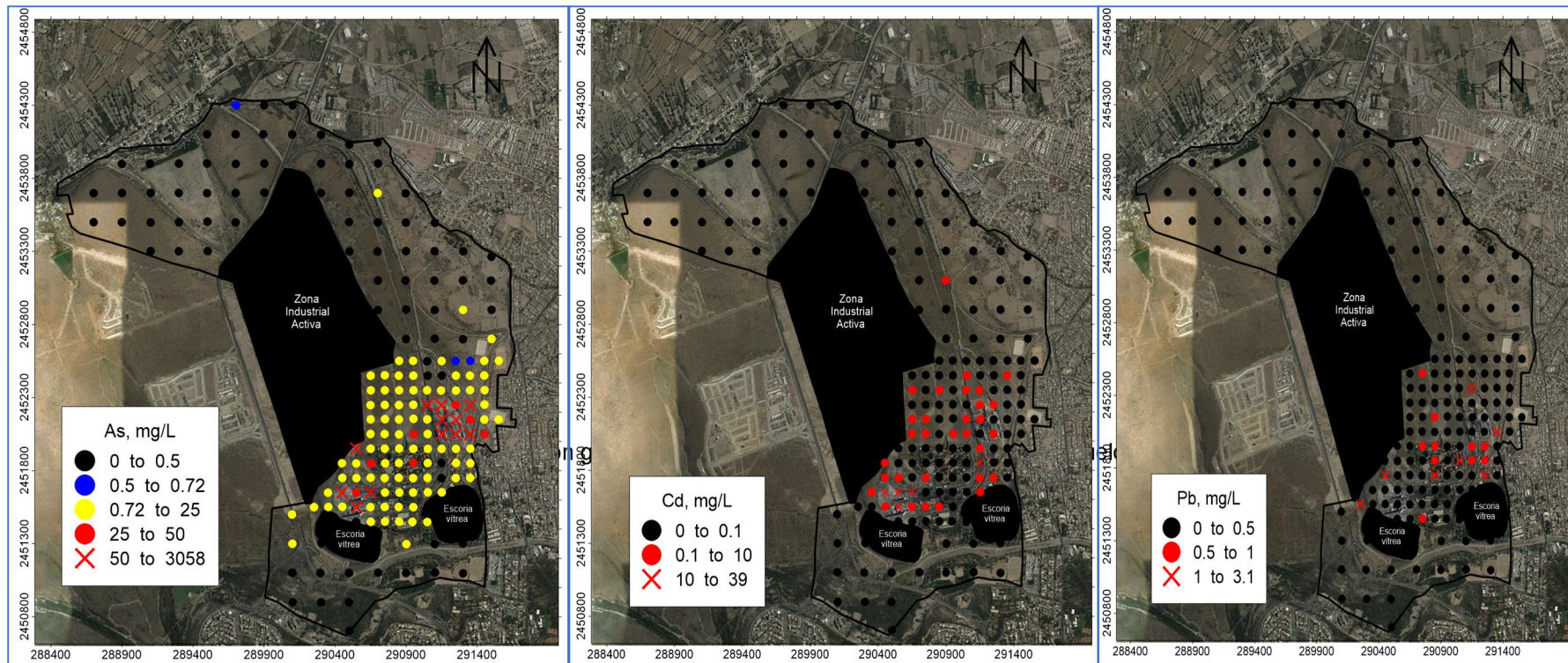


Figura 36. Concentración geodisponible para As, Cd y Pb en muestras de suelo superficial

### V.2.4.1.3. Mineralogía de suelos superficiales, muestreo de detalle

El análisis de difracción de rayos X para determinar posibles fases minerales presentes en suelos representativos indica de manera general la presencia de aluminio silicatos, sulfatos de hierro y calcio, y oxo hidroxocompuestos de hierro (Tabla 16). De manera específica, la muestra E21, ubicada en la zona donde se ubicó la planta de cobre, presenta fases de sulfuro de plomo y sulfuro de cobre y hierro; fases reducidas en suelos con características oxidantes.

**Tabla 16. Mineralogía de suelos superficiales en la zona de estudio**

Calve	Fases	Ficha PDF	Observaciones
E16	Cuarzo: SiO <sub>2</sub>	[46-1045]	Predominio de cuarzo. Cristalinidad intermedia-baja.
	Feldespato potásico tipo sanidina: (NaK)(Si <sub>3</sub> Al)O <sub>8</sub>	[10-0357]	
	Plagioclasa de composición intermedia: (CaAl)(SiAl) <sub>4</sub> O <sub>8</sub>	[18-1202]	
	Yeso: CaSO <sub>4</sub>	[33-0311]	
	Goetita: FeO(OH)	[29-0713]	
	<i>Melanterita: FeSO<sub>4</sub> 7 H<sub>2</sub>O o similar</i>	[22-633]	
	Trazas de arcilla o yeso a ≈7Å		
E21	Cuarzo: SiO <sub>2</sub>	[46-1045]	Material de baja a muy baja cristalinidad mezclado con material más cristalino.
	Calcopirita: CuFeS <sub>2</sub>	[37-0471]	
	Plagioclasa de composición intermedia: (CaAl)(SiAl) <sub>4</sub> O <sub>8</sub>	[18-1202]	
	Galena : PbS	[5-0592]	
	Calcita: CaCO <sub>3</sub>	[47-1743]	
	Pirita: FeS <sub>2</sub>	[42-1340]	
	Tridimita: SiO <sub>2</sub>	[18-1170]	
E27	Yeso: CaSO <sub>4</sub>	[33-0311]	Cristalinidad alta con alguna fase de baja cristalinidad. No se detectó ninguna fase de As ni de Pb. La jarosita puede tener sodio (natrojarosita).
	Pirita: FeS <sub>2</sub>	[42-1340]	
	Jarosita: KFe <sub>3</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> (OH) <sub>6</sub>	[22-0827]	
	Cuarzo: SiO <sub>2</sub>	[46-1045]	
	Tridimita: SiO <sub>2</sub>	[18-1170]	
E29	Cuarzo: SiO <sub>2</sub>	[46-1045]	

Calve	Fases	Ficha PDF	Observaciones
	Plagioclasa de composición intermedia: $(CaAl)(SiAl)_4O_8$	[18-1202]	Predominio de cuarzo. Varias fases en baja proporción. Cristalinidad intermedia-baja.
	Yeso: $CaSO_4$	[33-0311]	
	Goetita: $FeO(OH)$	[29-0713]	
	Tridimita: $SiO_2$	[18-1170]	
E31	Cuarzo: $SiO_2$	[46-1045]	Cristalinidad intermedia.
	Plagioclasa de composición intermedia: $(CaAl)(SiAl)_4O_8$	[18-1202]	
	Magnetita: $Fe_3O_4$	[19-0629]	
	Pirita: $FeS_2$	[42-1340]	
	<i>Melanterita <math>FeSO_4 \cdot 7 H_2O</math> o similar</i>	[22-633]	
	Trazas de arcilla o yeso a $\approx 7 \text{ \AA}$		

En las muestras E27 y E31 se presentan fases reducidas de sulfuro de hierro y fases oxidadas, sulfato de calcio y sulfato de hierro, respectivamente.

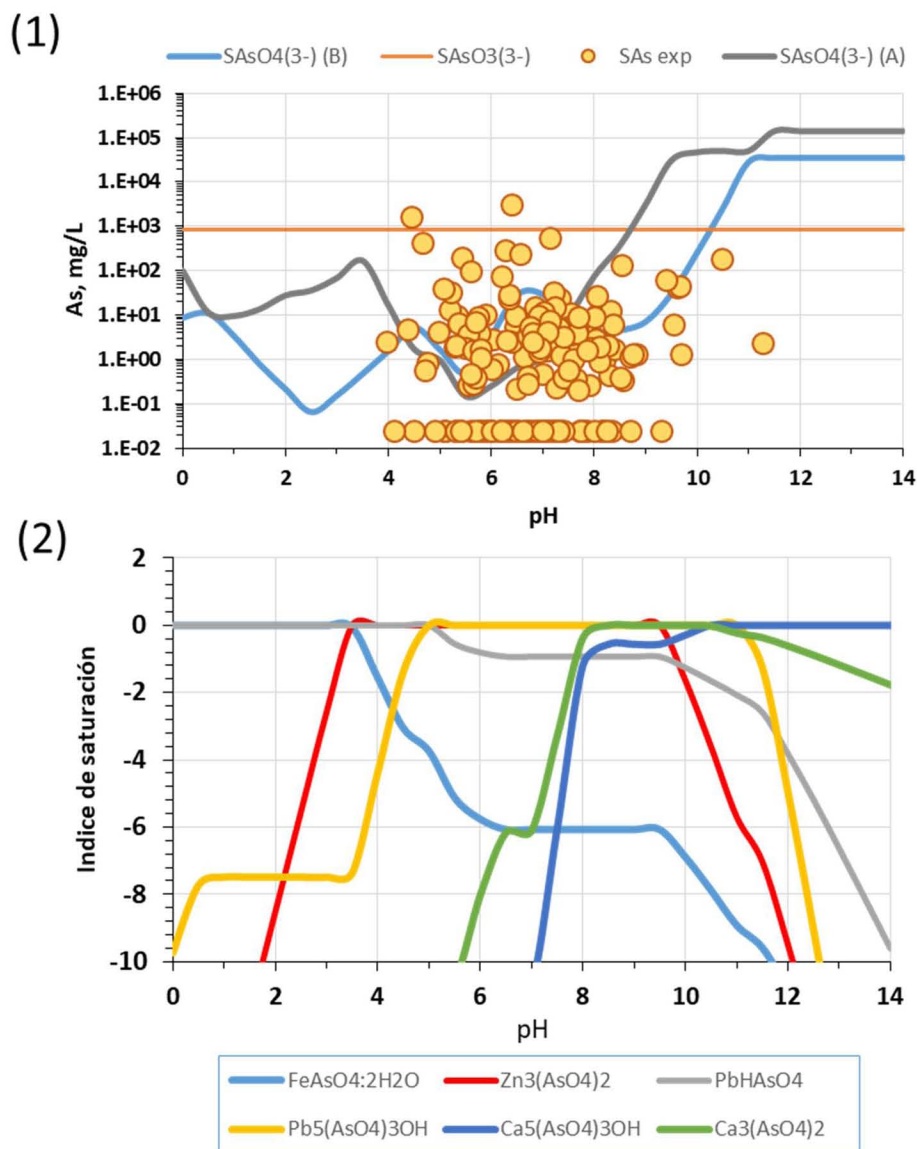
No se encontró evidencia de fases de arsénico y /o cadmio.

### V.2.5. Movilidad del arsénico, cadmio y plomo en el sitio de estudio.

Los resultados obtenidos para la geodisponibilidad de arsénico, cadmio y plomo sugieren que estos contaminantes están asociados a diversas especies químicas que forman diferentes fases sólidas, las cuales controlan su movilidad parcialmente. Con el objetivo de estudiar las posibles fases que controlen dicha movilidad, se realizaron modelaciones termodinámicas con ayuda del software MINEQL+. Para generar los diferentes diagramas de solubilidad y de índice de saturación se utilizaron las concentraciones totales de las muestras de suelo estudiadas, el anexo 13 se presentan estas concentraciones, los principales resultados indican:

## Arsénico

En la figura 38(1) se muestra la solubilidad teórica de As (V) y As (III), en función del pH, considerando las concentraciones totales de los diferentes elementos determinados. Además, se graficaron los valores de geodisponibilidad de arsénico para diferentes muestras.



**Figura 38. (1) Diagrama de solubilidad teórica ((A)  $[As]_{tot}=1\text{ m}$ ; (B)  $[As]_{tot}=2\text{ m}$ ) y Geodisponibilidad experimental de muestras del área de estudio para especies de arsénico (círculos amarillos). (2) Diagrama de índice de saturación en función del pH.**

Por otra parte, la figura 38(2) presenta el índice de saturación del cual se obtienen las fases de arsénico que controlan la solubilidad en función del pH.

En el diagrama se observan los siguientes comportamientos:

- Muestras cuya geodisponibilidad experimental presenta valores de  $>100$  mg/L. Estos valores se acercan a la solubilidad teórica del trióxido de arsénico ( $\text{As}_2\text{O}_3$ ), compuesto de As (III). Esta situación podría indicar que en estos sitios hay una mezcla de As (V) y As (III).
- Muestras que presentan valores geodisponibles de arsénico en la zona de predominio de arseniatos de Fe (índice de saturación de cero, desde  $\text{pH}=0$  hasta aproximadamente  $\text{pH}=3.5$ ) y Zn (índice de saturación igual a cero a  $\text{pH}$  de 3.5 y hasta 9). Es decir, las fases que controlan la movilidad de arsénico son arseniatos de zinc y/o arseniatos de hierro. Su geodisponibilidad varía de 10 a casi 0.1 mg/L.
- Muestras con geodisponibilidades  $<0.01$  mg/L. Estas muestras presentan valores cercanos a la solubilidad de arseniatos de plomo (índice de saturación igual a cero entre  $\text{pH}$  5 y 11), arseniatos de calcio (índice de saturación igual a cero entre  $\text{pH}$  8 y 10.5) y arseniatos de zinc (índice de saturación igual a cero entre 3.5 y 9). Se ha reportado que estos valores tan bajos se pueden deber a la presencia de As (V), que forma complejos estables con zinc y/o plomo (Gutiérrez-Ruiz et al, 2012) (Vaca-Escobar et al, 2012). Dicha solubilidad tan baja sólo es superada por arseniatos de bario. (Romero et al, 2008)

Por otra parte, estos resultados son importantes ya que abren la posibilidad de establecer estrategias de control del arsénico a través de la formación de fases de baja solubilidad con elementos presentes propiamente en la matriz del suelo.

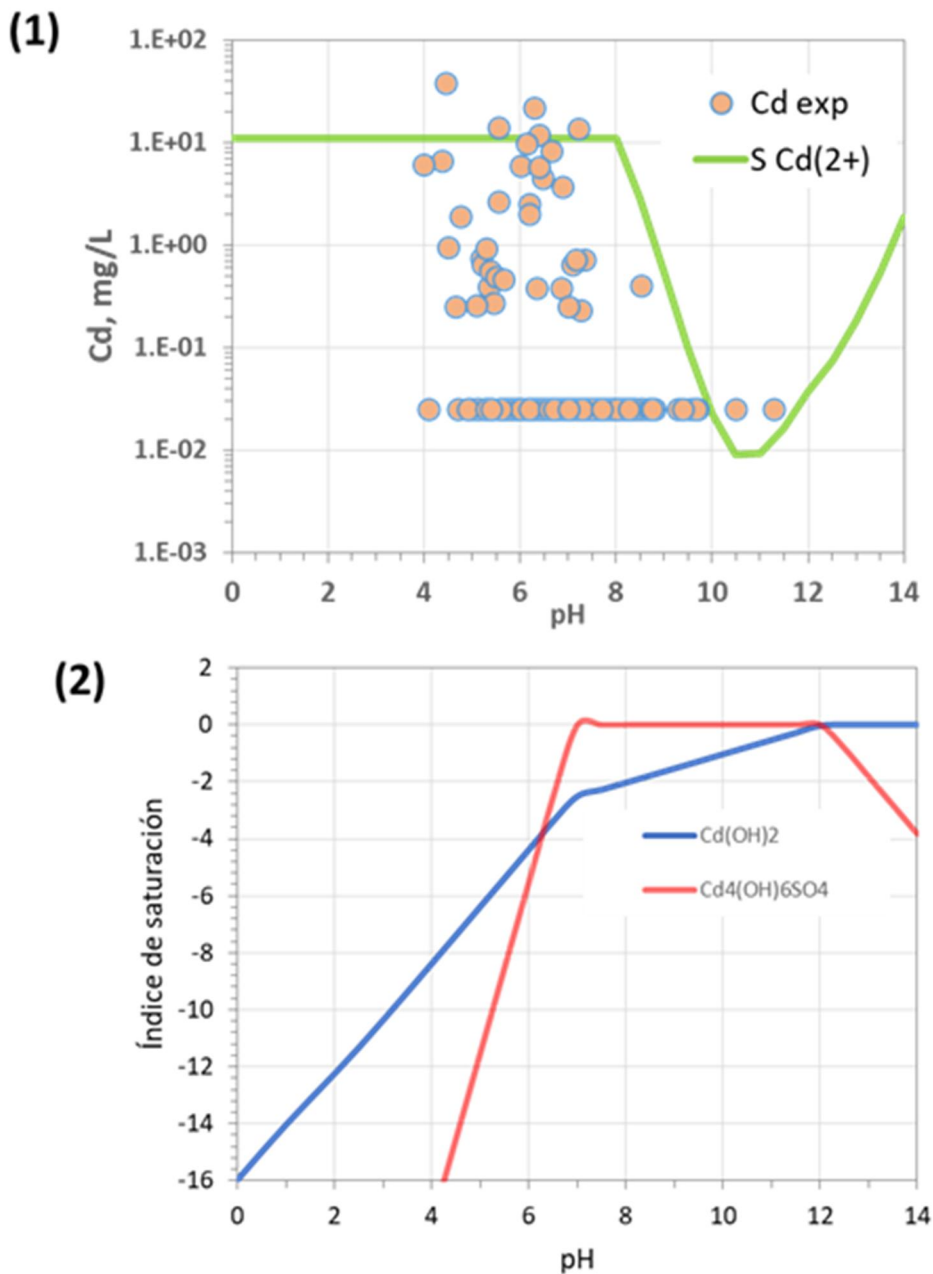
## **Cadmio**

En la figura 39 (1) se muestra el diagrama de solubilidad teórica en función del pH para el cadmio en el sistema estudiado. Para su construcción se consideraron los diferentes elementos detectados, así como su concentración. También se graficaron las concentraciones geodisponibles para diferentes muestras. Y la figura 39 (2) muestra el índice de saturación en función del pH para el sistema del cadmio. A partir de este diagrama se obtienen las fases que controlan la solubilidad del sistema para los diferentes valores de pH

De acuerdo con el diagrama de índice de saturación la especie que domina la solubilidad del cadmio es el hexa hidroxí sulfato de cadmio, que precipita a valores superiores a pH de 8, y hacia valores de 12 comienza el predominio del hidróxido de cadmio. Los valores experimentales muestran dos comportamientos:

Cuando el pH es menor a 8 la geodisponibilidad del cadmio corresponde a la concentración total.

Cuando el pH de la muestra es superior a 8, la geodisponibilidad de cadmio se ajusta a la curva de solubilidad teórica, la cual depende de las fases insolubles indicadas anteriormente



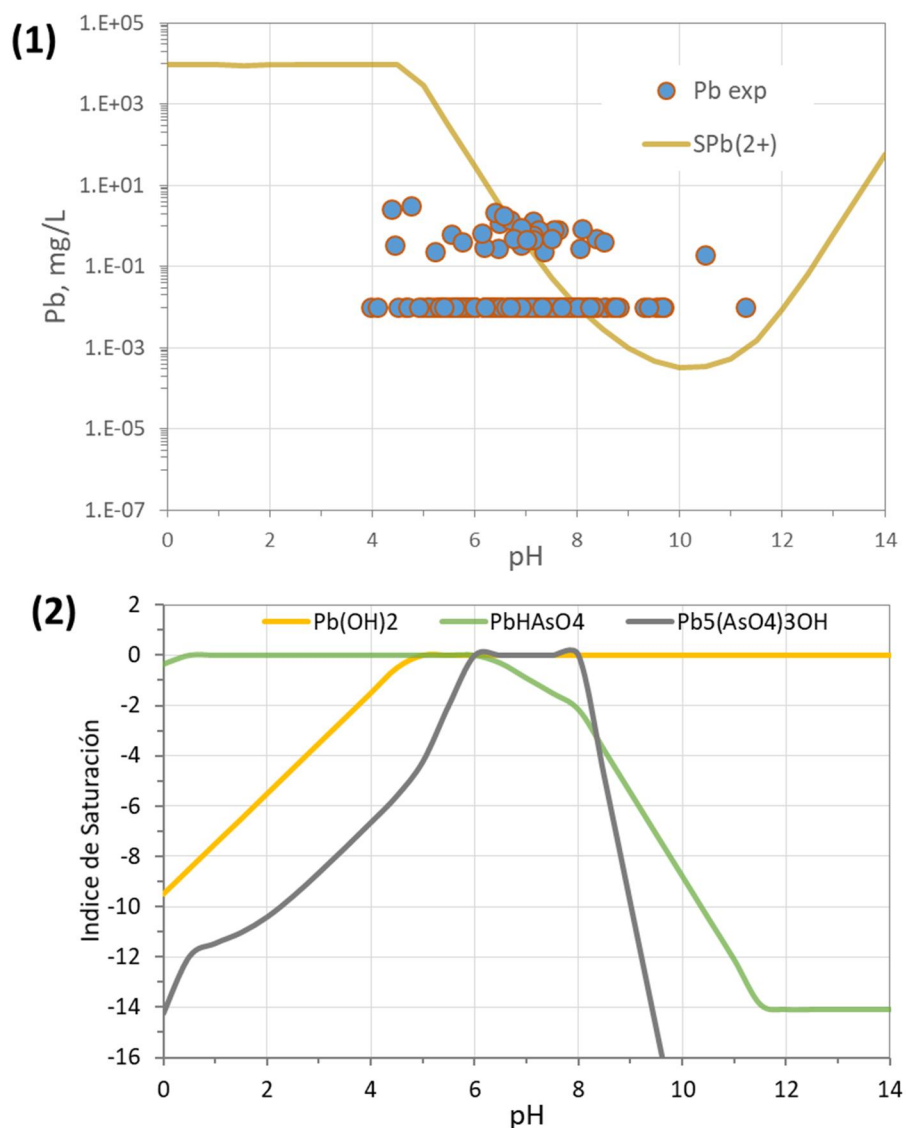
**Figura 39. (1) Diagrama de solubilidad teórica y geodisponibilidad experimental de muestras del área de estudio para especies de cadmio. (2) Índice de saturación**

### Plomo

En la figura 40 (1) se muestra la curva de solubilidad teórica para plomo en función del pH, bajo las condiciones generales de los suelos (concentraciones de los diferentes elementos químicos detectados). Además, se graficó la concentración



geodisponible para las diferentes muestras analizadas. La figura 40 (2), presenta el índice de saturación, a partir del cual se establecen las fases de arsénico que controlan la solubilidad en el sistema estudiado.



**Figura 40. (1) Diagrama de solubilidad teórica y geodisponibilidad experimental de muestras del área de estudio para especies de plomo. (2) Índice de saturación en función del pH**

Los datos experimentales de geodisponibilidad del plomo se aproximan a las curvas de solubilidad de los arseniados de plomo (arseniato mono ácido o schultenita y el hidroxil tri arseniato o hidroximimetita) y el hidróxido de plomo, compuestos químicos

de Pb(II) (Vaca-Escobar et al, 2012). Es importante destacar que un número de muestras presenta una geodisponibilidad muy cercana al valor teórico del arseniato de plomo, lo cual es congruente con el estudio reportado por (Romero et al, 2008), donde establece como fase sólida que controla la movilidad del arsénico y el plomo, al respectivo arseniato.

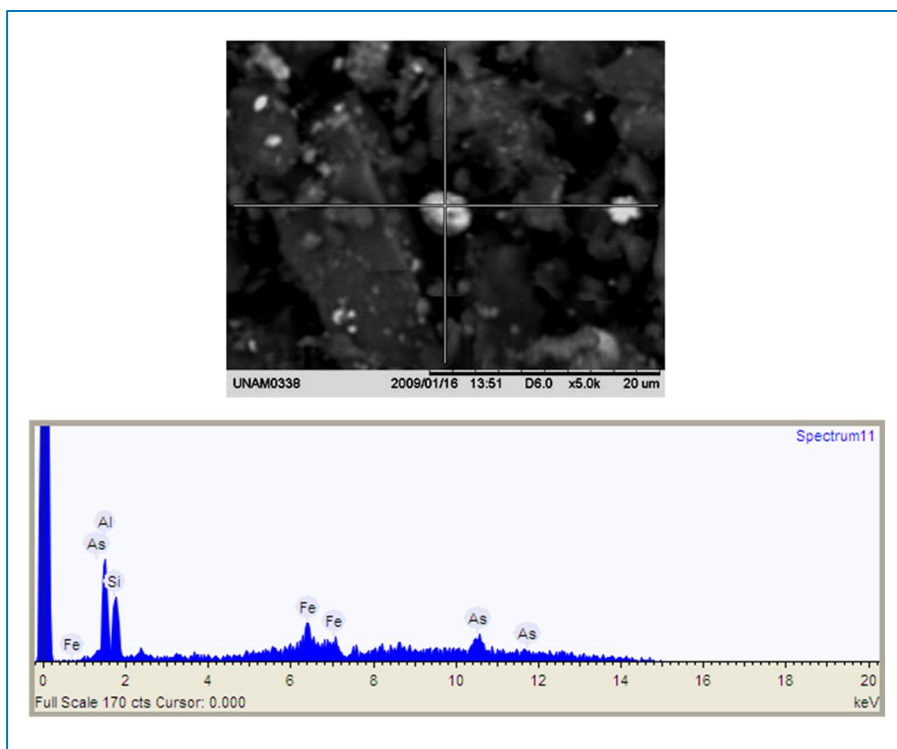
#### **V.2.6. Identificación de las fases sólidas para corroborar la presencia de As (V)**

En el 94 % de las muestras analizadas, la modelación termodinámica sugiere que la solubilidad puede estar controlada por la presencia de As (V) como arseniatos de metales (Fe, Cu, Zn y Pb).

Con el objetivo de contar con más evidencia de la presencia de dichas fases, este tipo de muestras se analizaron por Microscopía Electrónica de Barrido Acoplada a un analizador semicuantitativo de Espectrometría de Rayos X por Energía Dispersa (MEB-EDX).

Por MEB-EDX se identificaron partículas de oxihidróxidos de hierro (Fe-oxihidróxidos) que contienen arsénico (Figura 41) y plomo (Figura 42). Bajo las condiciones ambientales, los oxihidróxidos de hierro son compuestos muy estables y controlan la liberación de los elementos que han retenido vía sorción, que es uno de los mecanismos de retención de contaminantes muy reportado en la literatura especializada (Bowell, 1994) (Lin Z. , 1997) (Foster, 1998) (Romero et al, 2008).

A partir del análisis semicuantitativo y relaciones estequiométricas se estableció que entre los minerales que pueden estar presentes están la anglesita “PbSO<sub>4</sub>” (Figura 43).

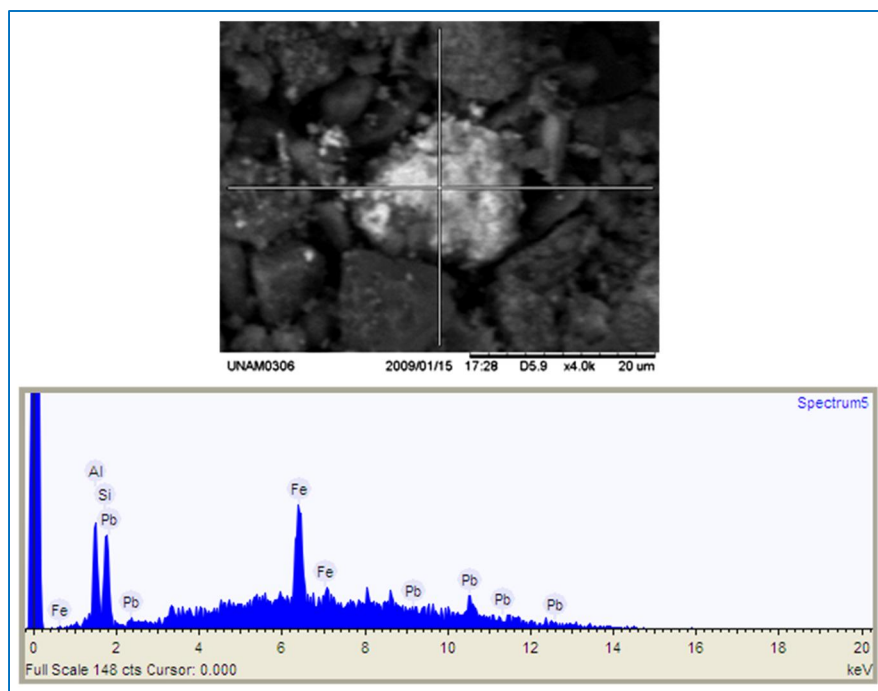


**Figura 41. Microfotografías y análisis semicuantitativo por EDX de una muestra de suelo, que presenta partículas de oxihidróxidos de hierro con partículas sorbidas de arsénico.**

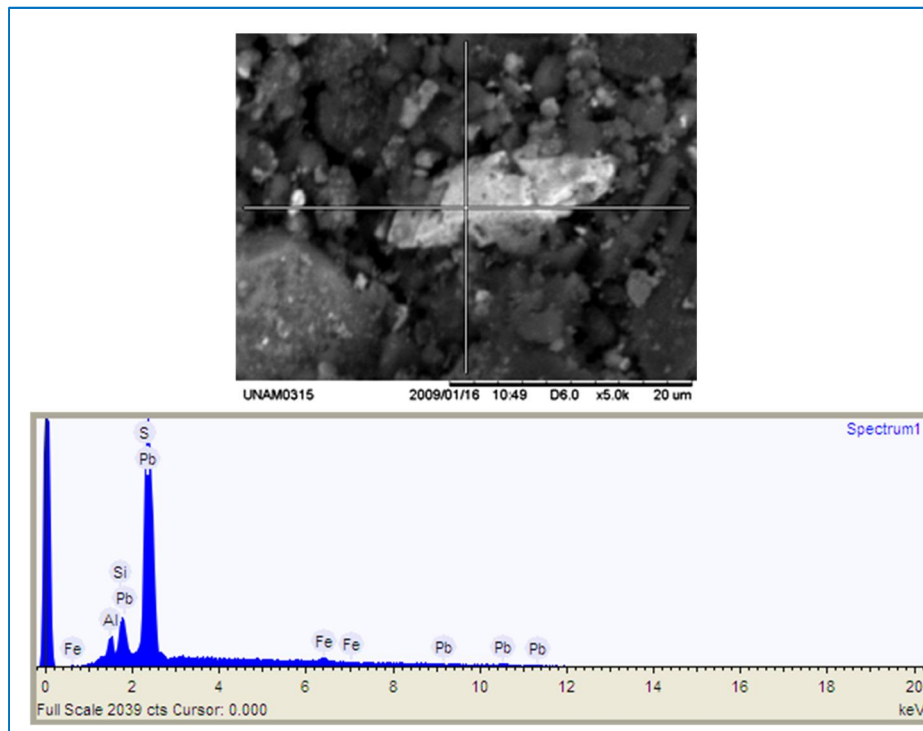
También se identificaron partículas de Pb-As, cuya relación estequiométrica se aproxima a arseniato de plomo “PbHAsO<sub>4</sub>” (Figura 44).

Las constantes de solubilidad de los minerales que han precipitado son muy bajas ( $K_{PbHAsO_4} = 10^{-35.4}$ ,  $K_{PbS} = 10^{-27.5}$ ;  $K_{PbSO_4} = 10^{-7.7}$ ) e indican que son muy insolubles (Vaca-Escobar et al, 2012; Villalobos et al, 2009) y pueden ser el mejor mecanismo de retención para controlar la liberación y movilidad de los elementos potencialmente tóxicos (Giré et al, 2003; Fukushi, 2003; Romero et al, 2008; Roussel, 2000).

La presencia de anglesita y arseniato de plomo en los suelos estudiados puede explicar la baja geodisponibilidad y bioaccesibilidad del As y Pb en la mayoría de las muestras del predio de estudio.



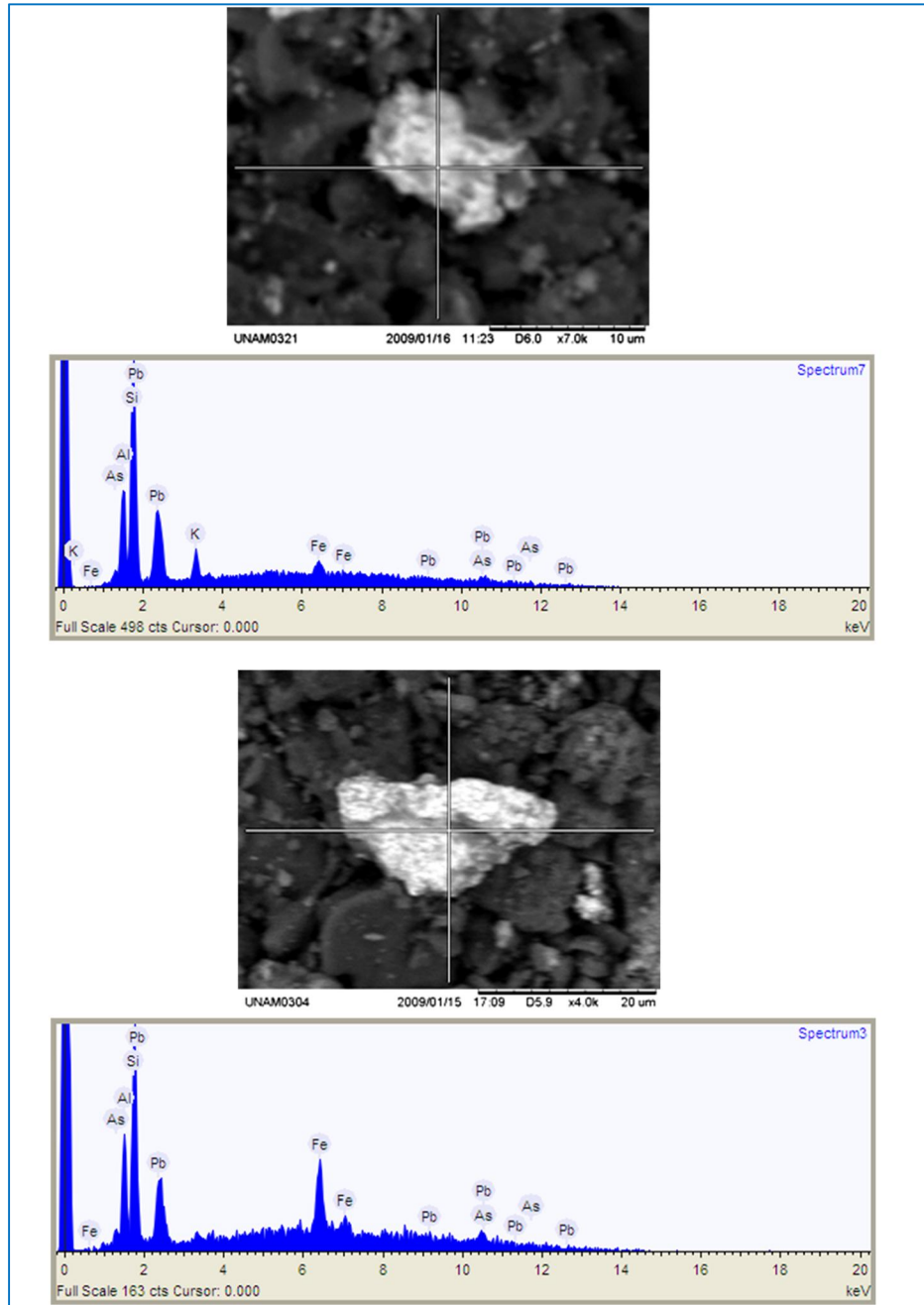
**Figura 42. Microfotografías y análisis semicuantitativo por EDX de una muestra de suelo, que presenta partículas de hierro, con partículas sorbidas de plomo.**



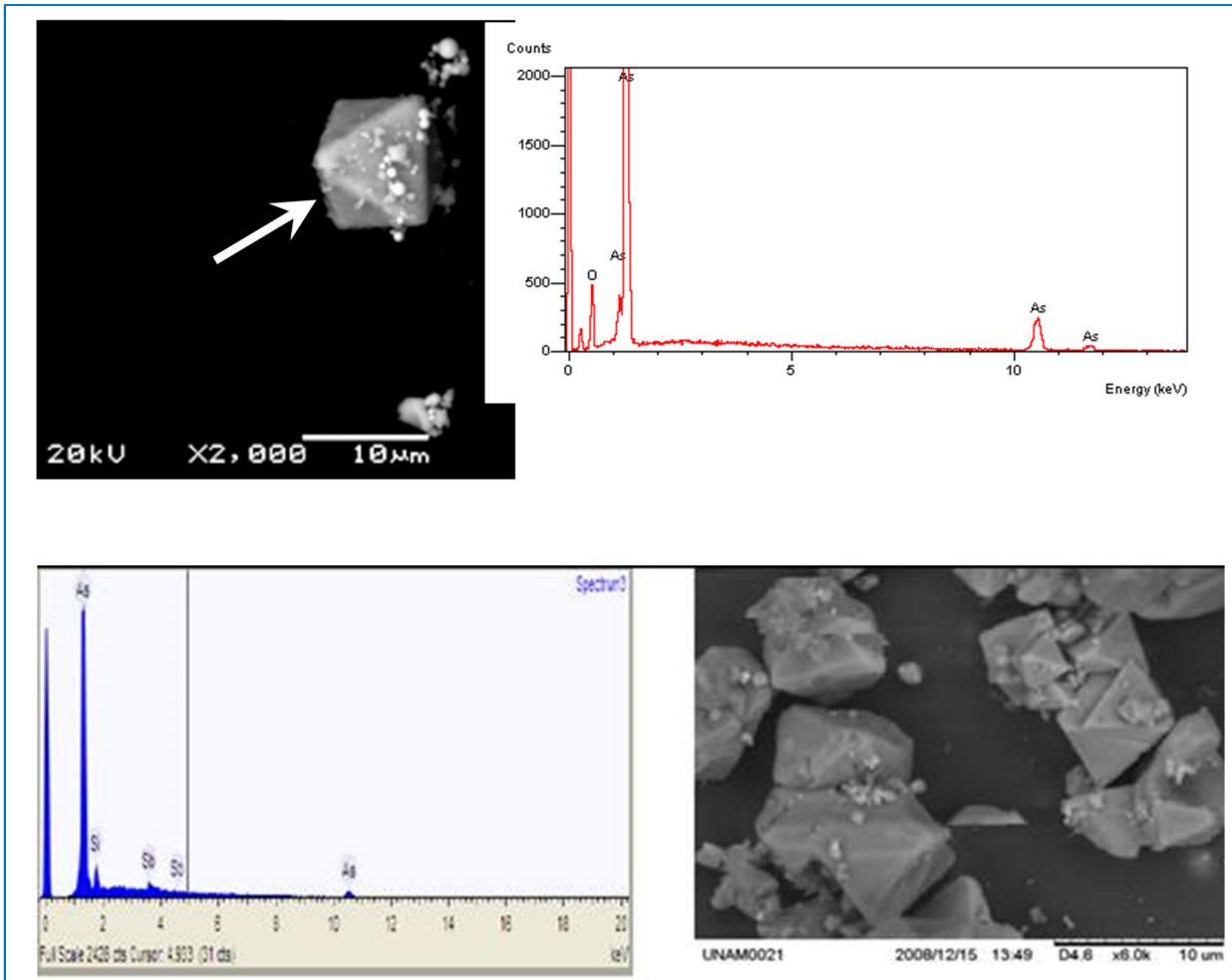
**Figura 43. Microfotografías y análisis semicuantitativo por EDX de una muestra de suelo, que presenta partículas con asociación Pb y S.**

### **V.2.7. Fases sólidas en las muestras de suelos donde la modelación termodinámica indica la presencia de As (III).**

Se realizaron análisis de MEB-EDX con el fin de obtener evidencia más robusta de la presencia de As en muestras donde la modelación termodinámica sugiere la presencia de As (III).



**Figura 44. Microfotografías y análisis semicuantitativo por EDX de una muestra de suelo, que presenta partículas con asociaciones arsénic-plomo**



**Figura 45. Microfotografías y análisis semicuantitativo por EDX de una muestra de suelo, que presenta partículas asociadas a As(III).**

Los análisis MEB-EDS permitieron la identificación de partículas que están asociadas al  $\text{As}_2\text{O}_3$  (Figura 45), que es un compuesto relativamente soluble ( $K_{\text{As}_2\text{O}_3} = 10^{-2.8}$ ), lo que explica los altos valores de geodisponibilidad del As en muestras que se localizan puntualmente en donde estuvieron ubicadas las instalaciones de las antiguas plantas de As y Cu. El análisis muestra tetraedros cuyo análisis semicuantitativo indica como elemento principal al arsénico.

### V.2.8. Cuantificación de As (III) en muestras compuestas.

En muestras ubicadas en la zona de las plantas de As y Cu, en las cuales la modelación termodinámica indicó la presencia de As (III) como  $As_2O_3$ , se prepararon 3 muestras compuestas y se determinaron concentraciones totales de As desde 3 946 hasta 21 589 mg/kg.

Los resultados que se presentan en la Tabla 17 indican que la cantidad de As(III) que se podría liberar con agua varía entre 0.53 y 1.59 % del contenido total de arsénico. Bajo condiciones alcalinas el porcentaje varía entre 0.07 y 3.36 %. Finalmente, se puede observar que bajo condiciones acidas la cantidad de As (III) que se podría liberar aumenta considerablemente hasta 11.5 y 22.7 %.

**Tabla 17. Cuantificación de As (III) con diferentes extractantes, en muestras compuestas donde la modelación termodinámica indica la presencia de As (III) como trióxido de arsénico ( $As_2O_3$ ).**

Muestras compuestas	As	As (III) extraído con agua desionizada		
	total			
	mg/kg	mg/L	mg/kg	%
I	3 946	0.32	6.4	0.16
II	10 947	8.73	174.5	1.59
III	21 589	5.69	113.7	0.53
Muestras compuestas	As	As (III) extraído con HCl 1M		
	total			
	mg/kg	mg/L	mg/kg	%
I	3 946	22.73	454.5	11.52
II	10 947	65.40	1308.0	11.95
III	21 589	245.00	4900.0	22.70
Muestras compuestas	As	As (III) extraído con NaOH 0.5 M		
	total			
	mg/kg	mg/L	mg/kg	%
I	3 946	5.08	101.6	2.57
II	10 947	18.40	368.0	3.36
III	21 589	0.76	15.2	0.07

## **VI. TRATAMIENTOS DE ESTABILIZACIÓN DE ARSÉNICO, CADMIO Y PLOMO EN SUELO CONTAMINADO.**

La gran cantidad de suelo contaminado y la migración vertical de arsénico, cadmio y plomo que se alcanzó, plantea un reto importante para su remediación. En este capítulo se presentan los resultados obtenidos de los tratamientos de estabilización enfocados en los principales elementos, As, Cd y Pb.

Se desarrollaron dos propuestas de tratamientos:

Tratamientos activos. A partir de procesos físicos, químicos y combinación, los cuales se basaron en el uso de cementos como encapsulante y reactivos químicos para oxidar y formar compuestos de baja solubilidad.

Tratamientos pasivos. Uso de barreras geoquímicas formadas con materiales naturales y residuos de la zona de estudio.

### **VI.1. Tratamiento activo de estabilización**

El desarrollo de este tratamiento se llevó a cabo a nivel laboratorio y nivel piloto in situ, a partir de reacciones químicas y el uso de cementos especiales en los suelos contaminados del polígono donde se localizaban las instalaciones de la antigua Planta de Arsénico de IMMSA-SLP.

Se probaron tres Tratamientos Activos de estabilización:

- 1) Proceso Físico.
- 2) Proceso Químico.
- 3) Procesos Físico-Químico (uso combinado de los métodos anteriores).

#### **VI.1.1. Tratamiento activo-físico.**

Consistió en una serie de experimentos en los que se evaluaron diferentes cementos (Tabla 18), para cada uno de los 5 suelos compuestos, formando bloques de concreto.



**Tabla 18. Cementos utilizados para las pruebas de estabilización.**

Cemento/ Aditivo	Tipo	Resistencia	Composición	Aplicaciones
CPC 40 R RS	Cemento portland compuesto	34 N/mm <sup>2</sup>	Clinker gris, yeso natural, varios compuestos	Recomendado para aquellas obras en las que los elementos de concreto estarán expuestos a aguas salobres, ricas en sulfatos como alcantarillados, pilotes, muelles y presas
CPO 40	Cemento portland ordinario	42 N/mm <sup>2</sup>	Clinker, caliza y yeso	Obra en general
CPP 30	Cemento portland puzolánico	30 N/mm <sup>2</sup>	Clinker gris, yeso natural, puzolanas naturales	Recomendable para obras expuestas a agresiones químicas

Fuente: <http://www.cemexmexico.com/productos/cemento/tipos-de-cemento/cemento-gris>

En la tabla 19 se presenta la caracterización inicial de las muestras compuestas de suelo empleadas en las diferentes pruebas de tratamientos estabilización, realizados a nivel laboratorio. Como se puede observar las concentraciones totales de los elementos de interés varían desde algunas decenas hasta varios millares, y superan la CR<sub>T</sub> de la NOM-147 para uso residencial, excepto la muestra A5, para el caso del plomo.

**Tabla 19. Caracterización de las muestras compuestas de suelo empleadas en pruebas de estabilización con cementos**

Muestra	pH	CE	As	Cd	Pb	As	Cd	Pb
		µS/cm	mg/kg			mg/L		
A1	5.89	1 151	39 445.5	2 879.2	82 712.9	151.20	5.76	3.77
A2	6.59	506.5	7 147.0	538.1	22 341.6	2.13	0.40	0.81
A3	5.87	827.5	23 255.8	224.5	5 693.7	162.95	0.19	<L.D.
A4	6.59	192	3 160.3	146.2	3 985.1	1.75	<L.D.	<L.D.
A5	6.67	50.5	139.3	62.9	303.3	0.14	<L.D.	<L.D.
CR <sub>T</sub> , Uso Residencial, mg/kg	-	-	22.0	37.0	400.0	-	-	-
CR <sub>T</sub> , Uso Industrial, mg/kg	-	-	260	450.0	800	-	-	-
CR <sub>s</sub> , mg/L	-	-	-	-	-	0.5	0.1	0.5

Por otra parte, la fracción geodisponible en el caso de arsénico supera la CR<sub>s</sub> en las muestras A1 a la A4, para cadmio se supera la concentración de referencia

soluble en las muestras A1, A2 y A3. Finalmente, para el plomo las muestras A1 y A2 superan la concentración de referencia soluble.

Es decir, las muestras A1 a la A4 representan un riesgo a la biota por uno o varios elementos geodisponibles.

### ***Análisis de efectividad del tratamiento activo-físico***

Posterior al tiempo de fraguado recomendado (28 días) de las diferentes pruebas realizadas, se fragmentó cada bloque de concreto formado, se realizó la prueba de extracción de fracción geodisponible y se analizaron las concentraciones de los diferentes elementos estudiados mediante ICP.

En la tabla 20 se presentan los resultados obtenidos de las diferentes pruebas de tratamiento. Los resultados obtenidos muestran:

- 1) Cadmio. Dado que la matriz del cemento se compone de materiales alcalinos, principalmente óxidos, el suelo estabilizado a partir del respectivo concreto presenta pH alcalino. Bajo estas condiciones químicas se presenta la formación de los respectivos hidróxidos y óxidos metálicos, además de arsenatos de plomo, zinc, cobre y calcio (Gayer y Woontner, 1957; Ryan et al, 1965). Tal es el caso del cadmio, cuya solubilidad está dominada por la formación del respectivo hidróxido.

La figura 46 muestra el Índice de Saturación (IS) en función del pH, calculado a partir de modelación con el programa MINEQL+. Básicamente el IS presenta las fases saturadas, para un elemento en función del pH, las cuales son las responsables del control de la movilidad o geodisponibilidad de los diferentes EPT's en los suelos estabilizados. De acuerdo con la figura antes citada, la solubilidad del cadmio está regida por la formación del hidróxido de cadmio (Ryan et al, 1965). Se puede observar que, a pH de 10 se alcanza una solubilidad prácticamente equivalente a la CRs, establecida por la norma NOM-147 (0.1 mg/L), mientras que a pH 11, se presenta la mínima solubilidad de 0.0031 mg/L. Posteriormente, la solubilidad se comienza a incrementar, alcanzando valores de 2 mg/L a valores de pH 14.

Estos datos obtenidos a partir de modelación termodinámica son congruentes con los datos experimentales. Se puede observar que en todas las pruebas realizadas la concentración de cadmio se abate por debajo del límite de detección de la técnica de análisis (0.02 mg/L).

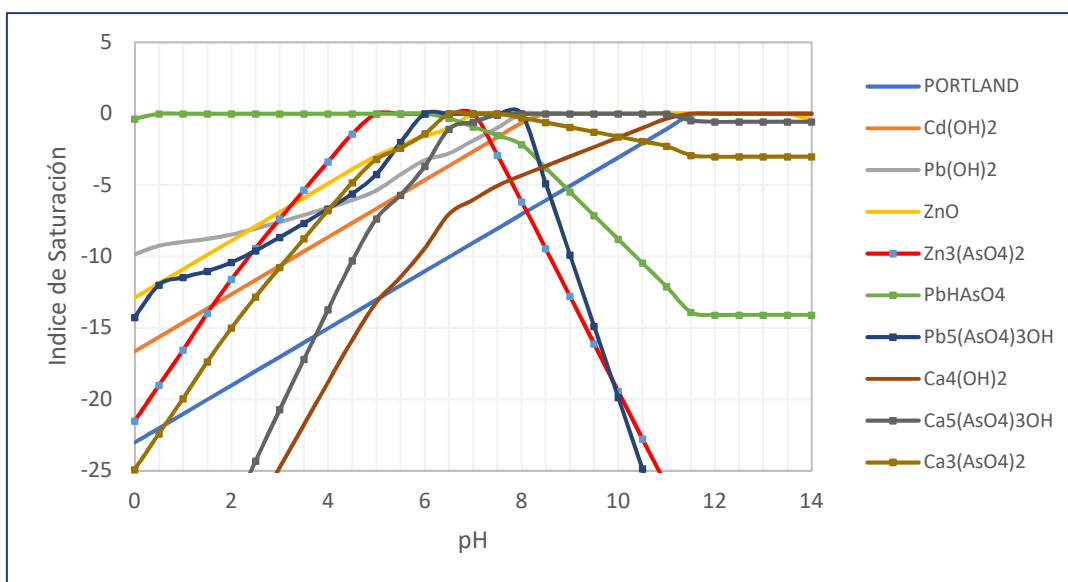
**Tabla 20. Concentraciones geodisponibles de As, Cd y Pb en las pruebas de estabilización con cementos**

Elemento		As		Cd		Pb	
Muestra	Cemento	mg/L	% Eficiencia de estabilización	mg/L	% Eficiencia de estabilización	mg/L	% Eficiencia de estabilización
A1	Sin cemento	151.20	-	5.76	-	3.77	-
	CPO40	4.11	97.3	<L.D.	100	<L.D.	100
	CPC40	9.61	93.6	<L.D.	100	<L.D.	100
	CPP30	9.91	93.4	<L.D.	100	<L.D.	100
A2	Sin cemento	2.13	-	0.40	-	0.81	-
	CPO40	0.32	85.1	<L.D.	100	<L.D.	100
	CPC40	0.42	80.3	<L.D.	100	<L.D.	100
	CPP30	0.41	80.9	<L.D.	100	<L.D.	100
A3	Sin cemento	162.95	-	0.19	-	<L.D.	NA
	CPO40	3.21	98.0	<L.D.	100	<L.D.	NA
	CPC40	3.85	97.6	<L.D.	100	<L.D.	NA
	CPP30	3.89	97.6	<L.D.	100	<L.D.	NA
A4	Sin cemento	1.75	-	<L.D.	NA	<L.D.	NA
	CPO40	0.17	90.2	<L.D.	NA	<L.D.	NA
	CPC40	0.40	76.9	<L.D.	NA	<L.D.	NA
	CPP30	0.43	75.5	<L.D.	NA	<L.D.	NA
A5	Sin cemento	0.14	-	<L.D.	NA	<L.D.	NA
	CPO40	<L.D.	100.0	<L.D.	NA	<L.D.	NA
	CPC40	<L.D.	100.0	<L.D.	NA	<L.D.	NA
	CPP30	<L.D.	100.0	<L.D.	NA	<L.D.	NA
LD, mg/L		0.025		0.02		0.025	

2) Plomo. La solubilidad del plomo en los suelos estabilizados con cemento no sólo está controlada por la formación del respectivo hidróxido, figura 46, como en el caso del cadmio. Además, existe una fuerte contribución por la formación de la hidroximetita (Vaca-Escobar et al, 2012; Magalhaes y Silva, 2003). En pH ácido y hasta aproximadamente 6.5, la schultenita o arsenato monoácido de

plomo controla la solubilidad de este elemento; entre 6.5 y 8, la hidroximetita contribuye mayoritariamente en el control de la solubilidad, alcanzando mínimos de  $4.87 \times 10^{-3}$  mg/L a pH 7.

A partir de pH 8, la especie que controla la solubilidad del plomo es el hidróxido correspondiente, la solubilidad más baja se alcanza a pH de 10, con un valor de  $3.3 \times 10^{-4}$  mg/L (Figura 47). Mientras que a pH de 11, valor que predomina en los concretos elaborados, la solubilidad del plomo es de  $5.39 \times 10^{-3}$  mg/L. Estos valores son congruentes con los datos obtenidos en las diferentes pruebas de estabilización con cemento (Tabla 20).



**Figura 46. Índice de Saturación. Indica zonas de predominio de especies insolubles. Considera las especies y concentraciones presentes en los experimentos de estabilización con cementos.**

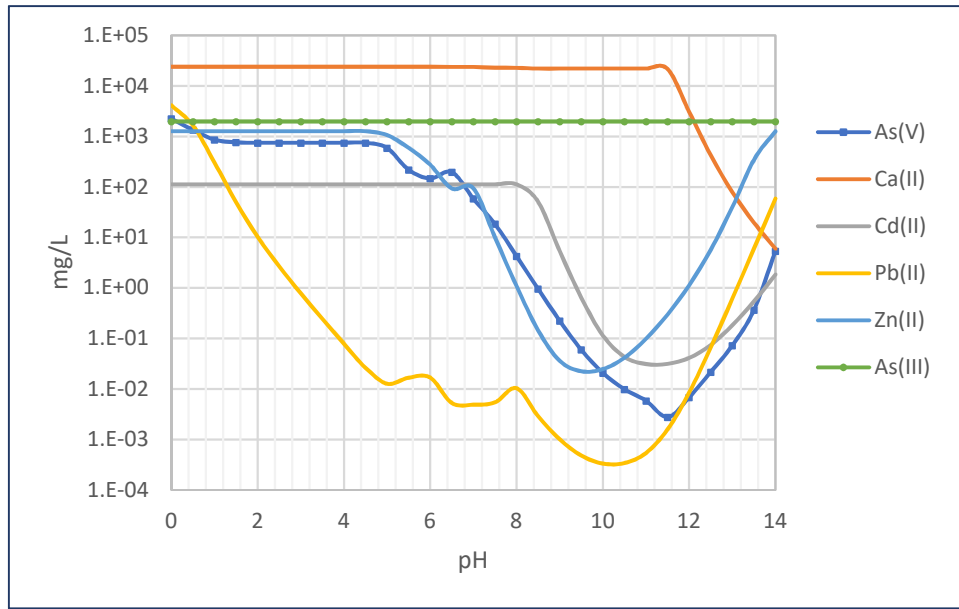


Figura 47. Diagrama de solubilidad en función del pH para las diferentes especies que participan en las pruebas de estabilización con cementos.

- 3) Arsénico. Para este elemento se presentan diferentes comportamientos en cuanto a la eficiencia de estabilización y depende del tipo de cemento utilizado. Se puede resaltar lo siguiente:

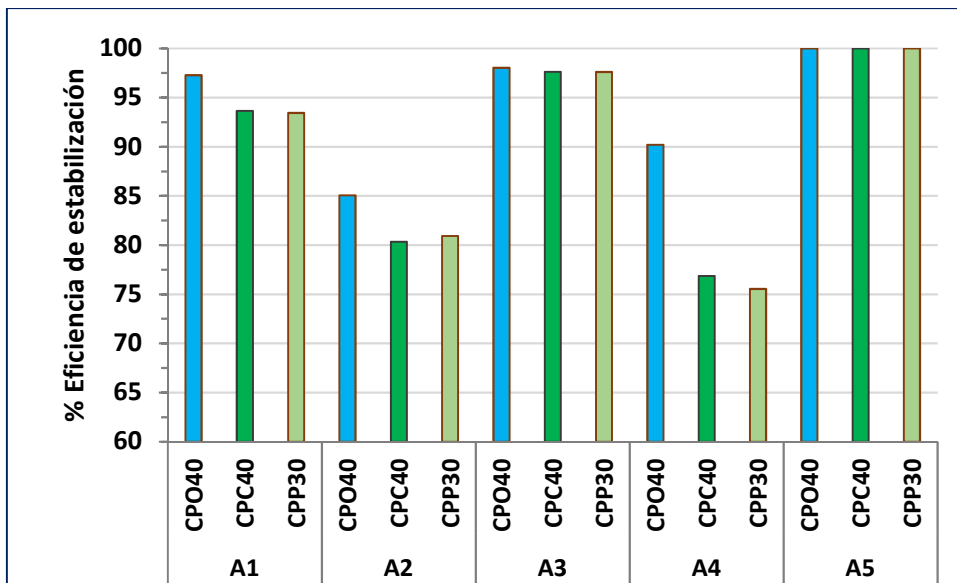


Figura 48. Eficiencia del tratamiento de estabilización activo de arsénico, mediante proceso físico

- a) Tipo de cemento. En la figura 48 se puede observar que de los tres cementos evaluados, el Cemento Portland Ordinario (CPO40), presenta mejores resultados para control de la geodisponibilidad de arsénico. Se alcanzan eficiencias de 85.1 hasta 100 %. Sin embargo, para el caso de A1 y A3, a pesar de alcanzar porcentajes de 97.3 y 98.0 %, respectivamente, no se logra disminuir la concentración geodisponible por debajo de la CRs. La geodisponibilidad mínima conseguida fue 3.21 mg/L, más de seis veces mayor a la CRs. Estos resultados son congruentes con datos observados en la literatura, donde se observan concentraciones residuales al usar cemento para encapsular mezclas compuestas de As (III) y As (V). (Leist et al, 2003).

En muestras con concentraciones geodisponibles menores a 5 mg/L (A2, A4 y A5), y concentraciones totales de 7 147 mg/kg, 3 160 mg/kg y 139 mg/kg, respectivamente, se consigue abatir la concentración de arsénico por debajo de la CRs.

En la muestra A5 se alcanzan eficiencias de 100 %, sin embargo, la concentración inicial es de 0.14 mg/L, valor por debajo de la CRs.

- b) Concentración geodisponible residual. Cuando se evaluó el contenido de As(III) presente en los suelos de la zona de estudio, se concluyó que en agua destilada se logra solubilizar 1.6 % del As(III) presente. Esta especie no forma fases insolubles con los constituyentes del cemento, ni los presentes en el suelo. Por lo que se considera que su inmovilización se debe únicamente a procesos físicos de encapsulamiento.

Los resultados obtenidos muestran valores geodisponibles de arsénico que superan la CRS, lo cual resulta congruente si se considera que parte del arsénico presente se encuentra en su estado de oxidación de III.

Por lo anterior, resulta importante incluir en el tratamiento activo de estabilización, una etapa química que permita oxidar el As (III) a As (V), para posteriormente inducir su precipitación a través de la formación de fases

insolubles con elementos presentes en los suelos o con la adición de reactivos químicos.

### **VI.1.2. Tratamiento activo químico (oxidación de As (III) y precipitación)**

El objetivo de los tratamientos de estabilización es el control de la movilidad de los elementos potencialmente tóxicos en el ambiente. En secciones anteriores se determinó que los elementos que representan un riesgo potencial por su concentración total y geodisponible son el arsénico, el cadmio y el plomo. En el caso de suelos contaminados, la estabilización física a partir de formación de concretos resultó efectiva para el caso de cadmio y plomo; sin embargo, no satisfactoria para el caso de arsénico, cuando las concentraciones totales y geodisponibles son altas.

En el caso de residuos la situación se complica debido a que en el 19 % la concentración geodisponible corresponde totalmente a As (III), llegando a presentarse valores superiores a 8 000 mg/L.

Esta situación plantea la necesidad de incorporar en el tratamiento de estabilización una etapa previa de oxidación de As(III), para inducir la formación del respectivo arsenato y que éste, posteriormente pueda formar especies de baja solubilidad con cationes presentes en los suelos y residuos o con la adición de reactivos específicos como el calcio o bario, que forman compuestos de solubilidad por debajo de las CRs.

La figura 49 presenta las fases insolubles que se pueden presentar en un proceso de oxidación-precipitación. Se tomó como base las concentraciones de los diferentes EPT's encontradas en el suelo A3, estudiado en la sección anterior (Tabla 20). Se puede observar que se forman fases insolubles de arsénico (V) con manganeso y bario, desde pH ácidos hasta pH alcalinos. Por otra parte, a pH alcalino la movilidad del arsénico puede ser controlada mediante la formación de

diferentes arsenatos con los metales divalentes presentes (Fe, Pb y Zn principalmente) y/o con calcio, que puede ser incorporado al sistema a través del cemento utilizado o a partir de algún reactivo técnico adicionado.

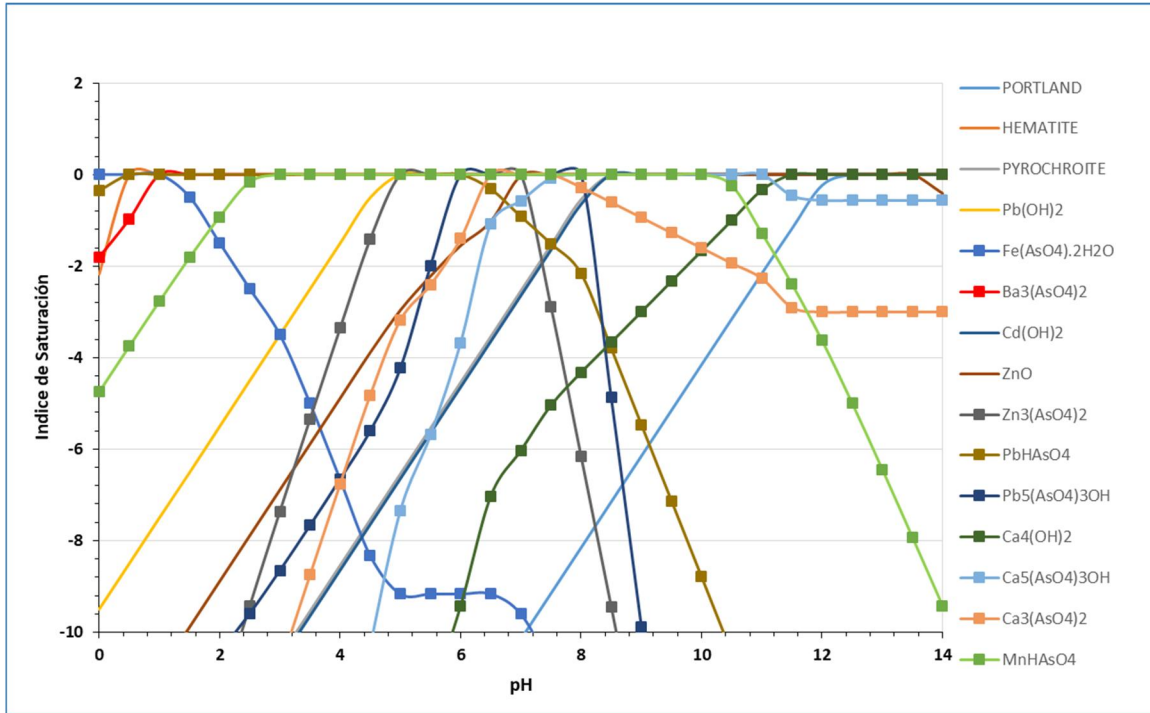
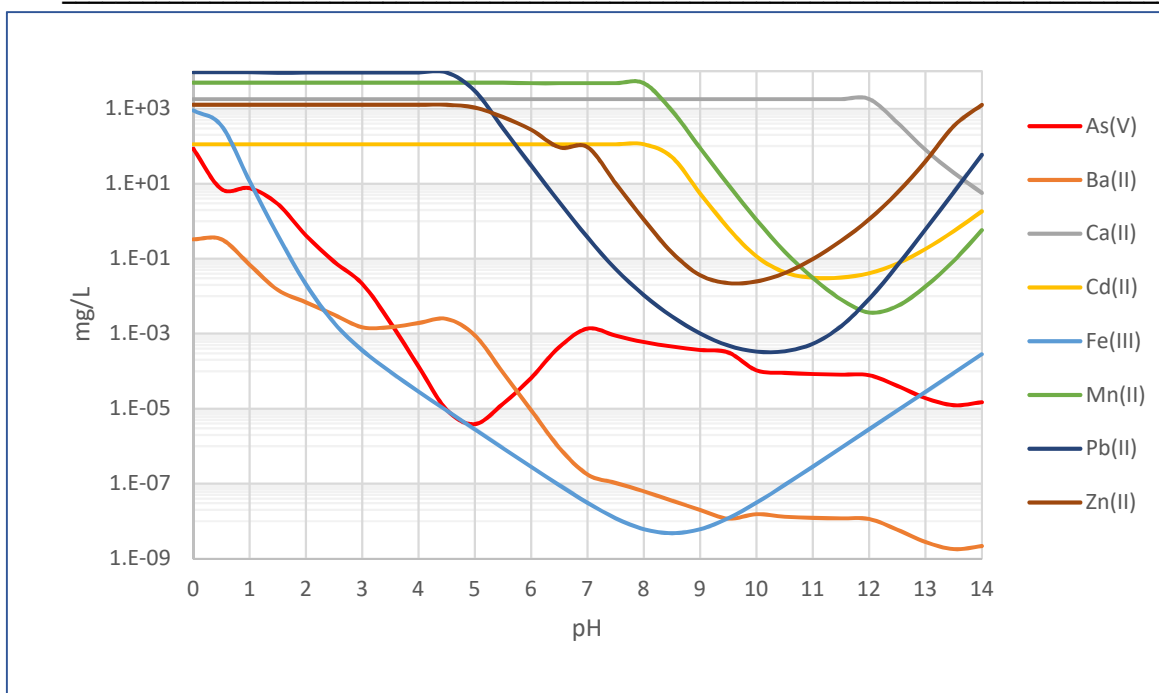


Figura 49. Índices de saturación para especies insolubles en el sistema suelo-oxidación-precipitación





**Figura 50 Solubilidad de especies en el sistema de estabilización suelo-oxidación-precipitación**

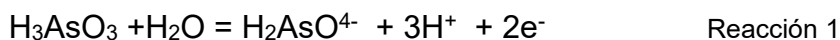
Tomando en cuenta las consideraciones anteriores, el tratamiento activo químico, se llevó a cabo en dos etapas:

#### VI.1.2.1. Oxidación de As(III).

En esta etapa se utilizó un Residuo Rico en Mn (RR-Mn), como agente oxidante y como alternativa se utilizó cloruro férrico grado industrial.

##### **a) Oxidación con cloruro férrico**

De acuerdo con los valores de las constantes de acidez de los respectivos aniones de As (III) y As (V), así como el pH de reacción (de 2 a 3 unidades de pH), las semi reacciones involucradas son:



Mientras que la reacción global del proceso es la siguiente:



La reacción 3 muestra la relación molar As:Fe, la cual corresponde a 1:2. A partir de este dato y el contenido de As presente en el suelo a tratar se determina la cantidad de cloruro férrico necesario para llevar a cabo la oxidación. Por otra parte, la ecuación 4 muestra que el proceso de oxidación genera 3 mol de protones por cada mol de ácido arsenioso. Esta situación implica trabajar en un intervalo de pH cercano a la neutralidad para que la reacción se lleve a cabo de forma cuantitativa. Sin embargo, a pH neutros y básicos el hierro (III) comienza a precipitar, disminuyendo su actividad como agente oxidante. A partir de experimentos a nivel laboratorio se determinó que para que se lleve a cabo cuantitativamente la reacción de oxidación es necesario agregar un exceso de cloruro férrico del 30 % calculado a partir de la estequiometría de la reacción.

De acuerdo con estas consideraciones se obtiene que la cantidad de hierro necesario para oxidar un kilogramo de As (III) es de 5.63 kg de cloruro férrico. La tabla 21 muestra las cantidades utilizadas para llevar a cabo esta serie de experimentos.

**Tabla 21. Tratamiento activo químico. Parámetros iniciales y cantidades de reactivos**

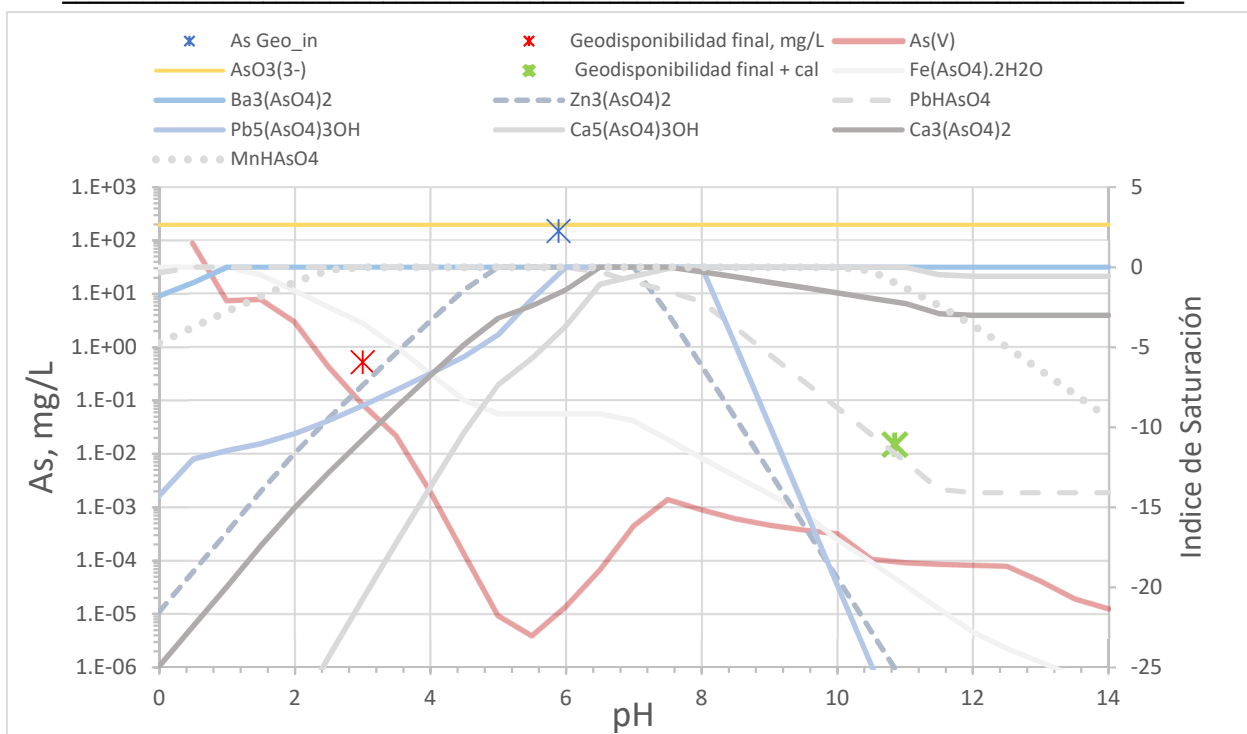
Muestra	Masa muestra	As Total	As Geo inicial	pH	pH	Masa de FeCl <sub>3</sub>	Masa de BaCl <sub>2</sub>
	g	mg/kg	mg/L	Inicial	Condicionado	g	g
A1	20	39445.5	151.20	5.89	-	3.42	6.58
A2	20	7147.0	2.13	6.59	-	0.62	1.19
A3	20	23255.8	162.95	5.87	-	2.01	3.88
A4	20	3160.3	1.75	6.59	-	0.27	0.53
A5	20	139.3	0.14	6.67	-	0.01	0.02

Al finalizar la reacción de oxidación el pH de la mezcla disminuye debido a la generación de protones. Bajo estas condiciones, los cationes presentes como el Cd y el Pb se encuentran en formas geodisponibles, por lo que fue necesario realizar un ajuste de pH mediante la adición de cal.

**Tabla 22. Tratamiento activo químico. Oxidación con  $FeCl_3$ , precipitación con  $BaCl_2$  y adición de cal**

Muestra	pH final	Geodisponibilidad final, mg/L			pH Ajustado	Geodisponibilidad final + cal		
		As	Cd	Pb		As	Cd	Pb
A1	3.00	0.531	14.40	10.68	10.85	<LD	<LD	<LD
A2	5.05	1.134	1.74	1.17	10.70	<LD	<LD	<LD
A3	3.87	1.02	2.07	2.85	11.1	<LD	<LD	<LD
A4	6.21	1.98	0.07	<LD	10.94	<LD	<LD	<LD
A5	6.5	0.058	0.03	<LD	11	<LD	<LD	<LD
LD, mg/L	-	0.015	0.02	0.025	-	0.015	0.025	0.025

La tabla 22 muestra los resultados obtenidos, mientras que la figura 51 presenta la modelación termodinámica y su comparación con las geodisponibilidades de arsénico, determinadas para la muestra A1, durante el tratamiento activo químico. Al inicio, la geodisponibilidad de arsénico se acerca a la solubilidad esperada para el trióxido de arsénico (asterisco azul). Esta situación sugiere que la mayor parte del arsénico total se presenta como As(III). Una vez realizada la oxidación de arsénico y adición de cloruro de bario, la solubilidad se abate hasta 0.53 mg/L (asterisco rojo), valor muy cercano a la CRs (0.5 mg/L). Este valor es muy cercano a la curva de solubilidad teórica, que de acuerdo con la modelación (índice de saturación), depende de la formación del arsenato de ácido de plomo y el arsenato de bario.



**Figura 51. Geodisponibilidad experimental (inicial, después de la oxidación y después de la adición de bario y cal), para la muestra A1 comparada con la solubilidad esperada, calculada a partir de las concentraciones totales iniciales y el uso de reactivos químicos de solubilidad condicionada.**

**b) Oxidación con residuo rico en manganeso (RR-Mn)**

A pesar de que el tratamiento activo químico con cloruro férrico resultó una buena opción para la estabilización de As, Cd y Pb, los costos de los reactivos y la posibilidad de utilizar un residuo como oxidante, llevó al planteamiento de experimentos complementarios.

Se propuso el uso de un residuo generado en un proceso hidrometalúrgico de obtención de zinc, nombrado residuo rico en manganeso (RR-Mn). La caracterización de este material indica que está constituido por una fase de óxido de manganeso (MnO<sub>2</sub>), con un porcentaje promedio de Mn de 25 %. A partir de titulaciones REDOX se determinó su poder oxidante. Y en promedio cada gramo de este RR-Mn tiene una capacidad de oxidar 215 mg As.

Basados en experimentos con las muestras A1 y A3, las cuales presentan las concentraciones más elevadas de As, Cd y Pb, se determinaron las condiciones

óptimas para llevar a cabo la estabilización de As. Los resultados de las pruebas se presentan en la tabla 23.

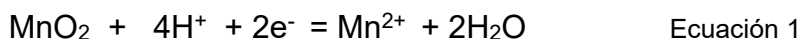
**Tabla 23. Resumen de tratamiento activo-químico con RR-Mn**

Muestra		A1	A3
Masa muestra, g		20.0	20.0
As Total, mg/kg		39 446	23 256
pH muestra		5.89	5.87
pH ajustado con H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>		2.0	2.0
Masa RR-Mn, g		3.66	2.16
Masa de BaCl <sub>2</sub> , g		6.58	3.88
pH ajustado con cal		11.0	11.0
Geodisponibilidad inicial, mg/L	As	151.20	162.95
	Cd	5.76	0.19
	Pb	3.77	<LD
Geodisponibilidad final, mg/L (Con adición de cal)	As	1.035	0.869
	Cd	<LD	<LD
	Pb	<LD	<LD

Nota: LD As: 0.015 mg/L, para Cd y Pb 0.025 mg/L

La reacción de estabilización se lleva a cabo de manera cuantitativa a pH menores a 2, con tiempos de reacción de aproximadamente una hora.

La semi reacción de oxidación con MnO<sub>2</sub> se describe en la ecuación 5:



A partir de las ecuaciones 2 y 5 se obtiene la reacción global del proceso de oxidación de:



Para este caso la reacción de oxidación se realiza en medio ácido. Los productos de la reacción son As (V) y Mn (II), los cuales pueden formar el respectivo arsenato de manganeso, que controla la geodisponibilidad de estos dos elementos (Figura 49).

De manera general se obtuvo que la cantidad de RR-Mn necesario para oxidar un kilogramo de As(III) es de 4.64 kg.

### **VI.1.2.2. Precipitación de arsenatos y cationes divalentes**

#### *a) Cationes divalentes de Cd y Pb.*

La estabilización química consistió en promover su precipitación como hidróxidos metálicos a través del aumento del pH, utilizando cal, además de los posibles arsenatos formados. La Figura 50 muestra la solubilidad calculada a partir de modelación termodinámica para los diferentes cationes presentes en los suelos estudiados, así como los adicionados. Como puede observarse, la solubilidad para Cd es menor a  $3.14 \times 10^{-2}$  mg/L, mientras que para el plomo  $3.4 \times 10^{-4}$  mg/L, valores por debajo de CRs. Es decir, no representan riesgo ambiental. Los valores experimentales, tanto para los experimentos con cloruro férrico como con el RR-Mn, muestran que a pH cercano a 11 no se detectan concentraciones ni de Cd ni de Pb.

#### *b.) Precipitación de arseniatos.*

Una vez oxidado el arsénico, se promovió su precipitación a través de la formación de arsenatos de manganeso, calcio y bario. Además de cationes metálicos presentes, principalmente plomo y zinc.

En la serie de experimentos con cloruro férrico y RR-Mn, una vez realizada la adición de cal el pH del sistema se incrementa hasta casi 11. A este valor de pH, la geodisponibilidad experimental fue menor al límite de detección (0.015 mg/L). En Figura 51, se graficó el valor del límite de detección para el arsénico (asterisco verde) y se comparó con la solubilidad obtenida a partir de la modelación termodinámica. A pH 11, la solubilidad es de  $9 \times 10^{-5}$  mg/L, esta solubilidad tan baja está controlada por el mono hidroxido, tri arsenato de calcio, el cual a pH mayor a 11, comienza a solubilizarse: sin embargo, el arsenato de bario controla la solubilidad del arsénico, hasta pH 14.

De manera general, la modelación termodinámica indica que el control de la movilidad de arsénico, se lleva a través de la formación de diferentes especies, dependiendo del pH. A valores de pH menor a 2, los arsenatos de plomo, hierro y bario controlan la solubilidad de arsénico (Lee & Nriagu, 2007). A pH de 2 a 6, el arsenato de hierro es inestable, debido a la formación de hidróxido de hierro, pero se forman los arsenatos de manganeso y zinc, además de continuar los de bario y

plomo. A pH superiores a 6 comienza el predominio de arsenatos de calcio, mientras que la hidroximetita predomina de 6 a 8.

A pH superiores a 10, los diferentes arsenatos se comienzan a desestabilizar, excepto el arsenato de bario, que permanece insoluble incluso a pH de 14.

### **VI.1.3. Tratamiento activo físico-químico *in situ***

Los resultados antes descritos son la base teórica y práctica de la estabilización termodinámica del As, Cd y Pb en los suelos contaminados de los sitios donde los resultados de estudios anteriores indicaron una alta geodisponibilidad.

Experimentos *in situ* permitieron valorar su aplicabilidad en condiciones de campo a través de la realización de pruebas de los diferentes procesos en parcelas y zanjas, dentro de la zona de estudio. A continuación, se presentan los resultados obtenidos.

Las diferentes pruebas de tratamiento activo físico-químico en campo se llevaron en una zona seleccionada por su alto contenido en arsénico total y geodisponible.

La zona se ubicó en los terrenos donde se encontraban las instalaciones de la antigua planta de arsénico. Las pruebas de estabilización se realizaron en parcelas y zanjas (Figura 52).

En el proceso de estabilización física se utilizó como agente encapsulante cemento tipo Portland CPO 40.



**Figura 52. Parcelas de estabilización y análisis de As, Cd y Pb con equipo portátil de Fluorescencia de Rayos X Niton.**

El tratamiento activo físico- químico se hizo en dos etapas:

- a) Transformación del As (III) a As (V) y la precipitación del As (V) con cationes divalentes como el calcio y el bario para formar los respectivos arseniatos, que son compuestos de baja solubilidad.
- b) Adición de cemento y cal. Los cuales promoverán el encapsulamiento físico e incrementarán el pH, favoreciendo la precipitación de los respectivos hidróxidos.

En la zona de estudio (planta de As) se realizaron 6 pruebas en parcelas y 5 pruebas en zanjas.

#### **VI.1.3.1. Descripción de los tratamientos activos *in situ* en parcelas.**

Las dimensiones de las parcelas fueron de 3 x 6 m. Para lograr una mejor penetración de los reactivos en las parcelas de experimentación, mediante el uso de una retroexcavadora con roto martillo, se aflojó el material para hacerlo más permeable hasta una profundidad de 0.3 m (Figura 53). Con el fin de evaluar diferentes formas de aplicar los reactivos, algunas parcelas fueron divididas en dos partes iguales: "A" y "B".

En la parte A de las parcelas la aplicación de los reactivos se realizó, previa mezcla, en una revolvedora, por espacio de 15 minutos y posteriormente la mezcla fue adicionada al material a tratar. y se revolvió utilizando la retroexcavadora con roto martillo.

En la parte B de las parcelas, se adicionaron los reactivos en "seco" directamente sobre el material a tratar en las parcelas y se revolvió con el roto martillo (Figura 54). Posteriormente se le adicionó agua, que es el medio que propicia la reacción o agua más ácido sulfúrico, según el caso.

Además, se realizó un experimento de estabilización química en una parcela especial denominada "parcela húmeda", en la cual se utilizó RR-Mn (para la oxidación del As (III)) y cloruro de calcio (para la precipitación de arseniato de calcio).



A diferencia de los demás experimentos en las otras parcelas, en este caso no se “aflojó” el suelo. Para este experimento se levantaron bordos alrededor del área, de la parcela, de aproximadamente 15 cm de altura. Tales bordos fueron construidos con el mismo suelo. Posteriormente, se mezclaron en seco el material rico en Mn y el cloruro de calcio con ayuda de la revolvedora. Esta mezcla fue depositada homogéneamente sobre el área de la parcela. Finalmente, se adicionó la disolución agua – ácido sulfúrico, de tal forma que la parcela quedó inundada hasta el nivel del bordo construido (Figura 55).



**Figura 53. Preparación de parcelas de experimentación a una profundidad de 0.3 m.**



**Figura 54. Aplicación de reactivos en parcelas de experimentación.**

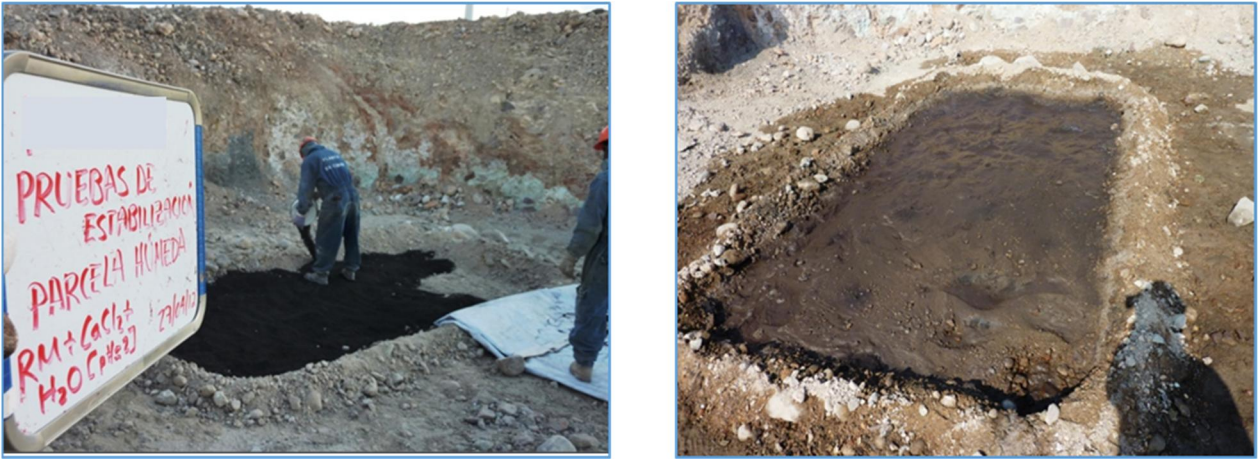


Figura 55. Aspecto final de la parcela de experimentación.

#### VI.1.3.2. Descripción de los tratamientos activos *in situ* en zanjas.

Para llevar a cabo esta prueba se construyeron zanjas con una retroexcavadora equipada con roto martillo, las medidas de la celda fueron de 2 X 4 m. Se llegó a una profundidad general de 0.5 m (Figura 56), que es donde inicia el conglomerado compacto (roca). En la zanja 5 se profundizó hasta los 2.0 m (Figura 57). El material extraído se colocó a un lado de la zanja, para posteriormente estabilizarlo de acuerdo con el siguiente procedimiento:

Los reactivos fueron mezclados previamente en una mezcladora con un tiempo de agitación de 15 minutos. El procedimiento de estabilización consistió en ir colocando una capa de suelo contaminado (aproximadamente 0.2 m de espesor) y sobre esta capa se vertió la mezcla de los reactivos previamente mezclados. Este proceso se hizo de 2 a 3 veces hasta estabilizar todos los suelos extraídos durante la excavación.

NOTA: Adicionalmente, en la zanja 5, una vez vertida la mezcla de reactivos en las capas de suelo a tratar, se mezclaron los reactivos con los suelos con ayuda de la retroexcavadora (Figura 57).

### **VI.1.3.3. Eficiencia de los tratamientos activos *in situ*.**

La eficiencia de los procesos de estabilización se valoró comparando las concentraciones geodisponibles antes y después del tratamiento y comparado esta última con los límites que pueden representar un riesgo al ambiente.



**Figura 56. Tratamiento en una zanja de 0.5 m de profundidad.**

En la Tabla 24 se presentan las concentraciones totales y geodisponibles de As, Cd y Pb en los suelos que corresponden a las parcelas y zanjas de la zona estudiada.

En las parcelas (muestras compuestas superficiales de 0 a 10 cm) las concentraciones totales de As variaron entre 8 085 mg/kg y 43 545 mg/kg, las de Cd entre 13.8 y 297 mg/kg y las de Pb entre 864 y 4 390 mg/kg.

En estas muestras las concentraciones geodisponibles oscilan entre 13.8 y 297.1 mg/L para el As; entre 0.1 y 3.6 mg/L para el Cd y entre “No detectado” y 8.1 mg/L para el Pb.

En las zanjas (muestras compuestas en diferentes profundidades), las concentraciones totales de As varían entre 202 y 28 381 mg/kg, las de Cd entre 13 y 1 182 mg/kg y las de Pb entre 78 y 1 182 mg/kg. En estas muestras las concentraciones geodisponibles van de 0.5 a 66.4 mg/L para el As, de 0.1 a 2.9 mg/L para el Cd y entre “No detectado” y 0.1 mg/L para el Pb.



**Figura 57. Aplicación de reactivos en zanja de experimentación.**

Estos valores de geodisponibilidad sugieren la presencia de As (III) en la zona donde estuvieron las instalaciones de la antigua planta de arsénico, y que el Cd y Pb tienen una movilidad limitada debido a que bajo las condiciones de acidez del sitio ( $\text{pH} = 4$  a  $7$ ), estos contaminantes están en forma de compuestos relativamente estables.

**Tabla 24. Concentraciones totales y geodisponibles iniciales de arsénico (As), cadmio (Cd) y plomo (Pb) en suelos que corresponden a las parcelas y zanjas**

Parcela/Zanja	pH	As		Cd		Pb	
		mg/kg	mg/L	mg/kg	mg/L	mg/kg	mg/L
<b>Zona 1 (antigua planta de arsénico)</b>							
Parcela 1	6.3	10 787	13.8	404	0.5	2 257	<L.D.
Parcela 2	6.8	8 085	49.5	459	0.3	2 362	<L.D.
Parcela 3	5.8	14 138	297.1	329	0.1	3 862	<L.D.
Parcela 4	5.5	43 545	139.3	353	3.4	864	8.1
Parcela 5	6.5	19 311	39.1	816	0.4	4 390	<L.D.
Parcela 6	5.5	13 027	42.0	697	3.6	1 583	<L.D.
Parcela Húmeda	5.3	16 902	43.6	220	0.6	1 325	0.1
<b>Mínimo</b>	<b>5.3</b>	<b>8 085</b>	<b>13.8</b>	<b>220.0</b>	<b>0.1</b>	<b>864</b>	<b>&lt;L.D.</b>
<b>Máximo</b>	<b>6.8</b>	<b>43 545</b>	<b>297.1</b>	<b>816.0</b>	<b>3.6</b>	<b>4 390</b>	<b>8.1</b>
Zanja 1	4.3	17 370	66.4	87	0.4	561	0.1
Zanja 2	4.3	202	0.5	13	0.1	78	<L.D.
Zanja 3	5.3	7 758	55.5	113	0.2	391	<L.D.
Zanja 4	4.4	2 532	15.6	1182	2.9	1 182	0.1
Zanja 5	3.9	28 381	24.6	1079	1.9	1 079	0.1
<b>Mínimo</b>	<b>3.9</b>	<b>202</b>	<b>0.5</b>	<b>13</b>	<b>0.1</b>	<b>78</b>	<b>&lt;L.D.</b>
<b>Máximo</b>	<b>5.3</b>	<b>28 381</b>	<b>66.4</b>	<b>1182</b>	<b>2.9</b>	<b>1 182</b>	<b>0.1</b>

### VI.1.3.3.1. Eficiencia en las parcelas de experimentación.

#### VI.1.3.3.1.1. Estabilización de arsénico

En la Tabla 25 se presentan los resultados de las pruebas de estabilidad en las parcelas de experimentación, a la primera, segunda y cuarta semana (28 días) de fraguado.

En las muestras tomadas a una semana de haber aplicado el tratamiento, las concentraciones disminuyeron hasta alcanzar un intervalo de concentración de 0.73 a 17.4 mg/L, lo que corresponde a eficiencias de 36 y 99.2 %. Solamente en 1 sitio de los 10 muestreados se alcanzan concentraciones geodisponibles de As inferiores a la concentración de 0.72 mg/L, que es el establecido como límite para la zona de estudio.

De manera general a medida que aumenta el tiempo de reacción/fraguado, disminuye la geodisponibilidad de arsénico en todas las pruebas realizadas, en especial en aquellas que implican el uso de cemento.

De acuerdo con el tipo de tratamiento, se puede señalar lo siguiente:

- *Tratamientos físicos.*

La parcela 1 (A y B) presentó la segunda eficiencia más baja de la serie de experimentos. En esta parcela sólo se evaluó el tratamiento físico que implica encapsulamiento a partir de cemento. El mejor resultado pasó de 11.19 a 2.06 mg/L de arsénico, con eficiencia del 81.6 %.

- *Tratamientos químicos*

La menor eficiencia se registró en la parcela 5 (oxidante + ácido), donde solamente se utilizó el RR-Mn en medio ácido, solamente se logró una máxima eficiencia del 77.0 % a la cuarta semana. Con este tratamiento de estabilización solamente se logró reducir la geodisponibilidad del As a 9.42 mg/L. De acuerdo con la modelación termodinámica (Figuras 49 y 50), a pH de 2 es factible la formación de arsenato de manganeso, que es capaz de controlar la solubilidad de arsénico pero sólo hasta un valor de 2.88 mg/L. Para conseguir solubilidades por debajo de la CRs es necesario alcanzar un pH de 2.5 (solubilidad teórica de 0.41 mg/L de arsénico).

Los resultados obtenidos en las parcelas 3 y 4 aportan evidencias sobre la importancia de proveer cationes divalentes en el tratamiento para promover la precipitación de arseniatos estables, por ejemplo Ca y Ba (Figuras 49 y 50):

- a) En la parcela 3 (oxidante + ácido +  $\text{CaCl}_2$ ), donde se registró la más alta concentración geodisponible inicial de As (307.9 mg/L), se alcanzó una concentración geodisponible de 2.47 mg/L, que equivale a 99.2 % de efectividad. A pesar de la excelente eficiencia no se logra abatir la geodisponibilidad por debajo de las concentraciones de referencia.
- b) En las parcelas 4A y 4B (oxidante + ácido +  $\text{BaCl}_2$ ), donde se registraron las segundas más altas concentraciones geodisponibles de As (144.7 mg/L) antes del tratamiento, se logró una importante eficiencia al reducir la concentración geodisponibles de As a una semana del tratamiento, hasta 2.57 mg/L (parcela 4A) y 1.09 mg/L (parcela 4B), que equivale a 98.1 y 99.2

% de efectividad, respectivamente. A las cuatro semanas de la aplicación del tratamiento la eficiencia aumentó hasta más de 99.3 y 99.5 % al reducirse la concentración geodisponible del As hasta 0.92 mg/L (parcela 4A) y 0.74 mg/L (parcela 4B).

Los resultados de las parcelas 3 y 4 sugieren que es necesaria la adición de cationes (Ca y Ba) para forzar la precipitación de arsénico.

En la llamada parcela húmeda, a una semana de la aplicación del método se logra una eficiencia del 91.8 % al reducir la geodisponibilidad del As desde 43.6 (concentración inicial) hasta 3.57 mg/L. En la segunda y cuarta semana la eficiencia aumentó al 97.1 y 98.5 % que equivale a una reducción de hasta 1.28 y 0.65 mg/L, respectivamente.

- *Combinación de tratamientos químicos y físicos*

Este tipo de tratamiento se aplicó en la parcela 6 (oxidante + ácido +  $\text{CaCl}_2$  + cemento portland) y parcela 2 (oxidante + ácido +  $\text{BaCl}_2$  + cemento portland). La combinación del tratamiento activo químico y su posterior combinación con encapsulamiento físico a través de la formación de concreto con cemento portland ordinario resultó ser el tratamiento más efectivo. A la cuarta semana de fraguado las concentraciones geodisponibles de arsénico están por debajo de la CRs. De acuerdo con la modelación termodinámica, al pH alcanzado en los tratamientos activos físicos y químicos, la concentración geodisponible se debe encontrar del orden de  $8.99 \times 10^{-5}$  mg/L, muy por debajo de la CRs.

**Tabla 25. Efectividad de los diferentes tratamientos para el control de arsénico.**

Parcela	Rep	Tratamiento	Componentes	Geodisponibilidad de arsénico (As)							
				Inicial	Después del tratamiento						
					Semana						
					1		2		4		
				mg/L	mg/L	Eficiencia (%)	mg/L	Eficiencia (%)	mg/L	Eficiencia (%)	
1	A	Físico	Cemento	11.19	4.8	57.1	4.11	63.3	2.06	81.6	
	B			16.41	10.5	36.0	10.7	34.8	6.38	61.1	
5	A	Químico	Oxidante + ácido	40.87	13.6	66.7	14.3	65.0	9.42	77.0	
	B			37.33	17.4	53.4	15.62	58.2	15.17	59.4	
3	A		Oxidante + ácido + CaCl <sub>2</sub>	286.3	6.19	97.8	7.223	97.5	4.12	98.6	
	B			307.9	3.24	98.9	2.94	99.0	2.47	99.2	
4	A		Oxidante + ácido+BaCl <sub>2</sub>	133.9	2.57	98.1	2.35	98.2	0.92	99.3	
	B			144.7	1.09	99.2	0.839	99.4	0.74	99.5	
2	A		Químico + Físico	Oxidante + ácido + BaCl <sub>2</sub> + cemento	41.19	0.73	98.2	0.812	98.0	0.26	99.4
	B				57.81	0.65	98.9	0.487	99.2	0.1	99.8
6	A	Oxidante + ácido+CaCl <sub>2</sub> + cemento		48.47	1.33	97.3	1.498	96.9	0.18	99.6	
	B			35.53	0.94	97.4	0.92	97.4	0.15	99.6	
Parcela húmeda				Oxidante + ácido + CaCl <sub>2</sub>	43.6	3.57	91.8	1.28	97.1	0.65	98.5



#### **VI.1.3.3.1.1. Estabilización de cadmio y plomo**

En la Tabla 26 se presentan los resultados de las pruebas de estabilidad en las parcelas de experimentación para el cadmio y el plomo.

Las concentraciones geodisponibles iniciales de Cd variaron entre 0.09 y 3.63 mg/L, aunque son relativamente bajas, la mayoría son superiores a la CRs (0.1 mg/L), que puede representar un riesgo para el ambiente.

Para el caso del plomo sólo cuatro muestras presentaron valores superiores a los límites de detección del equipo, pero ninguna superó la CRs 0.5 mg/L, que puede representar un riesgo para el ambiente.

Las concentraciones geodisponibles del Cd y Pb en las muestras de los suelos del sitio se pueden explicar porque en las condiciones de pH que prevalecen en los suelos (pH = 5.5 y 6.8), los metales pesados, como el Cd y Pb, presentan la menor movilidad ambiental. Además, los modelos termodinámicos predicen la formación de arsenatos e hidróxidos insolubles (Figura 49 y 50).

- *Tratamientos físico y físico-químico.*

Los resultados presentados en la tabla 26 muestran que los tratamientos físico y físico-químico, que involucran el uso de cemento portland, son los únicos que logran reducir la concentración geodisponible del Cd y Pb hasta valores inferiores al límite que puede representar un riesgo para el ambiente. La explicación, como ya se ha estado explorando, es el pH cercano a 11 que confiere el cemento a la mezcla estabilizada, con lo que se logra la formación de hidróxidos de cadmio y plomo, además, para el caso del plomo, se presenta la formación de su respectivo arsenato.

- *Tratamiento químico.*

Los tratamientos químicos que involucran el uso de ácido no reducen la concentración del Cd y Pb, sino que promueven su liberación. Es importante recordar que estos tratamientos se enfocan a la reacción de oxidación de As (III) y corresponde a la primera fase del proceso de estabilización.

Por ejemplo, en la parcela 3A (oxidante + ácido +  $\text{CaCl}_2$ ) después de la primera semana de aplicación del tratamiento, la concentración geodisponible inicial de Cd (0.13 mg/L) y Pb (<LD) aumenta a 2.76 mg/L de Cd y 0.26 mg/L de Pb. Sin embargo, a la tercera semana del tratamiento las concentraciones geodisponibles fueron de 8.84 mg/L de Cd y 0.72 mg/L de Pb; para la cuarta semana fueron de 0.741 mg/L para cadmio y 0.094 mg para plomo.

En estos casos es necesaria la adición de cal para incrementar el pH y conseguir la inmovilización de Cd y Pb, a través de la formación de los respectivos hidróxidos y en el caso del plomo una posible formación de los respectivos arsenatos.

**Tabla 26. Efectividad de los diferentes tratamientos activos para el control de cadmio y plomo en parcelas**

Parcela	Repetición	Tratamiento	Componentes	Geodisponibilidad de cadmio y plomo																	
				Antes del tratamiento			Después del tratamiento activo														
							Semana														
				pH			1					2					4				
							pH	Cd	Pb	pH	Cd	%	Pb	%	pH	Cd	%	Pb	%	pH	Cd
mg/L	mg/L	Efic	mg/L	Efic	mg/L	Efic	mg/L	Efic	mg/L	Efic	mg/L	Efic	mg/L	Efic	mg/L	Efic	mg/L	Efic			
1	A	Físico	Cemento	7.1	0.46	<L.D	8.8	0.19	59	<L.D.	NA	12	0.06	87	<L.D.	NA	11.5	<L.D.	100	<L.D.	100
	B			5.5	0.54	0.20	9.3	0.17	69	<L.D.	100	12.3	0.05	91	<L.D.	100	11.8	<L.D.	100	<L.D.	100
5	A	Químico	Oxidante + ácido	6.8	0.35	<L.D	4.7	0.79	-126	0.2	NA	5.7	0.48	-37	<L.D.	NA	5.4	0.531	-52	<L.D.	NA
	B			6.2	0.45	<L.D	4.3	0.38	16	0.11	NA	5.2	0.61	-36	<L.D.	NA	4.8	0.65	-44	<L.D.	NA
3	A	Químico	Oxidante + ácido + BaCl <sub>2</sub>	5.1	0.13	<L.D	4.6	2.76	-2023	0.26	NA	4.9	0.78	-500	0.11	NA	4.2	0.471	-262	0.094	NA
	B			6.5	0.09	<L.D	4.2	1.99	-2111	0.41	NA	4.8	0.98	-989	0.14	NA	4.8	0.253	-181	0.101	NA
4	A	Químico	Oxidante + ácido + CaCl <sub>2</sub>	5.5	3.42	0.19	4.6	2.11	38	0.77	-299	5.5	5.19	-52	0.75	-289	5.3	0.359	90	0.15	22
	B			5.9	2.78	0.09	4.4	1.52	45	0.82	-843	4.9	3.84	-38	0.72	-728	4.6	0.721	74	0.098	-13
2	A	Químico + Físico	Oxidante + ácido + BaCl <sub>2</sub> + cemento	6.4	0.22	<L.D	12.2	<L.D.	100	0.2	NA	11.8	<L.D.	100	<L.D.	NA	12.1	<L.D.	100	<L.D.	NA
	B			7.2	0.38	<L.D	11.8	<L.D.	100	<L.D.	NA	11.3	<L.D.	100	<L.D.	NA	11.8	<L.D.	100	<L.D.	NA
6	A	Químico	Oxidante + ácido + CaCl <sub>2</sub> + cemento	4.9	3.63	<L.D	11.7	<L.D.	100	<L.D.	NA	11.7	<L.D.	100	<L.D.	NA	11.7	<L.D.	100	<L.D.	NA
	B			6.1	3.57	<L.D	12	<L.D.	100	0.36	NA	11.5	<L.D.	100	<L.D.	NA	11.5	<L.D.	100	<L.D.	NA
Parcela húmeda		Químico	Oxidante + ácido + CaCl <sub>2</sub>	5.3	0.55	0.14	5.3	2.59	-371	0.18	-28.6	8.2	<L.D.	100	<L.D.	100	7.2	<L.D.	100	<L.D.	100

#### **VI.1.3.3.2. Eficiencia en las zanjas de experimentación.**

En la sección de caracterización de suelos sub superficiales impactados por las actividades metalúrgicas, se determinó que en la zona que ocupó la antigua planta de arsénico la contaminación por As, Cd y Pb alcanza espesores mayores a un metro de profundidad. El tratamiento activo en parcelas mostró buena eficiencia de estabilización; sin embargo, su alcance o penetración en el sub suelo se limita al espesor que fue capaz de remover la maquinaria. De manera general el espesor alcanzado fue de 30 cm,

Esta situación llevó al planteamiento de una propuesta alterna para el tratamiento de suelos sub superficiales contaminados. Como se comentó en la parte de metodología, el proceso implica una primera etapa de remoción del suelo contaminado, formando una zanja. Posteriormente, se colocan capas alternas de los respectivos reactivos y suelo contaminado, hasta el llenado de la zanja. Los resultados obtenidos se presentan a continuación:

En la tabla 27 se presentan los resultados de los tratamientos activos de estabilización de As y en la tabla 28 los correspondientes a Cd y Pb, llevados a cabo en las zanjas de experimentación.

La concentración inicial del As en zanja 2 es inferior al límite que puede representar un riesgo al ambiente, que es de 0.47 mg/L. En las otras zanjas (1, 3, 4 y 5) la concentración de As es relativamente alta y varía entre 15.6 y 66.4 mg/L.

Las concentraciones geodisponibles iniciales de Cd variaron entre 0.14 y 2.9 mg/L, que aunque son relativamente bajas, son superiores al límite establecido (0.1 mg/L), que puede representar un riesgo para el ambiente.

Para el caso del plomo, las concentraciones geodisponibles son inferiores al límite que puede representar un riesgo al ambiente, que es de 0.5 mg/L.

- **Tratamiento físico**

*Zanja 1* (cemento Portland). La concentración inicial geodisponible de As (66.4 mg/L) se logró reducir después del tratamiento hasta 10.79 mg/L en la primera

semana y a 9.3 mg/L en la cuarta semana, concentración mayor al límite que puede representar un riesgo al ambiente. Sólo se alcanza un 86 % de eficiencia.

En el caso del Cd de 04 mg/L se redujo la concentración por debajo del límite de detección a partir de la segunda semana.

Para el caso del plomo la concentración geodisponible pasó de 0.1 mg/L a no detectado, el pH a partir de la primera semana alcanzó un valor de 10.8.

- **Tratamientos químicos.**

*Zanja 4 (Oxidante + ácido + BaCl<sub>2</sub>).* La primera semana de estabilización se presentó la menor eficiencia de estabilización de As (86 %) al reducir la concentración geodisponible de 15.56 a 3.96 mg/L. Sin embargo, hacia la cuarta semana se alcanza una eficiencia de 97.3 %, que corresponde a 0.42 mg/L, valor por debajo de la concentración límite que puede representar un riesgo al ambiente.

En el caso del Cd se observa un incremento a la concentración inicial geodisponible, de 2.9 mg/L a 3.11 mg/L. En el caso del Pb, la concentración geodisponible pasó de 0.10 mg/L a 0.12 mg/L. En ambos casos el incremento en la geodisponibilidad está relacionado con la disminución del pH.

*Zanja 5 (oxidante + ácido + CaCl<sub>2</sub>).* Se alcanza una eficiencia de estabilización de As de 99.3 %, al reducir la concentración geodisponible de 24.6 a 0.18 mg/L.

En el caso del Cd y Pb se incrementa ligeramente la concentración geodisponible debido a la disminución del pH.

- **Tratamientos químicos + físicos**

*Zanja 2 (Oxidante + ácido + CaCl<sub>2</sub> + cemento Portland).* La concentración inicial geodisponible de As y Pb fue inferior al límite que puede representar un riesgo al ambiente. En el caso del Cd, la concentración inicial geodisponible fue ligeramente superior al límite de riesgo ambiental, pero con el tratamiento se logró reducirla hasta “No detectado”, desde la primera semana. Esto se debe a que después del tratamiento se alcanza un pH de 12.0, condición que limita la movilidad de los metales pesados.

*Zanja 3 (oxidante + ácido + BaCl<sub>2</sub> + cemento portland)*. La concentración inicial geodisponible de As (55.5 mg/L) se logró reducir después del tratamiento hasta 0.85 mg/L en la primera semana y a 0.178 mg/L hasta la cuarta semana. En el caso del Cd se logró reducir la concentración geodisponible de 0.2 a 0.06 mg/L, en la primera semana, concentración inferior al límite que representa un riesgo al ambiente. En el caso del Pb la concentración geodisponible inicial no fue detectada.

Tanto en parcelas como en zanjas de experimentación los resultados indican que la combinación de reacciones químicas que garantizan la oxidación de As y la formación de especies de baja solubilidad, más el uso de cemento, el cual asegura el control de la movilidad de los cationes presentes, hace que el tratamiento activo químico y físico, sea el más apropiado para la estabilización de suelos impactados por As, Cd y Pb. Por otra parte, la formación de concreto crea además, las condiciones necesarias para evitar dispersión de contaminantes por efectos eólicos.

En términos de factibilidad de aplicación al problema real es necesario considerar el gasto de reactivos químicos y su baja penetración en el sub suelo, en el caso del sistema propuesto en parcelas. En el caso de zanjas se deben considerar las operaciones previas de remoción de suelo/construcción de zanjas, para lograr la eficiencia esperada a las profundidades de migración de los contaminantes.

Tabla 27. Efectividad de los diferentes tratamientos para el control de arsénico

Zanja	Tratamiento	Componentes	Geodisponibilidad del arsénico (As)						
			Antes	Después del tratamiento					
			del	Semana					
			Tratamiento	1		2		4	
			mg/L	mg/L	Eficiencia (%)	mg/L	Eficiencia (%)	mg/L	Eficiencia (%)
1	Físico	Cemento	66.4	10.79	83.8	11.5	82.7	9.3	86.0
4	Químico	Oxidante + ácido + BaCl <sub>2</sub>	15.56	3.96	74.6	2.77	82.2	0.42	97.3
5		Oxidante + ácido + CaCl <sub>2</sub>	24.6	0.18	99.3	0.28	98.9	0.345	98.6
3	Químico + Físico	Oxidante + ácido + BaCl <sub>2</sub> + cemento	55.47	0.85	98.5	1.5	97.3	0.178	99.7
2		Oxidante + ácido + CaCl <sub>2</sub> + cemento	0.47	0.08	83.0	0.12	74.5	0.057	87.9

Tabla 28. Efectividad de los diferentes tratamientos activos para el control de cadmio y plomo en zanjas

Zanja	Tratamiento	Componentes	Geodisponibilidad del cadmio (Cd) y plomo (Pb)																	
			Antes del tratamiento			Después del tratamiento activo														
						Semana														
						1					2					4				
						pH	Cd mg/L	Pb mg/L	pH	Cd mg/L	% Efi	Pb mg/L	% Efi	pH	Cd mg/L	% Efi	Pb mg/L	% Efi	pH	Cd mg/L
1	Físico	Cemento	4.3	0.4	0.1	10.8	0.06	85.0	<L.D.	100	11.14	<L.D.	100.0	<L.D.	100.0	11	<L.D.	100	<L.D.	100
4	Químico	Oxidante + ácido + BaCl <sub>2</sub>	4.43	2.9	0.1	4.2	3.11	-7.2	0.12	-20	4.63	2.11	27.2	<L.D.	100.0	4.61	4.21	-45.17	<L.D.	100
5		Oxidante + ácido + CaCl <sub>2</sub>	3.93	1.9	0.1	4.02	0.947	50.2	2.33	-2230	4.52	5.45	-186.8	2.2	-119.9	4.47	3.18	-67.37	<L.D.	100
3	Químico + Físico	Oxidante + ácido + BaCl <sub>2</sub> + cemento	5.31	0.2	<L.D.	11.5	0.06	70.0	<L.D.	NA	11.89	<L.D.	100.0	<L.D.	NA	11.78	<L.D.	100	<L.D.	NA
2		Oxidante + ácido + CaCl <sub>2</sub> + cemento	4.28	0.1	<L.D.	11.3	<L.D.	100.0	<L.D.	NA	12.04	<L.D.	100.0	<L.D.	NA	11.95	<L.D.	100	<L.D.	NA



## **VI.2. Tratamiento pasivo de estabilización a través de barreras geoquímicas**

En el presente trabajo se han evaluado residuos y suelos impactados con elementos potencialmente tóxicos. Se ha determinado que los elementos que representan un serio problema ambiental son el arsénico, el cadmio y el plomo, ya que sus concentraciones totales y geodisponibles representan un riesgo al ambiente.

Se desarrollaron diferentes opciones de estabilización *in situ* de estos suelos, con el objetivo de disminuir su peligrosidad a valores que no representen riesgo ambiental. Estas alternativas de estabilización mostraron ser efectivas a pequeña escala; sin embargo, presentan complicaciones técnicas a escala real.

En el caso de los residuos se presentaron dos complicaciones: su volumen y sus altas concentraciones de los elementos que representan un riesgo ambiental. A pesar de que a nivel laboratorio se lograron estabilizar y que es factible escalar el proceso a nivel real, queda el inconveniente que se tienen que disponer en un sitio seguro.

Paralelo a este estudio se desarrolló una propuesta para llevar a cabo los estudios necesarios para evaluar la disposición final *in situ* de los residuos metalúrgicos generados y acumulados en el predio de forma ambientalmente segura en un confinamiento controlado (Hernández Cruz, 2009; Romero, 2009). Lo anterior, de acuerdo con lo establecido en el artículo 17 de la LGPGIR: “Los residuos de la industria minera-metalúrgica son de regulación y competencia federal. Podrán disponerse finalmente en el sitio de su generación; su peligrosidad manejo integral, se determinará conforme a las normas oficiales mexicanas aplicables, y estarán sujetos a los planes de manejo previstos en esta Ley”.

Los resultados de este estudio generaron información para definir el sitio apropiado para la construcción de un confinamiento en una formación geológicamente estable<sup>5</sup>.

---

<sup>5</sup> La fracción VIII del artículo 2 del R-LGPGIR, define como Confinamiento en Formación Geológicamente Estable: obra de ingeniería para la disposición final en estructuras naturales o artificiales impermeables, que garantiza el aislamiento ambientalmente seguro de los residuos peligrosos

La construcción del confinamiento implica la observación de diversas medidas de seguridad que garantizan en conjunto el confinamiento controlado de residuos y suelos impactados.

Una de las medidas de seguridad es la incorporación de un sistema de multibarreras a partir de diferentes materiales, cuyo objetivo es la retención de posibles lixiviados de los residuos almacenados, es decir, contar con la capacidad de retener tanto cationes como cadmio y plomo y metaloides como el arsénico en sus dos estados de oxidación.

Este sistema multibarreras es un tratamiento pasivo de estabilización de elementos potencialmente tóxicos. En esta sección se presenta el estudio de diferentes materiales que pueden ser usados para este propósito. A partir de isothermas de adsorción se establece la capacidad de diferentes materiales para la retención de EPT's, tomando como elementos guía al arsénico como metaloide y al cadmio como metal pesado.

### **VI.2.1. Caracterización de materiales**

En total se evaluaron 8 materiales: 7 corresponden a sedimentos riolíticos y un residuo metalúrgico.

Todos los materiales se caracterizaron física y químicamente. Sin embargo, la caracterización mineralógica y los experimentos de isothermas de adsorción se llevaron a cabo en muestras seleccionadas de acuerdo con los datos generales que mostraron características especiales en ciertos materiales.

#### ***Mineralogía***

La composición mineralógica de los sedimentos riolíticos y residuos metalúrgicos se presenta en la Tabla 29. Desde el punto de vista mineralógico las 7 muestras de sedimentos riolíticos (S1-S7) son similares; pero totalmente diferentes a la muestra de residuos metalúrgicos (RM).

**Tabla 29 Composición mineralógica de los sedimentos riolíticos (S1 – S7) y residuos metalúrgicos (RM)**

Muestra	Mineralogía
S1	Cuarzo: SiO <sub>2</sub> , Plagioclasa de composición intermedia: (CaAl)(SiAl) <sub>4</sub> O <sub>8</sub> , Feldespato potásico tipo sanidina: (NaK)(Si <sub>3</sub> Al)O <sub>8</sub> , arcillas del grupo de las esmectitas
S2	Cuarzo: SiO <sub>2</sub> , Feldespato potásico tipo sanidina: (NaK)(Si <sub>3</sub> Al)O <sub>8</sub> , arcillas del grupo de las esmectitas y micas
S3	Cuarzo: SiO <sub>2</sub> , Feldespato potásico tipo sanidina: (NaK)(Si <sub>3</sub> Al)O <sub>8</sub> , Cristobalita: SiO <sub>2</sub> , Zeolita de tipo Heulandita: CaAl <sub>2</sub> Si <sub>7</sub> O <sub>18</sub> 6H <sub>2</sub> O, arcillas del grupo de las esmectitas
S4	Cuarzo: SiO <sub>2</sub> , Feldespato potásico tipo sanidina: (NaK)(Si <sub>3</sub> Al)O <sub>8</sub> , Cristobalita: SiO <sub>2</sub> , arcillas del grupo de las esmectitas y micas
S5	Cuarzo: SiO <sub>2</sub> , Feldespato potásico tipo sanidina: (NaK)(Si <sub>3</sub> Al)O <sub>8</sub> , Cristobalita: SiO <sub>2</sub> , arcillas del grupo de las esmectitas y micas
S6	Cuarzo: SiO <sub>2</sub> , Feldespato potásico tipo sanidina: (NaK)(Si <sub>3</sub> Al)O <sub>8</sub> , Cristobalita: SiO <sub>2</sub> , arcillas del grupo de las esmectitas y micas
S7	Cuarzo: SiO <sub>2</sub> , Feldespato potásico tipo sanidina: (NaK)(Si <sub>3</sub> Al)O <sub>8</sub> , Cristobalita: SiO <sub>2</sub> , arcillas del grupo de las esmectitas y micas
RM	Amoniojarosita: (NH <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> Fe <sub>6</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>4</sub> (OH) <sub>12</sub> , K-Jarosita: KFe <sub>3</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> (OH) <sub>6</sub> , Gunningita: (Zn,Mn)SO <sub>4</sub> ·H <sub>2</sub> O, Gipsita: Al(OH) <sub>3</sub> , y Anglesita: PbSO <sub>4</sub>

Las muestras S1-S7 se caracterizan por la presencia de cuarzo (SiO<sub>2</sub>), plagioclasa de composición intermedia ((CaAl)(SiAl)<sub>4</sub>O<sub>8</sub>), cristobalita (SiO<sub>2</sub>), feldespato potásico tipo sanidina (KSi<sub>3</sub>AlO<sub>8</sub>) y arcillas del grupo de la esmectita y mica. En la muestra S3 se identificó adicionalmente zeolita de tipo heulandita (CaAl<sub>2</sub>Si<sub>7</sub>O<sub>18</sub> 6H<sub>2</sub>O).

El denominado “residuo metalúrgico” (RM) se compone principalmente de amoniojarosita ((NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>Fe<sub>6</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>4</sub>(OH)<sub>12</sub>), K-jarosita (KFe<sub>3</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>2</sub>(OH)<sub>6</sub>), gunningita ((Zn,Mn)SO<sub>4</sub>·H<sub>2</sub>O), gipsita: Al(OH)<sub>3</sub>, y anglesita (PbSO<sub>4</sub>). Esta composición

mineralógica contrastante, con relación a los sedimentos riolíticos, y compleja se debe a que este material proviene de procesos hidrometalúrgicos de concentrados de sulfuros metálicos, que se llevan a cabo bajo condiciones oxidantes y extremadamente ácidas.

### **Valores de pH, PZC y concentraciones totales de algunos elementos químicos de interés**

Los valores de pH, punto de carga cero (PZC por sus siglas en inglés) y las concentraciones totales de algunos elementos químicos de interés se presentan en la Tabla 30.

Los valores de pH en los sedimentos riolíticos (S1-S7) varían entre 8.0 y 8.8, lo que sugiere que pueden tener un buen potencial de neutralización. Químicamente estos materiales son similares entre sí. Se caracterizan por la prácticamente ausencia de elementos potencialmente tóxicos (As, Cd, Cu y Pb); además de azufre (S), que no fueron detectados por la técnica de análisis, y las relativamente bajas concentraciones de Zn (40 - 82 mg/kg), Fe (1.39 – 1.96%) y Ca (0.76 – 1.33 %), K (1.06 – 1.69 %) y Mn (0.01-0.03 %).

Los PZC, que es el valor de pH al cual las superficies de los minerales están eléctricamente neutras (Parks y De Bruyn, 1962; Kosmulski, 2004; Kosmulski, 2006; Kosmulski, 2002), son bajos y varían entre 1 y 3 en los sedimentos riolíticos, lo que es congruente con la presencia de cuarzo y arcillas en las muestras estudiadas. Los PZC determinados en las muestras S1-S7 son comparables con los PZC reportados para el cuarzo y las arcillas (Appelo y Postma, 1993; Manning y Goldberg, 1997). Estos valores bajos de PZC en los sedimentos riolíticos, indican que la superficie de los minerales se cargará negativamente bajo las condiciones del pH típico de los suelos y cuerpos de agua naturales, lo que favorecería la atracción electrostática de cationes metálicos en condiciones ambientales.

**Tabla 30. Valores de pH, PZC y concentración total de los sedimentos riolíticos (S1 – S7) y residuos metalúrgicos (RM)**

Muestra	pH	PZC	As	Cd	Cu	Pb	Zn	Fe	Ca	K	Mn	S
			mg/kg							%		
S1	8.7	2	<LD	<LD	<LD	<LD	58.1	1.39	1.13	1.55	0.01	<LD
S2	8.0	3	<LD	<LD	<LD	<LD	65.4	1.77	0.89	1.5	0.03	<LD
S3	8.1	1.6	<LD	<LD	<LD	<LD	39.7	1.59	0.94	1.06	0.03	<LD
S4	8.3	2.6	<LD	<LD	<LD	<LD	76.5	1.78	0.76	1.4	0.02	<LD
S5	8.8	2	<LD	<LD	<LD	<LD	74.3	1.66	0.79	1.57	0.03	<LD
S6	8.7	1	<LD	<LD	<LD	<LD	82	1.96	0.76	1.24	0.02	<LD
S7	8.3	2.8	<LD	<LD	<LD	<LD	73.3	1.77	1.33	1.69	0.03	<LD
RM	2.7	1.7	1968	2194	8347	10939	72332	48.34	0.48	<LD	2.41	6.33
LD, mg/kg	-	-	10.0	50.0	25.0	25.0	25.0	50.0	50.0	100.0	100.0	500.0

En el residuo metalúrgico (RM) se determinó un pH ácido (pH = 2.7). Este residuo se caracteriza por las altas concentraciones totales de elementos potencialmente tóxicos como As (1 968 mg/kg), Cd (2 194 mg/kg), Cu (8 347 mg/kg), Pb (10 939 mg/kg) y Zn (72 332 mg/kg). Es importante destacar las altas concentraciones de Fe (48.3 %), S (6.3 %) y Mn (2.4 %) en este residuo, lo que es congruente con la mineralogía identificada y reportada en la Tabla 33.

El PZC de este material es de 1.70 y posiblemente esté relacionado con la presencia de amoniojarosita ((NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>Fe<sub>6</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>4</sub>(OH)<sub>12</sub>) y jarosita (KFe<sub>3</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>2</sub>(OH)<sub>6</sub>), que son los minerales predominantes identificados por DRX, lo que es congruente con los valores bajos de PZC (1.8 – 3.9) reportados para la jarosita por (Sadowski et al, 2001). El valor bajo de PZC del residuo metalúrgico sugiere que bajo las condiciones del pH típico, de suelos y cuerpos de agua naturales, la superficie de los minerales se cargarían negativamente, lo que favorecería la atracción electrostática de cationes metálicos y no de aniones como el As (V) o As (III). Sin embargo, las muy altas concentraciones de Fe asociado a los minerales identificados por DRX

(amoniojarosita y K-jarosita) podrían influir favorablemente para la retención de As, ya que ha sido reportada la retención de As en minerales del grupo de la jarosita (Foster, 1998) (Asta et al, 2009) (Kendall et al, 2013) (Paktunc y Dutrizac, 2003).

### **VI.2.2. Pruebas de retención de Cd (II), As (III) y As (V) en los sedimentos riolíticos y residuos metalúrgicos**

En la Tabla 31 se presentan los resultados del porcentaje de retención de Cd (II), As (III) y As (V) en los sedimentos riolíticos y residuos metalúrgicos. El porcentaje de retención se calculó utilizando la Ecuación 7:

$$\% \text{ Retención} = \frac{C_i - C_f}{C_f} \times 100 \quad \text{Ecuación 7}$$

donde  $C_i$  = La concentración inicial de Cd (II), As (III) y As (V) antes de la interacción con los materiales utilizados en las pruebas de retención, que fue de 50 mg/L para cada especie química estudiada.

$C_f$  = La concentración final de Cd (II), As (III) y As (V) después de la interacción con los materiales utilizados en las pruebas de retención.

**Tabla 31 Porcentaje de retención de Cd(II), As (III) y As (V) en sedimentos riolíticos (S1 – S7) y residuos metalúrgicos (RM)**

<b>Materiales</b>	<b>pH (1)</b>	<b>Cd(II)</b>	<b>pH (2a)</b>	<b>As(III)</b>	<b>pH (2b)</b>	<b>As(V)</b>	<b>pH (2c)</b>
S1	8.7	93.5	7.3	13.3	8	No retiene	8.5
S2	8.0	95.6	6.6	17.8	6.9	No retiene	7.2
S3	8.1	98.8	7.6	11	7.8	No retiene	7.9
S4	8.3	96.5	7.7	9.4	8.6	No retiene	8.9
S5	8.8	95.3	7.8	10.1	8.8	No retiene	8.9
S6	8.7	98.1	7.4	5.3	8.7	No retiene	8.9
S7	8.3	98.5	8	6.1	8.8	No retiene	9
RM	2.7	No retiene	4.1	76.7	3.9	87.5	4.1

pH (1) = Valor de pH antes del experimento; pH(2a) = valor del pH después del experimento de retención de Cd (II); pH(2b); = valor del pH después del experimento de retención de As (III); pH (2c) = valor del pH después del experimento de retención de As (V)

### **Retención de Cd (II), As (III) y As (V) en los sedimentos riolíticos**

Los resultados que se presentan en el Tabla 31 indican que los sedimentos riolíticos tienen la capacidad para la retención de Cd (II) con un 93.5 – 98.8 % de eficiencia. Sin embargo, tiene una baja eficiencia (5.3 – 17.8 %) para la retención de As (III) y no tienen capacidad para la retención de As (V).

La alta eficiencia de los sedimentos riolíticos para retener Cd (II) parece estar relacionada con la presencia de los minerales del grupo de la esmectitas, micas y zeolitas, identificados por DRX, que bajo las condiciones del pH (pH = 6.6 – 8.0) alcanzado durante las pruebas (Tabla 31) adquieren cargas negativas, debido a que el PZC determinado en estos materiales fue bajo (PZC = 1 - 3), lo que favorece la retención de los cationes metálicos como el Cd (II) en su superficie cargada negativamente; lo que ha sido ampliamente reportado en la literatura (Veli, 2007) (Srivastava, 2005) (Malferrari, 2007) (Celis, 2000) (Rao, et al, 2006) (Panuccio et al, 2009).

Bajo las condiciones de pH alcanzados durante los experimentos de retención en estos materiales (pH = 6.6 – 8.0), la especie As (III) debe existir en forma de  $\text{H}_3\text{AsO}_3^0$ , debido a los altos valores de  $\text{pK}_a$  del ácido arsenioso ( $\text{pK}_a^1 = 9.2$ ,  $\text{pK}_a^2 = 12.7$ ); mientras que la especie As (V) debe estar presente como  $\text{HAsO}_4^{2-}$ , debido a que los valores de  $\text{pK}_a$  del ácido arsénico son  $\text{pK}_a1 = 2.3$ ,  $\text{pK}_a2 = 6.8$ ,  $\text{pK}_a3 = 11.6$ .

Las superficies negativas de las arcillas de los sedimentos riolíticos no favorecen la atracción de los arseniatos ácidos ( $\text{HAsO}_4^{2-}$ ), lo que explica la ineficiencia de estos materiales para su retención. En cambio, nuestros resultados experimentales indican una retención de As (III) entre 5 y 18 % en estos materiales, lo que podría ser explicado debido a que bajo las condiciones de pH de los experimentos la especie predominante de As (III) que es eléctricamente neutra ( $\text{H}_3\text{AsO}_3^0$ ) puede acercarse a las superficies negativas de las arcillas e introducirse en el espacio entre sus unidades estructurales (que en el caso de las arcillas del grupo de las

esmectitas es de hasta 10 Å), ya que tienen una forma plana triangular y un radio iónico relativamente pequeño de 4.8 Å (Kim et al, 2009), lo que explicaría la relativamente baja capacidad de retención de As (III) en los sedimentos riolíticos estudiados.

Algunos autores han reportado la capacidad de adsorción de As (III) en minerales del grupo de las arcillas como la caolinita, montmorilonita e illita (Manning y Goldberg, 1997). Estos autores reportan que la capacidad de las arcillas para retener As (III) está condicionada por la oxidación a As (V); lo que no es posible en nuestro caso ya que nuestros experimentos se realizaron bajo una atmósfera de nitrógeno que no permite la oxidación del As (III).

### ***Retención de Cd (II), As (III) y As (V) en los residuos metalúrgicos***

Los resultados que se presentan en el Tabla 31 indican que los residuos metalúrgicos tienen una gran capacidad para la retención de As (V) y As (III) con un 88 y 77 % de eficiencia, respectivamente, sin embargo, no tienen capacidad para la retención de Cd (II).

Durante las pruebas de retención de As (III) y As (V) se alcanzaron valores de pH de 3.1 y 4.9, respectivamente (Tabla 31), lo que indica que dado el valor bajo del PZC del residuos metalúrgico (PZC = 1.7), la superficie de los minerales de estos materiales deben cargarse negativamente, lo que no favorece la atracción electrostática de los aniones como el As (III) y As (V); sin embargo, ha sido reportada la retención de As (V) en minerales del grupo de la jarosita debido al intercambio aniónico entre As (V) del medio contaminado y  $\text{SO}_4^{2-}$  de la estructura cristalina de la jarosita ( $\text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$ ) (Foster, 1998; Asta et al, 2009) (Paktunc y Dutrizac, 2003).

Este fenómeno podría explicar la eficiencia alta de retención del As (V) del residuo metalúrgico, donde los minerales predominantes son la amoniojarosita

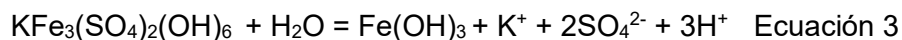


$((\text{NH}_4)_2\text{Fe}_6(\text{SO}_4)_4(\text{OH})_{12})$  y jarosita  $(\text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6)$ ; sin embargo, en 2009 Asta y colaboradores señalan que para que este fenómeno de intercambio ocurra se requiere de al menos 50 horas de interacción y la duración de nuestras pruebas de retención fue de 18 horas, lo que debilita la hipótesis de que este fenómeno explique la alta eficiencia de retención de As (V) de los residuos metalúrgicos.

Una posible explicación de la alta eficiencia para la retención de As (III) y As (V) de los residuos metalúrgicos podría ser por la presencia de Fe-oxohidróxidos, ya que ha sido ampliamente reportada la afinidad del As (V) por los óxidos de Fe (III). Así mismo, en un reciente estudio se reporta la capacidad de los óxidos de Fe (hematita  $\text{Fe}_2\text{O}_3$ , goethita  $\text{FeOOH}$  y magnetita  $\text{Fe}_3\text{O}_4$ ) para la retención, vía sorción, de As (III) y As (V) (Giménez et al, 2007).

Aunque el análisis de difracción de rayos X (DRX) en los residuos metalúrgicos, no indica la presencia Fe-oxihidróxidos, éstos se pudieron haber formado durante el desarrollo de la prueba de retención de As (III) y As (V), ya que al final de la prueba se registró un incremento del pH de 2.7 hasta valores de 4.1.

Baron y Palmer en 1996, reportan que la jarosita es estable a  $\text{pH} < 3.0$  y que a medida que el pH aumenta, este mineral se disuelve incongruentemente dando como resultado la precipitación de  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  de acuerdo a la ecuación 7 (Baron y Palmer, 1996).



Sadowski y colaboradores reportan que la formación de Fe-oxihidróxidos a partir de la disolución incongruente de la jarosita, permite el aumento del PZC hasta valores de 5.7; lo que permitiría especular que las superficies se cargarán positivamente bajo los valores de pH del experimento realizado en este estudio ( $\text{pH} = 3.9$  y  $4.1$ ), favoreciendo de esta manera la atracción electrostática de las especies aniónicas de As (Sadowski et al, 2001).

### **VI.2.3. Isotermas de sorción**

Tradicionalmente la sorción de iones por superficies de diferentes materiales ha sido cuantitativamente descrita a través de las denominadas isotermas de sorción. Entre las isotermas de sorción más conocidas están: Lineal  $K_d$ , Langmuir y Freundlich:

#### ***Isoterma de sorción Lineal $K_d$***

Como su nombre lo indica, esta isoterma asume una relación lineal entre la concentración en disolución de un determinado ion y su concentración sorbida, de acuerdo con la ecuación 8:

$$C_s = K_d C_e \quad \text{Ecuación 4}$$

Donde “ $C_e$ ” y “ $C_s$ ” corresponden a la concentración del ion que queda en la solución ( $C_e$ ) y la concentración del ion que se retiene en el sólido ( $C_s$ ), y “ $K_d$ ” es el coeficiente de distribución lineal.

A partir de los experimentos de isotermas de sorción se obtuvieron los valores de “ $C_e$ ” y “ $C_s$ ”. Con los datos experimentales se construyó la gráfica “ $C_s$ ” vs “ $C_e$ ” y se obtuvo el parámetro  $K_d$ , que es la pendiente de la recta.

#### ***Isoterma de sorción Langmuir***

Para la descripción del fenómeno de sorción de algún ion en un determinado sólido, el modelo de Langmuir asume que el sólido tiene una capacidad de sorción limitada, lo que indica una sorción en monocapa. Además, todos los sitios de sorción se asume que son idénticos, que cada sitio retiene sólo una molécula del compuesto dado, y que los sitios son energética y estéricamente independientes de la cantidad adsorbida (Limousin et al, 2007)

La relación de la cantidad del ion retenida en el sólido y la cantidad no retenida, se expresa matemáticamente a través de la siguiente ecuación:

$$C_s = \frac{Q_{\max} * K * C_e}{1 + K * C_e} \quad \text{Ecuación 5}$$

Donde “ $C_e$ ” y “ $C_s$ ” corresponden a la concentración del ion que queda en la disolución ( $C_e$ ) y la concentración del ion que se retiene en el sólido ( $C_s$ ). “ $Q_{max}$ ” y “ $K$ ” son los parámetros de la isoterma de Langmuir relacionadas con la capacidad de máxima de sorción y energía de sorción, respectivamente.

A partir de los experimentos de isotermas de sorción se obtuvieron los valores de “ $C_e$ ” y “ $C_s$ ”. Con los datos experimentales se construyó la gráfica  $C_e/C_s$  vs “ $C_e$ ” y se obtuvieron a partir de la ecuación de la regresión lineal; los parámetros de la isoterma de Langmuir: i) capacidad máxima de adsorción de un analito sobre determinado material ( $Q_{max} = 1/\text{pendiente}$ ) y ii) la constante relacionada con la energía de sorción del analito sobre un determinado material ( $K = \text{pendiente}/\text{ordenada al origen}$ ).

### ***Isoterma de sorción Freundlich***

Para la descripción del fenómeno de sorción de algún ion en un determinado sólido, el modelo de Freundlich asume que el sólido tiene una capacidad de sorción ilimitada, lo que sería indicativo de una sorción en multicapas (Donat et al, 2005). Este modelo estipula que la cantidad de analito sorbida es función de la disolución al equilibrio y es consistente con la característica de superficies heterogéneas que tengan una distribución exponencial de los sitios activos.

La relación de la cantidad de un determinado ion retenida en una matriz dada y la cantidad no retenida se expresa matemáticamente a través de la siguiente ecuación:

$$C_s = K_f C_e^{1/n} \quad \text{Ecuación 6}$$

Donde “ $C_e$ ” y “ $C_s$ ” representan la concentración del ion que queda en la disolución ( $C_e$ ) y la cantidad del ion que se retiene en el sólido ( $C_s$ ). “ $n$ ” y “ $K_f$ ” son los parámetros de la isoterma de Freundlich que se refieren a la intensidad y capacidad de la sorción, respectivamente.

A partir de los experimentos de isoterma de sorción se obtuvieron los valores de “C<sub>e</sub>” y “C<sub>s</sub>”. Con los datos experimentales se construyó la gráfica lnC<sub>s</sub> vs lnC<sub>e</sub>. Del ajuste lineal se obtiene “1/n” de la pendiente y de la ordenada al origen “lnK<sub>f</sub>”. Cuando n = 1, la isoterma de Freundlich tiene el mismo significado que al isoterma lineal K<sub>d</sub>.

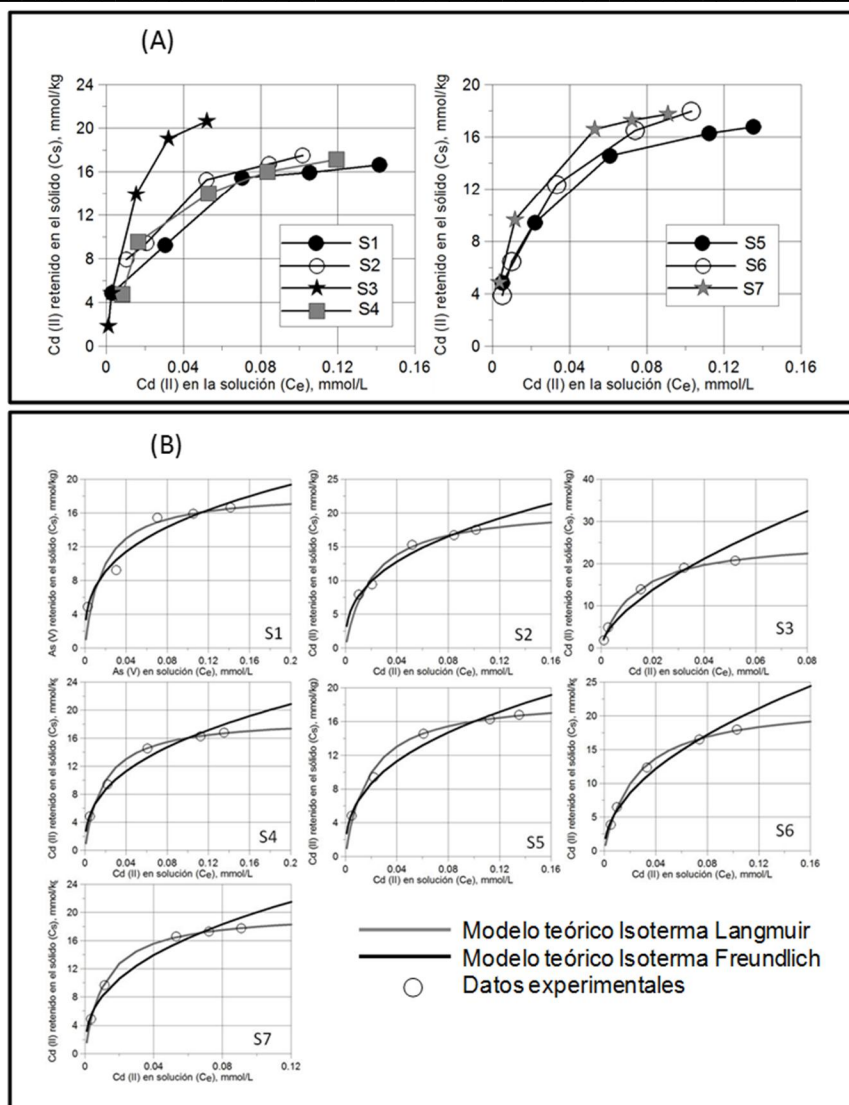
**Tabla 32. Coeficiente de determinación y parámetros del ajuste de las isotermas Lineal, Langmuir y Freundlich**

Material	Especie	Isoterma de sorción							
		Lineal		Langmuir			Freundlich		
		r <sup>2</sup>	K <sub>d</sub> litro/kg	r <sup>2</sup>	K L/mmol	Q <sub>max</sub> , mmol/kg	r <sup>2</sup>	K <sub>f</sub> litro/kg	n
S1		0.849	85.2	0.978	58.5	18.5	0.972	32.9	3
S2		0.921	107.1	0.994	48.2	21.0	0.978	42.1	2.7
S3		0.858	361.4	0.998	78.0	26.0	0.967	154.2	1.6
S4	Cd (II)	0.845	101.3	0.996	42.7	20.5	0.923	49.1	2.2
S5		0.856	84.4	0.997	55.1	18.9	0.983	38.6	2.6
S6		0.906	174.6	0.999	41.1	22.1	0.979	61.4	2
S7		0.876	171.9	0.9998	86.8	20	0.972	49.7	2.5
S1		0.97	3.2	0.241			0.948	3.1	0.9
S2		0.985	4.5	0.138			0.919	3.6	1
S3		0.992	2.4	0.208			0.943	2	1.2
S4	As (III)	0.989	2.0	0.366	No aplica		0.983	1.8	1.2
S5		0.975	2.5	0.46			0.918	4.2	0.6
S6		0.871	1.1	0.017			0.902	1.7	0.9
S7		0.93	1.3	0.501			0.961	1.1	1.4
RM		0.414	No aplica	0.972	21	13.63	0.05	No aplica	
RM	As (V)	0.550	No aplica	0.995	30.8	18	0.898	20.1	3.9

### **Isotermas de sorción de Cd (II) en los sedimentos riolíticos**

Los resultados del experimento de isoterma de sorción del Cd (II) en los sedimentos riolíticos se muestran en la Figura 58 (A). En esta figura se observan similitudes en la forma y concentración retenida del Cd (II). De acuerdo con la clasificación propuesta por (Giles et al, 1960), estas isotermas pueden ser asociadas al grupo "L", subgrupo "2", que indica que los sitios de sorción de la monocapa teórica han sido saturados. En la Figura 58 se observa una tendencia a la saturación de los sitios de sorción de los sedimentos riolíticos por los iones de Cd (II) retenidos, lo que es indicado por la meseta de la curva que parece formarse a partir de la retención de  $16 \text{ mmol Cd(II)/kg sedimentos riolíticos}$  para el caso de las muestras S1, S2, S4, S5, S6 y S7 y  $20 \text{ mmol Cd(II)/kg sedimentos riolíticos}$  para el caso de las muestras S2, Tabla 32.

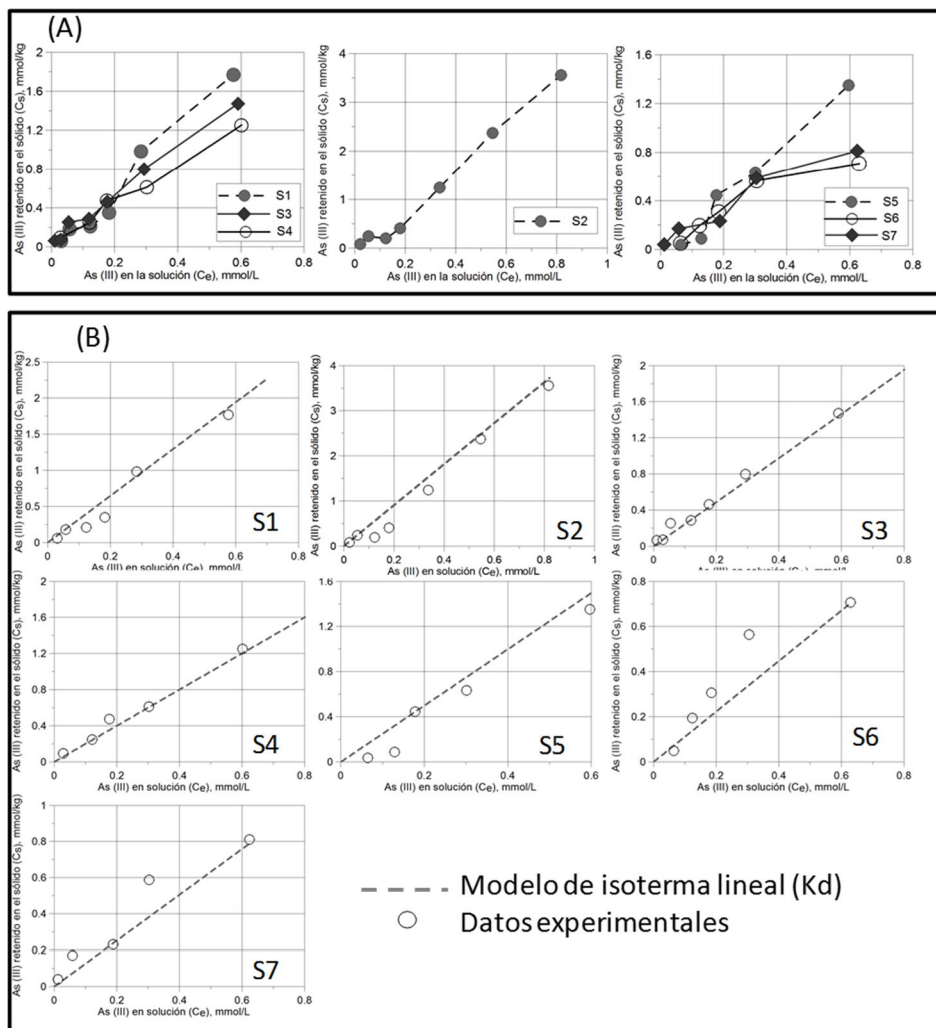
Los datos experimentales de la sorción de Cd (II) se ajustaron adecuadamente, en el intervalo de concentración estudiada, a los tres modelos de isotermas: Lineal, Freundlich, Langmuir. Sin embargo, para el modelo de Langmuir se obtuvieron los coeficientes de determinación más altos ( $r^2 = 0.9945 \pm 0.0075$ , Tabla 32), lo que sugiere que los datos experimentales se ajustan mejor a este modelo, que indica que los sedimentos riolíticos tienen una capacidad máxima de sorción ( $Q_{\text{max}}$ ) que varía entre 18.5 y 26.0 mmol/kg y valores de energía de sorción (K) entre 41.1 y 86.8 L/mmol. La mayor capacidad de sorción de Cd (II) se registró en la muestra S3 ( $Q_{\text{max}} = 26 \text{ mmol/kg}$ ), lo que probablemente se deba a la presencia zeolitas que fue identificada, por DRX, en esta muestra, adicionalmente a las arcillas del grupo de las esmectitas, que fueron identificadas en todas las muestras de sedimentos riolíticos.



**Figura 58. Resultados del experimento de isoterma de sorción del Cd (II) en sedimentos riolíticos (S1 - S7): (A) Datos experimentales y (B) Modelo teórico de isotermas de Langmuir y Freundlich y datos experimentales**

### **Isotermas de sorción de As (III) en los sedimentos riolíticos**

Los resultados del experimento de isoterma de sorción del As (III) en los sedimentos riolíticos se muestran en la Figura 59 (A). En esta figura se observan similitudes en la forma y concentración retenida del As (III). De acuerdo con la clasificación propuesta por (Giles et al, 1960), estas isotermas pueden ser asociadas al grupo “C”, subgrupo “1”, que indica que se caracteriza por un paso constante de As (III) de la disolución al sólido y que los sitios de sorción no han sido saturados.



**Figura 59. Resultados del experimento de isoterma de sorción del As (III) en sedimentos riolíticos (S1 - S7): (A) Datos experimentales y (B) Modelo teórico de isoterma lineal  $K_d$  y datos experimentales**

En la Figura 59 (A) se observa que la capacidad de sorción de As (III) aumenta y por lo tanto los sitios no se saturan. Los datos experimentales de la sorción de As (III) se ajustaron adecuadamente, en el intervalo de concentración estudiada, al modelo Lineal  $K_d$  y al modelo de Freundlich, para el caso de  $n = 1$ .

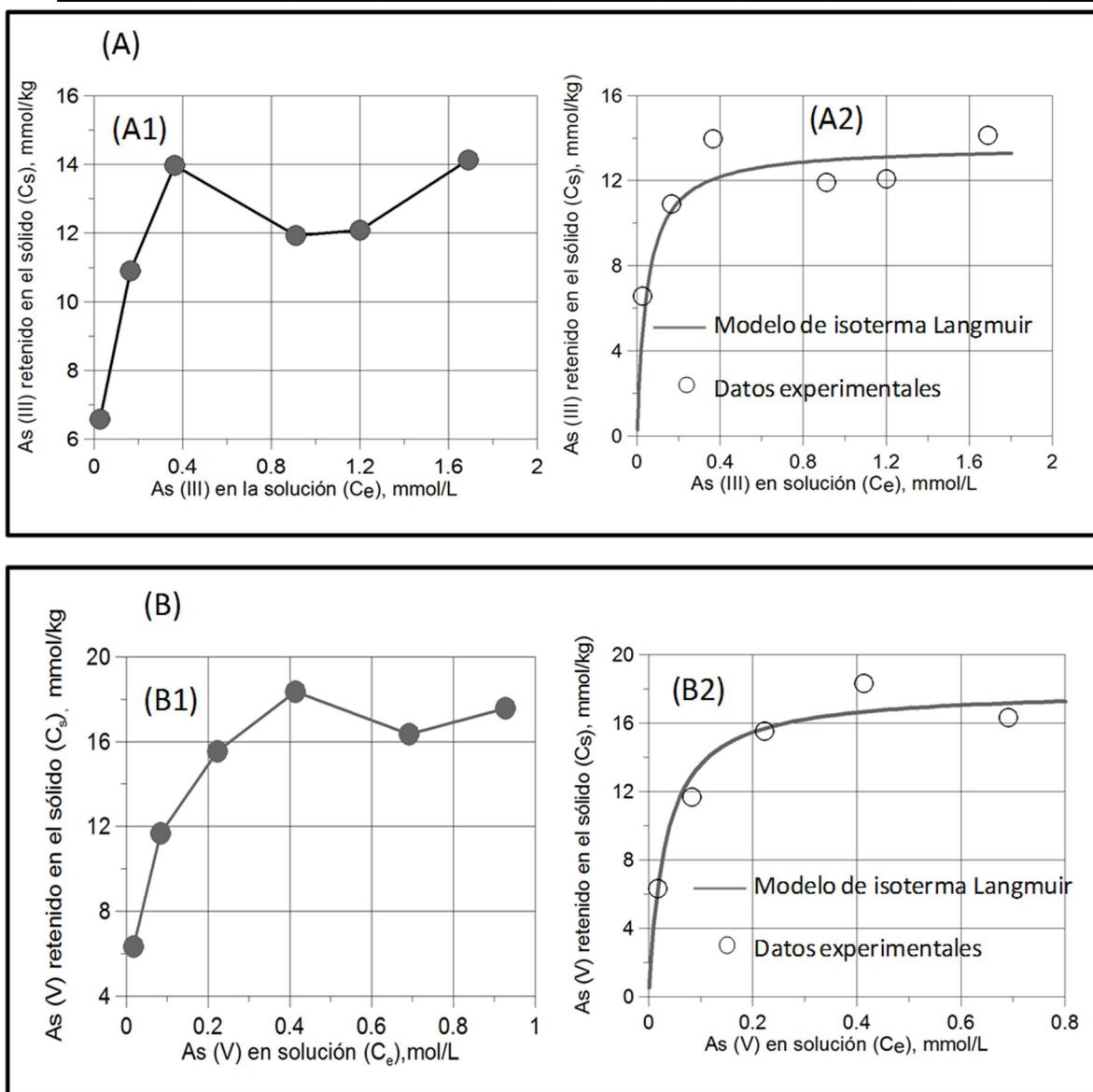
Sin embargo, para el modelo Lineal  $K_d$  se obtuvieron los coeficientes de determinación más altos ( $r^2 = 0.959 \pm 0.044$ ), lo que sugiere que los datos experimentales se ajustan mejor a este modelo (Figura 59 (B)), que indica que los sedimentos riolíticos tienen una capacidad de sorción de As (III) de 1.1 a 4.5 L/kg.

### **Isotermas de sorción de As (III) y As (V) en los residuos metalúrgicos**

Los resultados del experimento de isoterma de sorción del As (III) y As (V) en los residuos metalúrgicos se muestran en la Figura 60 (A) y (B). En esta figura se observan similitudes en la forma y concentración retenida del As (III) y As (V). De acuerdo con la clasificación propuesta por (Giles et al, 1960), estas isotermas pueden ser asociadas al grupo “L”, subgrupo “2”, que indica que los sitios de sorción de la monocapa teórica han sido saturados. En la Figura 48 se observa una tendencia a la saturación de los sitios de sorción de los sedimentos riolíticos por los iones de As (III) y As (V) retenidos, lo que es indicado por la meseta de la curva que parece formarse a partir de la retención de  $0.4 \text{ mmol}_{\text{As(III)}}/\text{kg}_{\text{residuo metalúrgico}}$  para el caso del As (III); y  $0.2 \text{ mmol}_{\text{As(III)}}/\text{kg}_{\text{residuo metalúrgico}}$  para el caso del As (V).

Los datos experimentales de la sorción de As (III) y As (V) se ajustaron adecuadamente, en el intervalo de concentración estudiada, al modelo de Langmuir (Figura 60 A2 y B2). Para este modelo se obtuvieron los coeficientes de determinación más altos ( $r^2 = 0.972$  para el As (III) y  $r^2 = 0.995$  para el As (V)), lo que sugiere que los datos experimentales se ajustan adecuadamente a este modelo, lo que indica que los residuos metalúrgicos tienen una capacidad máxima de sorción ( $Q_{\text{max}}$ ) de  $13.6 \text{ mmol/kg}$  para el As (III) con una energía de sorción (K) de 21 y  $18.0 \text{ mmol/kg}$  para el As (V) con una energía de sorción (K) de  $30.8 \text{ L/mmol}$  (Tabla 32).





**Figura 60. Resultados del experimento de isoterma de sorción del As (III) y As (V) en residuos metalúrgicos (RM): (A) Isoterma de sorción de As (III) y (B) Isoterma de sorción de As (V)**

#### VI.2.4. Propuesta de aplicación del tratamiento pasivo como un sistema multibarrera

Como se discutió al inicio de este capítulo, las cantidades de residuos y suelos contaminados, así como las concentraciones elevadas de EPT's que se presentan en el sistema estudiado, llevaron al planteamiento de una propuesta de tratamiento

pasivo que utiliza diferentes materiales para formar barreras, las cuales, en conjunto logran la estabilización de residuos.

Los materiales naturales estudiados demostraron tener eficiencia para la retención de cationes como el cadmio y el uso de residuos mineros, permiten la oxidación de As (residuo rico en manganeso RR-Mn) y su retención (residuo de jarosita RM).

Dichos materiales pueden formar un sistema e incorporarse en un diseño multibarrera que permita asegurar el almacenamiento seguro y permanente de los diferentes residuos metalúrgicos y suelos contaminados, dentro de un confinamiento controlado.

Romero et al, proponen un confinamiento “*in situ*” en Formación Geológicamente Estable, para el manejo ambientalmente seguro de residuos y suelos metalúrgicos (Romero, 2009), formado por un sistema multibarreras. El objetivo de cada una de las barreras es proteger de manera independiente al ambiente y la combinación de todas ellas garantiza una máxima protección. La propuesta de Romero, consiste en la combinación de las siguientes barreras de protección: i) geotécnica, ii) geoquímica y, iii) geológica (Figura 61).



**Figura 61. Sistema multicapas en un confinamiento *in situ* en formación geológicamente estable.**

Dentro del diseño propuesto, la incorporación de la barrera geoquímica tiene como propósito el tratamiento pasivo al funcionar como un filtro geoquímico multi etapas:

- En una primera barrera el residuo rico en manganeso (RR-Mn) lleva a cabo la oxidación de lixiviados de As (III).
- En la segunda barrera el residuo metalúrgico de jarosita (RM-Jarosita) retiene As (V).
- La tercera barrera formada por materiales naturales retiene cationes como el cadmio, de tal forma que, en conjunto, estas tres barreras evitan la contaminación de suelo, subsuelo y cuerpos de agua superficiales y subterráneos.

## **VII. ANÁLISIS Y CONCLUSIONES**

Se desarrolló una estrategia para el manejo ambientalmente seguro de los residuos peligrosos y de los suelos contaminados de una zona con actividad metalúrgica de cerca de 100 años. A través de la caracterización de los diferentes residuos metalúrgicos y de suelos contaminados, se establecieron alternativas de tratamiento (activos y pasivos), bajo condiciones de laboratorio y campo. Los experimentos llevados a cabo muestran que se consiguen mezclas con estabilidad química y/o física, mediante mecanismos de encapsulamiento de los contaminantes, de tal forma que éstos quedan retenidos en fases sólidas estables, bajo diferentes condiciones ambientales. Esto impide que se dispersen al entorno; de tal manera que el sitio de estudio pueda ser reintegrado al desarrollo urbano del lugar, sin poner en riesgo al ecosistema en general. Los puntos importantes que conducen a esta conclusión son los siguientes:

### **VII.1. Residuos y subproductos almacenados en las plantas de cobre y arsénico**

- a) En los terrenos de la planta de cobre y arsénico, zona de estudio, se registraron 20 áreas donde se almacenaron residuos y subproductos que por sus características resultan peligrosos al ambiente, con un volumen estimado de 172 698 m<sup>3</sup>.
- b) La información sobre la composición química de estos materiales indica que los elementos potencialmente tóxicos (EPT) de mayor interés ambiental son el As, Pb y Cd. La concentración de dichos elementos supera en todas las muestras, el límite máximo permisible establecido en la NOM-157-SEMARNAT-2011. El arsénico alcanza valores de 12.6 %, el cadmio 0.8 % y el plomo 3.6 %.
- c) La peligrosidad al ambiente evaluada a través de la fracción geodisponible indica que 38 de las 44 muestras analizadas resulta peligrosa debido que al menos uno de sus constituyentes supera el valor límite establecido. El arsénico alcanza valores de 902 mg/L y el cadmio de 12.7 mg/L.

- d) Los estudios mineralógicos en los residuos peligrosos indican la presencia de arsenolita ( $\text{As}_2\text{O}_3$ ) como fase principal para arsénico, lo cual justifica su alta geodisponibilidad. Mientras que para plomo se identificaron anglesita ( $\text{PbSO}_4$ ) y galena ( $\text{PbS}$ ) como fases principales. Estudios mediante MEB-EDS identifican los tetraedros de la arsenolita; mientras que el análisis semicuantitativo presenta evidencia de arsenolita y compuestos de plomo, antimonio y zinc.
- e) Los análisis de especiación de arsénico en los diferentes residuos muestran la presencia de As (III), llegando a ser del 100 % en el 19 % de los residuos analizados.

## **VII.2. Suelos impactados con la presencia de metales y metaloides**

Para evaluar la presencia y características de los diferentes EPT's en los suelos de la zona de estudio, se llevaron a cabo diferentes muestreos: muestreo exploratorio, muestreo de fondo, y muestreo de detalle. Cada uno de estos muestreos permitió conocer las características físicas y químicas de los suelos impactados por las actividades metalúrgicas. A partir de este conocimiento se establecieron diferentes tratamientos (activos/pasivos), para estabilizar los diferentes EPT's presentes. Los principales resultados indican:

- a) La concentración de fondo para el arsénico varió de <LD (7) a 129 mg/kg. Para el caso del Cd, las concentraciones de fondo se encontraron por debajo del LD (12 mg/kg); mientras que la de Pb varió entre 47 y 235 mg/kg. Sólo se detectó concentración geodisponible para el caso de arsénico (0.22 mg/L). El pH varía de 4.2 a 5.6, con un promedio de 5.2, valores ligeramente ácidos; mientras que la conductividad eléctrica (CE) varía de 10.2 a 214  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , con una media de 34.5  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .
- b) En la zona de estudio los suelos superficiales presentan pH que varían de 5.4 a 9. Comparando contra los valores de fondo (media 5.2 unidades de pH), se puede concluir que los pH alcalinos se deben a la presencia de residuos metalúrgicos.

- c) La CE alcanza valores de 4 120  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , superando prácticamente 20 veces el valor de fondo.
- d) Los valores de potencial redox indican que en los suelos de la zona de estudio prevalecen condiciones oxidantes (potencial redox promedio de 501 mV (ENH)).
- e) La concentración total y geodisponible de los elementos normados en la NOM-147 indica que los elementos de naturaleza tóxica que representan un riesgo al ambiente son el arsénico, el cadmio y el plomo. Estos datos concuerdan con diferentes estudios de la zona.
- f) En el 93 % de las muestras la concentración de arsénico supera la CRT para uso del suelo residencial (22 mg/kg). Mientras que en el 33 % de las muestras las concentraciones de este elemento superaron la CRT para uso industrial (260 mg/kg).
- g) El 57.5 % de las muestras presentaron concentraciones geodisponibles de As superiores a la CRS señalada en la NOM-147 (CRS = 0.5 mg/L). En una muestra se alcanzó una concentración de 3 057.5 mg As/L.
- h) Las concentraciones de cadmio superaron en el 58 % de las muestras la CRT para suelo de tipo residencial (37 mg/kg); y el 3.5 % superaron la CRT para suelo con uso industrial (450 mg/kg). Con respecto al Cd geodisponible, en el 19 % de las 186 muestras analizadas las concentraciones geodisponibles fueron superiores a la CRS señalada en la NOM-147 (CRS = 0.1 mg/L).
- i) Para el plomo, el 40 % de las muestras sobrepasaron el criterio normativo para suelo de tipo residencial (400 mg/kg), y el 26 % superó la CRT para suelo con uso industrial (800 mg/kg).
- j) Sólo en el 9 % de las muestras se mostraron concentraciones solubles por encima de la CRs de 0.5 mg/L.
- k) Las concentraciones totales más elevadas de As y Pb se distribuyen principalmente en las zonas centro y centro-sur del predio de estudio, mientras que los niveles más altos de Cd se limitan a pequeñas áreas donde

se encontraban instaladas las plantas de Cu y As. Es decir, queda de manifiesto el impacto de la actividad metalúrgica de la zona.

- l) Los estudios en los suelos sub superficiales muestran el impacto de As, Cd y Pb a diferente profundidad, relacionada con la distancia de la fuente de contaminación. En el caso del arsénico la concentración en superficie supera la CRT para suelo con uso industrial señalada en la NOM-147 (260 mg/kg), y permanece por arriba de este valor hasta profundidades de 1.5 m en la zona que ocuparon las plantas de cobre y arsénico. En la sección centro-norte del predio el impacto se observa hasta 75 cm de profundidad, alcanzando valores por debajo de la CRT con actividad residencial (22 mg/kg). Hacia el norte del predio la afectación llega a 50 cm. En el caso del cadmio se observa afectación en la zona que ocuparon las instalaciones de las plantas de cobre y arsénico; sin embargo, a partir de los 100 cm de profundidad se mantienen por debajo de la CRT para suelo con actividad residencial (37 mg/kg). En la zona centro-norte y norte del predio, se detectaron las CIT más altas de Cd, no obstante, a partir de los 25 cm de profundidad disminuyen hasta alcanzar valores inferiores a la CRT para suelo con uso residencial (37 mg/kg). Para el plomo en la zona sur del predio las concentraciones de Pb superan la CRT para suelo con uso industrial (800 mg/kg), sin embargo, disminuyen abajo de 25 cm de profundidad, registrándose valores inferiores a la CRT para suelo con actividad residencial (400 mg/kg) e incluso el valor de fondo (235 mg/kg).
- m) En la parte que ocuparon las instalaciones de las plantas de cobre y arsénico, hasta 150 cm se detectaron concentraciones inferiores a la CRT para suelo con actividad residencial (400 mg/kg) e incluso el valor de fondo (235 mg/kg).
- n) En la parte centro-norte y norte se registraron las concentraciones más elevadas de Pb, sin embargo, a partir de 25 cm de profundidad disminuyen hasta alcanzar valores inferiores a la CRT para suelo con uso residencial (400 mg/kg) e incluso el valor de fondo (235 mg/kg).

- o) La difracción de rayos X indica de manera general la presencia de aluminosilicatos, sulfatos de hierro y calcio y oxo hidroxio compuestos de hierro. Sólo en una muestra ubicada en la zona donde se ubicó la planta de cobre presenta fases de sulfuro de plomo y sulfuro de cobre y hierro; fases reducidas en suelos con características oxidantes. En dos muestras se presentan fases reducidas de sulfuro de hierro y fases oxidadas, sulfato de calcio y sulfato de hierro, respectivamente. No se encontró evidencia de fases de arsénico y /o cadmio.
- p) Movilidad de arsénico, cadmio y plomo. A partir de la modelación y la comparación con datos experimentales se puede teorizar que la geodisponibilidad de estos elementos en los suelos de la zona de estudio, está asociada a la presencia de diversas especies químicas de baja solubilidad, las cuales controlan en diferente grado su movilidad.
- q) En el caso del arsénico, la movilidad de este elemento depende de la especie química presente. Valores geodisponibles superiores a 100 mg/L con pH de ligeramente ácido a neutro, presentes en muestras de suelos, se acercan a la solubilidad teórica del trióxido de arsénico ( $As_2O_3$ ), compuesto de As (III); sin embargo, no alcanzan los valores tan altos de esta especie. Esta situación podría indicar que en estos sitios hay una mezcla de As (V) y As (III).
- r) También se presentan valores geodisponibles de arsénico (10 mg/L a casi 0.1 mg/L) que corresponden a la solubilidad de arseniatos de Fe y/o Zn, de acuerdo con el pH de la muestra. Finalmente se observan valores geodisponibles  $<0.01$  mg/L. Estos valores sugieren predominio de As(V), que forma arseniatos de plomo y arseniatos de calcio.
- s) Cadmio. El modelo teórico indica que la fracción geodisponible depende principalmente de dos compuestos: el hexa hidroxido sulfato de cadmio que precipita a valores superiores a pH de 8 y hacia valores de 12 comienza el predominio del hidróxido de cadmio. La solubilidad experimental a estos valores de pH se aproxima al valor teórico. A pH menor a 8 la solubilidad



teórica corresponde a la concentración total, con la que se alimenta al programa de modelación.

- t) Plomo. De manera general la geodisponibilidad para este elemento se acerca al valor teórico a pH neutro. De acuerdo con el modelo (índice de saturación), las fases que controlan la solubilidad son la hidroximimetita y el hidróxido de plomo. A pH ligeramente ácidos además interviene la schultenita.
- u) Estudios por MEB-EDS muestran evidencia de compuestos de arseniato de plomo y sulfato de plomo, lo cual fortalece la conclusión que la movilidad del plomo y arsénico está controlada por los respectivos arseniatos.

### **VII.3. Tratamientos de estabilización de arsénico, cadmio y plomo**

La gran cantidad de suelos contaminados, las concentraciones elevadas totales y solubles y la migración vertical de arsénico, cadmio y plomo, condujo al planteamiento de tratamientos de estabilización, que implicaron el uso de reacciones de oxidación y precipitación, en sinergia con procesos de encapsulamiento a partir de cementos comerciales. Las conclusiones de esta etapa son:

- a) **Tratamiento activo.** Consiste en la aplicación de reactivos químicos que en sinergia con cemento, forman fases estables que controlan la movilidad de los diferentes contaminantes. Se probó en tres modalidades:
  - i. *Tratamiento activo-físico.* A partir del uso de diferentes cementos se formaron concretos con el objetivo de encapsular los diferentes EPT's y controlar su geodisponibilidad. Para cadmio y plomo el proceso de encapsulamiento en las diferentes pruebas resultó eficiente, alcanzando valores geodisponibles para estos elementos inferiores a los límites de detección de la técnica de análisis (0.02 mg/L para Cd y 0.05 mg/L para Pb). La modelación termodinámica sugiere la formación de hidróxido de cadmio como fase que controla la movilidad de este elemento, mientras que la hidroximimetita y el respectivo hidróxido controlan la movilidad del plomo.

En el caso del arsénico los procesos de encapsulamiento con los diferentes cementos mostraron diferentes comportamientos: El mejor cemento fue el CPO-40 (Cemento Portland ordinario), alcanzando eficiencias del 100 % para ciertas muestras, cuya característica común es la baja concentración total y geodisponible de arsénico. Sin embargo, para aquellas muestras con altos contenidos en arsénico total y geodisponible, a pesar de alcanzar eficiencias del 98 %, la geodisponibilidad resultante es seis veces más alta que la CRs. Una posible explicación es el contenido de As(III) presente.

- ii. *Tratamiento activo-químico.* Las concentraciones remanentes de arsénico geodisponible requieren de una etapa previa de oxidación para posteriormente formar los respectivos arsenatos. Los experimentos llevados a cabo utilizaron como oxidante cloruro férrico y un Material Rico en Mn (MR-Mn). En ambos casos se logran eficiencias del 100 % para los 3 elementos de interés. Cada oxidante requiere de condiciones específicas, en el caso de cloruro férrico, la reacción de oxidación genera protones, por lo que al término de la reacción la geodisponibilidad de cationes aumenta (Cd y Pb). Esta situación se controló satisfactoriamente con la adición de cal, obteniendo concentraciones de Cd y Pb inferiores al límite de detección.
- iii. *Tratamiento activo físico-químico in situ.* Los tratamientos anteriores llevados a cabo a nivel laboratorio permitieron establecer condiciones necesarias para la estabilización de suelos contaminados con altas concentraciones totales y geodisponibles de As, Cd y Pb a nivel piloto (in situ), para su posterior evaluación para aplicar a gran escala. Se realizaron dos tipos de prueba:
  - Parcelas. Las características principales de estas parcelas es la profundidad de penetración de los diferentes materiales utilizados en las pruebas y en promedio ésta fue de 30 cm, y las concentraciones totales elevadas de arsénico de hasta 8 085 mg/kg, cadmio de hasta 297 mg/kg y plomo de hasta 4 390 mg/kg.

El tratamiento físico usado no es suficiente para controlar la geodisponibilidad de los diferentes elementos. En el caso de arsénico la mejor eficiencia corresponde a un valor de 81.6 %, con una geodisponibilidad a la cuarta semana de fraguado de 2.06 mg/L. En el caso de Cd y Pb su geodisponibilidad disminuye hasta valores por debajo del límite de detección debido al aumento del pH ocasionado por los componentes del cemento. La formación de los respectivos hidróxidos y en el caso del plomo, además por la formación de los respectivos arsenatos, es la responsable de la baja geodisponibilidad.

El tratamiento químico, que sólo utiliza RR-Mn como agente oxidante logra eficiencias a la cuarta semana de fraguado del 77 % para el caso de arsénico. La explicación es que la sola adición del oxidante no aporta al sistema cationes suficientes capaces de formar los respectivos arsenatos insolubles. En el caso de cadmio y plomo, la geodisponibilidad inclusive aumenta con respecto a la inicial. Esto se debe a las condiciones de acidez que se imponen inicialmente para llevar a cabo la reacción de oxidación.

El proceso con mayor eficiencia aplicado *in situ* consistió en una etapa de oxidación ácida, a partir del Residuo Rico en Mn (/RR-Mn), seguida de la precipitación de As(V) mediante la adición de cloruro de bario. Para finalizar se llevó a cabo el encapsulamiento de la mezcla resultante con cemento CPO-40. El análisis de geodisponibilidad de As muestra eficiencias del 99 %, alcanzando valores geodisponibles <0.5 mg/L. Para plomo y cadmio se alcanzan niveles por debajo de los respectivos límites de detección de la técnica de análisis.

- Zanjas. Dada la migración de arsénico, cadmio y plomo hacia el sub suelo fue necesario considerar modificaciones al procedimiento seguido en parcelas donde los reactivos aplicados sólo penetran 30 cm. En este proceso el suelo es removido creando la respectiva zanja, que alcanza profundidades de 0.5 a 2 m. Posteriormente los suelos removidos junto con

los diferentes reactivos se van mezclando y regresando a la zanja, hasta alcanzar el aforo. Los resultados indican que la combinación de reacciones químicas que garantizan la oxidación de As y la formación de especies de baja solubilidad, más el uso de cemento Portland ordinario, el cual asegura el control de la movilidad de los cationes presentes, hace que el tratamiento activo químico y físico, sea el más apropiado para la estabilización de suelos impactados por As, Cd y Pb.

En términos de factibilidad de aplicación al problema real es necesario considerar el gasto de reactivos químicos y su baja penetración en el sub suelo, en el caso del sistema propuesto en parcelas. En el caso de zanjas, se deben considerar las operaciones previas de remoción de suelo/construcción de zanjas, para lograr la eficiencia esperada a las profundidades de migración de los contaminantes.

La aplicación de estos tratamientos requiere “aflojar” el material para aumentar su permeabilidad. La mayor eficiencia de la estabilización, tanto en parcelas como zanjas, se logra cuando una vez aplicados los reactivos a los suelos, éstos se mezclan o revuelven hasta que se logre una fase lo suficientemente homogénea que permita la difusión eficiente de los reactivos en los suelos. Sin embargo, la difusión de los reactivos sólo se consigue a la profundidad que se logra aflojar.

#### **VII.4. Tratamiento pasivo a través de barreras geoquímicas.**

Los tratamientos activos de estabilización desarrollados en laboratorio y aplicados *in situ*, lograron disminuir la geodisponibilidad del arsénico, cadmio y plomo a valores que no representan riesgo ambiental. Sin embargo, la aplicación a gran escala presenta problemas técnicos. Por lo que se estudió la aplicación de diferentes materiales como barreras geoquímicas para el tratamiento pasivo de posibles lixiviados de suelos y residuos, con contenidos de arsénico, cadmio y plomo. Estas barreras geoquímicas podrían incluirse como parte de un sistema multi capas dentro del diseño de un confinamiento en una formación geológicamente, que se ha propuesto como medida estratégica de manejo de grandes cantidades de residuos metalúrgicos y suelos contaminados.

Los materiales evaluados como barreras geoquímicas, a través de isotermas de adsorción, provienen de bancos naturales, extraídos en las inmediaciones de la zona de estudio. En total fueron 9 materiales, denominados sedimentos riolíticos. Además se evaluó un residuo metalúrgico de jarosita (RM) formado en un proceso hidrometalúrgico de obtención de zinc. Los resultados indican:

- a) Los sedimentos riolíticos están formados por cuarzo, plagioclasa de composición intermedia, feldespato potásico y zeolita. Se caracterizan por ausencia de EPT, valores de pH entre 8 y 8.8 y PZC entre 1 y 3.
- b) El residuo metalúrgico se compone de aminojarosita, jarosita potásica, gunningita, gipsita y anglesita., con un pH de 2.7 y PZC de 1.7. Este residuo presenta concentraciones altas de As (1 968 mg/kg), Cd (2 194 mg/kg), Cu (8 347 mg/kg), Pb (10 939 mg/kg) y Zn (72 332 mg/kg). Además de Fe (48.3 %), S (6.3 %) y Mn (2.4 %).
- c) Los sedimentos riolíticos tienen capacidad para la retención de Cd (II) con un 93.5 – 98.8 % de eficiencia. Sin embargo, presentan una baja eficiencia (5.3 – 17.8 %) para la retención de As (III) y no tienen capacidad para la retención de As (V). Los datos experimentales de la sorción de Cd (II) y As (III) se ajustaron adecuadamente al modelo de Langmuir ( $r^2 = 0.9945 \pm 0.0075$ ) y al modelo lineal  $K_d$  ( $r^2 = 0.959 \pm 0.044$ ), respectivamente; lo que sugiere una capacidad de sorción limitada para el caso del Cd (II), ya que los sitios de sorción se saturan en el intervalo de concentraciones estudiadas, y una capacidad ilimitada de sorción de As (III), ya que los sitios de sorción no se saturan en el intervalo de concentraciones estudiadas.
- d) La alta eficiencia de los sedimentos riolíticos para retener Cd (II) parece estar relacionada con la presencia de arcillas del grupo de la esmectitas, micas y zeolitas. La retención de As (III) en estos materiales podría ser explicada debido a que bajo las condiciones de pH de los experimentos, la especie predominante de As (III), que es eléctricamente neutra ( $H_3AsO_3$ ), puede acercarse a las superficies negativas de las arcillas e introducirse en el

espacio entre sus unidades estructurales, ya que tienen una forma plana triangular y un radio iónico relativamente pequeño de 4.8 Å.

- e) Los residuos metalúrgicos tienen una gran capacidad para la retención de As (III) y As (V) con un 87.5 % y 76.7 % de eficiencia, respectivamente. Sin embargo, no tienen capacidad para la retención de Cd (II). Los datos experimentales de la sorción de As (III) y As (V) se ajustaron adecuadamente al modelo de Langmuir ( $r^2 = 0.972$  para el As (III) y  $r^2 = 0.995$  para el As (V)), lo que sugiere una capacidad de sorción limitada y que los sitios de sorción se saturan en el intervalo de concentraciones estudiadas. Una posible explicación de la alta eficiencia para la retención de As (III) y As (V) de los residuos metalúrgicos se podría explicar debido a la presencia de Fe-oxihidróxidos, que pudieron haberse formado durante el desarrollo de la prueba de retención de As (III) y As (V), ya que de acuerdo con el pH final de la prueba, la jarosita identificada en estos residuos se debe disolver incongruentemente dando como resultado la precipitación de  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ , que son compuestos que tiene gran afinidad química por el As (V) y As (III).

#### **VII.5. Aplicación del tratamiento pasivo como un sistema multi barrera**

Los resultados de los estudios anteriores permitieron identificar materiales que son eficientes para la retención de contaminantes asociados a los residuos metalúrgicos. Los diferentes sedimentos riolíticos permiten la retención de cationes como el cadmio; mientras que el Residuo Minero actúa sobre el As(V). La adición del residuo Rico en Mn, agrega el componente necesario para llevar a cabo la oxidación de As(III) a As(V).

De tal forma que el acomodo estratégico de estos materiales permite formar un sistema multibarrera que asegura el control de posibles lixiviados de los diferentes residuos metalúrgicos y suelos contaminados. Dicho sistema puede ser incorporado dentro de un confinamiento in situ, de tal forma que forme una barrera geoquímica capaz de actuar como un elemento de seguridad, en el caso extremo que se presentara lixiviación de EPT's.

## VIII. BIBLIOGRAFÍA.

(s.f.).

- Aguirre, R. (2007). Valoración para la geodisponibilidad y bioaccesibilidad en suelos contaminados con elementos potencialmente tóxicos por la industria minero-metalúrgica. *Tesis de maestría en Geología Ambiental, Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México*, 92.
- Akhter, H. C. (1997). Solidification/stabilization of arsenic salts: Effects of long cure times. *Journal of Hazardous Materials*, 52, 247-264.
- Akhter, H. C. (2000). Treatment of arsenic-contaminated soils. I. Soil characterization. *Journal of Environmental Engineering*, 126(11), 999-1003.
- Allison, J. D. (1991). *MINTEQA2/PRODEFA2. A geochemical assesment model for environmental systems: version 3.1 user's manual*. Washington, D. C., USA: US EPA.
- Appelo, C. A., & Postma, D. (1993). *Geochemistry, groundwater and pollution*. Balkema, : Brookfield.
- Aragón-Piña, A. (1999). Características fisicoquímicas y morfológicas del polvo suspendido en el aire de la ciudad de San Luis Potosí. *Tesis Doctoral, Universidad Nacional Autónoma de México*, 164.
- Aragón-Piña, A. T. (2000). Scanning Electron Microscope and Statical Analysis of Suspended Heavy Metal Particles in Air Samples from Metalurgically Active Mexican City. *Atmos. Environ.*, 34, 4103-4112.
- Aragón-Piña, A. T. (2002). Scanning and transmission electron microscope of suspended lead-rich particles in the air of San Luis Potosi, Mexico. *Atmosphere Environment*, 36, 5235-5243.
- Aragón-Piña, A., Campos-Ramos, A., Leyva-Ramos, R., Hernández-Orta, M., Miranda-Ortiz, N., & Luszczewski-Kudra, A. (2006). Influencia de emisiones industriales en el polvo atmosférico de la ciudad de San Luis Potosí, México. *Rev. Int. Contam. Ambient.*, 1(22), 5-19.
- Asta, M. P., Cama, J., Martínez, M., & Giménez, J. (2009). Arsenic removal by goethite and jarosite in acidic conditions and its environmental implications. *J. Hazard. Mat.*, 171, 965-972.
- ATSDR. (1999). Toxicological profile for Lead. *Agency for Toxic Substances and Disease Registry*, 1-581.
- ATSDR. (2007). Toxicological Profile for Arsenic. *Agency for Toxic Substance and Disease Registry*, 1-493.
- ATSDR. (2008). Toxicological Profile for Cadmium. *Agency for Toxic Substance and Disease Registry*, 1-449.

- Aubert, H., & Pinta, M. (1977). Trace elements in soils. . *Development in soil science*, 395.
- Bain, J. C., Blowes, D. W., Robertson, W. D., & Frind, E. O. (2000). Modelling of sulfide oxidation with reactive transport at mine drainage site. *Journal of Contaminant Hydrology*, 41(1-2), 23-47.
- Barajas de Labastida, V., Carrillo-Rosado, H., Chávez-Rivera, O., Espinoza-Rodríguez, J. M., Kushida-Kushida, M., Lacy-Tamayo, R., . . . Miranda-Viquez, E. (1986). *Regionalización ecológica del territorio. Serie Cuadernos básicos no. 4*. México: Ordenamiento Ambiental, SEDUE.
- Baron, D., & Palmer, C. D. (1996). Solubility of jarosite at 4–35°C. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 60, 185–195.
- Batres, L. E.-B. (1993). Caracterización del riesgo en salud por exposición de metales pesados en la ciudad de San Luis Potosí. *Environ. Res.*, 62, 242-250.
- Benzaazoua, M. M. (2004). The use of pastefill as a solidification and stabilization process for the control of acid drainage. *Minerals Engineering*, 17, 233–243.
- Berger, A. B. (2000). A process model of natural attenuation in drainage from a historic mining district. *Applied Geochemistry*, 15, 655-666.
- Betejtin, A. (1970). *Curso de Mineralogía*. Moscú, Rusia: Editorial Paz.
- Blowes, D. W., & L, J. J. (1990). The pore-water geochemistry and the mineralogy of the vadose zone of sulfide tailings, Waite Amulet, Quebec, Canada. *Appl. Geochem.*, 5, 327-346.
- Bowell, R. (1994). Sorption of arsenic by iron oxides and oxyhydroxides in soils. *Applied Geochemistry*, 9, 279-286.
- Breck, D. (1894). Chapter 7 of Zeolite Molecular Sieves, Structure, Chemistry, and Use. En D. W. Breck, *Ion exchange reactions in zeolites*. Mlabar, Florida: Robert E. Krieger Publishing Company, Malabar,.
- Brigatti, M. C. (2004). Characterization of Cu-complexes in smectite with different layers charge location: chemical, thermal and EXAFS studies. *Geochimica el Cosmochimica Acta*, 68, 781-788.
- Carrizalez, L., Razo, I., Téllez-Hernandez, J. I., Torres-Nerio, R., Torres, A., Batres, L. E., . . . Díaz-Barriga, F. (2006). Exposure to arsenic and lead of children living near a copper-smelter in San Luis Potosi, Mexico: Importance of soil contamination for exposure of children. *Environmental Research*, 110, 1-10.
- Celis, R. H. (2000). Heavy Metal adsorption by functionalized clays. *Environmental Science and Technology*, 34, 4593-4599.
- CETENAL, C. (1973). Carta Edafológica, Tepetate F-14-A-83, Escala 1:50 000.



- CIMASC. (2003). *Diagnóstico ambiental de la Planta de Cobre, San Luis Potosí*. México, D. F.
- CIMASC. (2006). *Especiación de arsénico (As) en las fuentes de emisión identificadas dentro de las instalaciones industriales de IMMSA y en la estación de monitoreo de aire ambiente de la zona habitacional morales en San Luis Potosí*. México, D. F.
- Conner, J. R. (1998). Critical Review of Stabilization/Solidification Technology. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 28(4), 397-462.
- Conner, J. R. (1998). The History of Stabilization/Solidification Technology. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 28(4), 325-396.
- Cruz-Guzman, M. C. (2006). Heavy Metal Adsorption by montmorillonites modified with natural organic cations. *Soil Science Society of America Journal*, 70, 215-221.
- Díaz-Barriga, F., Santos, M. A., Mejía, J. D., Batres, L., Yañez, L., Carrizales, L., . . . Cebrián, M. E. (1993). Arsenic and Cadmium Exposure in Children Living Near a Smelter Complex in San Luis Potosí, Mexico. *Environmental Research*, 62, 242-250.
- Donat, R., Akdogan, A., Erdem, E., & Cetisli, H. (2005). Donat R., Akdogan A., Erdem E. y Cetisli H. (2005). Thermodynamics of Pb<sup>2+</sup> and Ni<sup>2+</sup> adsorption onto natural bentonite from aqueous solutions. *J. of Colloid and Interface Sci.*, 286, 43–52.
- Dousova, B. G. (2006). Sorption of As(V) on aluminosilicates treated with FeII nanoparticles. *Journal of Colloid and Interface Science*, 302(2), 424-431.
- Dutre, V. V. (1998). Immobilization Mechanism of arsenic in waste solidified using cement and lime. *Environmental Science and Technology*, 32, 2782-2787.
- Dzombak, D. A., & Morel, F. M. (1990). *Surface complexation modeling (hydrous ferric oxide)*. . N.Y.: Wiley Interscience publications.
- Elinder, C. G. (1992). Cadmium as an environmental hazard. *IARC Sci Publ*, 118, 123-132.
- EPA. (1981a). Health assessment document for cadmium. *Environmental Protection Agency*. EPA600/88/1023. PB82115163.
- EPA. (2008). Technical factsheet on cadmium: Ground water and drinking water. Obtenido de <http://www.epa.gov/OGWDW/dwh/t-ioc/cadmium.html>.
- Faure, G. (1980). *Principles and applications of inorganic Geochemistry*. Canada: MacMillan Publishing Company.
- Florence, T. M. (1982). The speciation of trace elements in waters. *Talanta*, 29, 345-369.

- Foster, A. B. (1998). X-ray adsorption fine-structure spectroscopy study of photocatalyzed, heterogeneous As(III) oxidation on kaolin and anatase. *Environmental Science and Technology*, 32, 1444-1452.
- Frost, R. F., & Griffin, R. A. (1976). Effect of pH on adsorption of arsenic and selenium from landfill leachate by clay minerals. *Soil Science Society of America Journal*, 41(1), 53.
- Fukushi, K. S. (2003). A natural attenuation of arsenic in drainage from an abandoned arsenic mine dump. *Applied Geochemistry*, 18, 1267-1278.
- Fuller, C. C., Davies, J. A., & Waychunas, G. A. (1993). Surface chemistry of ferrihydrite: part 2. Kinetics of arsenate adsorption and coprecipitation. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 57, 2271-2282.
- Gaskovaa, O. L., Bessonovab, E. P., & Bortnikovab, S. B. (2003). Leaching experiments on trace element release from the arsenic-bearing tailings of Khovu-Aksy (Tuva Republic, Russia). *Applied Geochemistry*, 18, 1361-1371.
- Gayer, K. H., & Woontner, L. (1957). The equilibria of cadmium hydroxide in acid and basic media at 25°. *J. Phys. Chem.*, 61(3), 364-365.
- Giles, C. H., McEwan, T. H., Nakhawa, S. N., & Smith, D. (1960). Studies in adsorption. Part XI. A system of classification of solution adsorption isotherms, and its use in diagnosis of adsorption mechanisms and in measurement of specific surface areas of solids. *Journal of Chemical Society*, 3936-3993.
- Giménez, J., Martínez, M., De Pablo, J., Rovira, M., & Duro, L. (2007). Arsenic sorption onto natural hematite, magnetite and goethite. *Journal of Hazardous Materials*, 141, 575-580.
- Giré, R., Sidenko, N. V., & Lazareva, E. V. (2003). The role of secondary minerals in controlling the migration of arsenic and metals from high-sulfide wastes (Berikul gold mine, Siberia). *Appl. Geochem.*, 18, 1347-1359.
- Goldberg, S., & Glaubig, R. A. (1988). Anion sorption on a calcareous, montmorillonitic soil-arsenic. *Soil Sci Soc Am J*, 52, 1297-1300.
- Goldberg, S. (2002). Competitive adsorption of arsenate and arsenite on oxides and clay minerals. *Soil Sci Soc Am J*, 66, 413-421.
- Goldberg, S., & Johnston, C. T. (2001). Mechanism of arsenic adsorption on amorphous oxides evaluated using macroscopic measurements, vibrational spectroscopy, and surface complexation modeling. *J Colloid Interface Sci*, 234, 204-216.
- Gutiérrez-Ruiz, M. E., Cenicerós-Gómez, A. E., Villalobos, M., Romero, F., & Santiago, P. (2012). Natural arsenic attenuation via metal arsenate precipitation in soils contaminated with

- metallurgical wastes: II. Cumulative evidence and identification of minor processes. *Applied Geochemistry*, 27, 2204-2214.
- Gutiérrez-Ruiz, M. (1998). *Evaluación de la peligrosidad de las escorias de la planta de San Luis Cobre, San Luis Potosí, S.L.P.* México, D. F.
- Harris G. B y Krause, E. (1993). The disposal of arsenic from Metallurgy processes its status regarding ferric arsenate. *Extarctive Metallurgic of Nickel, cobalt and associated metals. TMS Annual Meeting*, 21-25.
- Harrison, J. B. (1982). Anion interactions with freshly prepared hydrous iron oxides. *Clays Clay Mineralogy*, 30, 97-102.
- Hernández Cruz, G. B. (2009). Evaluación de las propiedades físicas y geoquímicas en la selección de sitios para el almacenamiento ambientalmente seguro de residuos minero-metalúrgicos. *Tesis de maestría, Posgrado en Ciencias de la Tierra, Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México*, 150.
- Herron, N. (2003). *Cadmium compounds. Kirk-Othmer encyclopedia of chemical technology* (Vol. 4). (I. John Wiley & Sons, Ed.) Obtenido de <http://mrw.interscience.wiley.com/emrw/9780471238966/kirk/article/cadmherr.a01/current/pdf>
- Hydrometrics, I. (1994). *Soil investigation for San Luis Potosí, Industrial Minera México*.
- IARC. (1993). Cadmium and certain cadmium compounds. IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans. Beryllium, cadmium, mercury and exposures in the glass manufacturing industry. *International Agency for Research on Cancer. IARC monographs*, 58, 119-236.
- IMMSA. (2000a). Bosquejo histórico de la fundición de San Luis Potosí, Ubicación: Morales, San Luis Potosí. Industrial Minera México, S.A. de C.V. .
- ISO. (2006). ISO 11464. 2006 (E)Soil quality - Pretreatment of samples for physico-chemical analysis. *ISO*.
- Jaber, M. M.-B. (2005). Heavy metal retention by organoclays: Synthesis, applications, and retention mechanism. *Chemistry Materials*, 17, 5275-5281.
- Jain , C. K., & Ali, I. (s.f.). Arsenic: Occurrence, toxicity and speciation techniques. *Wat Res*, 34, 4304-4312.
- Jennings, S. R. (2000). Acid production from sulfide minerals using hydrogen peroxide weathering. *Appl. Geochem.*, 15, 235-243.

- Johnson, R. H., Blowes, D. W., Robertson, W. D., & Jambor, J. L. (2000). The hydrogeochemistry of the Nickel Rim mine tailings impoundment, Sudbury, Ontario. *Journal of Contaminant Hydrology*, *41*, 49-80.
- Kendall, M. R., Madden, A. S., Eleood Madden, M. E., & Hu, Q. (2013). Effects of arsenic incorporation on jarosite dissolution rates and reaction products. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, *112*, 192-207.
- Kim, Y. T., Yoon, H. O., Yoon, C., & Woo, N. C. (2009). Arsenic species in ecosystems affected by arsenic-rich spring water near abandoned mine in Korea. *Environmental Pollution*, *157*, 3495-3501.
- Kosmulski. (2002). The pH-Dependent Surface Charging and the Points of Zero Charge. *Journal of Colloid and Interface Science*, *253*, 77-87.
- Kosmulski, M. (2004). pH-dependent surface charging and points of zero charge II. Update. *Journal of Colloid and Interface Science*, *275*, 214-224.
- Kosmulski, M. (2006). pH-dependent surface charging and points of zero charge III. Update. *Journal of Colloid and Interface Science*, *298*, 730-741.
- Kwon, J. S. (2005). Sorption of Zn(II) in aqueous solutions by scoria. *Chemosphere*, *60*, 1416-1426.
- LAFQA-UNAM. (2002). *Diagnóstico Ambiental de la Planta de Cobre, San Luis Potosí*. México.
- Lee, J. S., & Nriagu, J. O. (2007). Stability constants for metal arsenates. *Environ. Chem.*, *4*, 123-133.
- Lee, P.-K. K.-J.-H.-C. (2005). Sulfide oxidation and the natural attenuation of arsenic and trace metals in the waste rocks of the abandoned Seobo tungsten mine, Korea. *Applied Geochemistry*, *20*, 1687-1703.
- Leist, M., Casey, R. J., & Caridi, D. (2003). The fixation and leaching of cement stabilised arsenic. *Waste Management*, *23*, 353-359.
- Limousin, G., Gaudet, J. P., Charlet, L., Szenknect, S., Brthes, V., & Krimissa, M. (2007). Sorption isotherms: A review on physical bases, modeling and measurement. *Applied Geochemistry*, *22*, 249-275.
- Lin, S. H. (2002). Heavy metal removal from water by sorption using surfactant-modified montmorillonite. *Journal of Hazardous Materials.*, *B92*, 315-326.
- Lin, Z. (1997). Mobilization and Retention of Heavy Metals in Mill-tailings from Garpenberg Sulfide Mines, Sweden. *The Science of the Total Environment*. *198*, 13-31.
- Lin, Z. P. (2000). Adsorption, desorption, oxidation of arsenic affected by clay minerals and aging process. *Environmental Geology*, *39*, 2029-2034.

- Lindsay, W. L. (1979). *Chemical equilibria in soils*. USA: John Wiley & Sons, Inc.
- Lothenbach, B. F. (1997). Immobilization of heavy metals by polynuclear aluminium and montmorillonite compounds. *Environmental Science and Technology*, 31, 1452-1462.
- Lung, W. (1990). Speciation analysis why and how? *Fresenius. J. Anal. Chem.*, 337, 557-564.
- Luszczewski, K. A.-P. (1996). Características físico químicas de las partículas del polvo suspendido en el aire de la ciudad de San Luis Potosí. *Avances en Ingeniería Química*, 6, 145-151.
- Magalhaes, M. C., & Silva, M. C. (2003). Satability of Lead(II) Arsenates. *Monatshefte für Chemie*, 134, 735-743.
- Malferrari, D. B. (2007). Sorption kinetics and chemical forms of Cd(II) sorbed by thiol-functionalised 2:1 clay minerals. *J. Hazard. Mater*, 143, 73-81.
- Manceau, A. (1995). The mechanism of anion adsorption on iron oxides: evidence for bonding of arsenate tetrahedra on free Fe(O,OH)<sub>6</sub> edges. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 59, 3647-3653.
- Manning, B. F. (2002). Arsenic(III) oxidation and arsenic(V) adsorption reactions on synthetic birnessite. *Environmental science and Technology*, 36, 976-981.
- Manning, B., & Goldberg, N. (1997). Adsorption and stability of arsenic (III) at the clay mineral-water interface. *Environ. Sci. Tech.*, 31, 2005-2011.
- Mapsofworld. (2011). *Mapsofworld*. Obtenido de <http://www.mapsofworld.com/minerals/word-cadmium-producers.html>
- Matheickal, J. Y. (1999). Biosorption of Cadmium(II) from aqueous solutions by pretreated biomass of marine alga *Durvillaea Potatorum*. *Water Research*, 33, 335-342.
- McGregor, R. G., & Blowes, D. W. (1998). The Physical, Chemical and Mineralogical properties of three cemented layers within sulfide-bearing mine tailings. *Journal of Geochemical exploration.*, 76, 195-207.
- Medellín, M. P. (1988). Método de evaluación de la influencia de la industria sobre la calidad del aire urbano. *Investigación*, 23-24, 82-88.
- Mercier, L. D. (1995). Preparation, characterization and applications as heavy metals sorbents of covalently grafted thiol functionalities on the interlamellar surface of montmorillonite. *Environmental Science and technology*, 29, 1318-1323.
- Miller, J. A. (2000). Treatment of arsenic -contaminated soils. II Treatability study and remediation. *Journal of Environmental Engineering*, 126 (11), 1004-1012.
- Miranda Martínez, I. (2012). Estudio de la bioaccesibilidad de elementos tóxicos en suelos contaminados en tres diferentes zonas de México: zona minera, zona metalúrgica y zona

urbana. Tesis de maestría, Posgrado en Ciencias de la Tierra, Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México.

- Mohan, D. S. (2002). Single- and multi-component adsorption of cadmium and zinc using activated carbon derived from bagasse an agricultural waste. *Water Research*, 36, 2304-2318.
- Morrow, H. (2001). Cadmium and cadmium alloys. *Kirk-Othmer encyclopedia of chemical technology*, 471-507. Obtenido de <http://www.mrw.interscience.wiley.com/emrw/9780471238966/kirk/article/cadm carr.a01/current/pdf?hd=All%2Cadmium>.
- Mulligan, C. Y. (2001). Remediation technologies for meta-contaminated soils and groundwater: an evaluation. *Engineering Geology*, 60, 193-207.
- Nath, B. C. (2009). Mobility of arsenic in the sub-surface environment: An integrated hydrogeochemical study and sorption model of the sandy aquifer materials. *Journal of Hydrology*, 364 (3-4), 236-248.
- Nickolson, R., McArthur, J., Burgess, W., Ahmed, K., Ravenscroft, P., & Rahman, M. (1988). Arsenic poisoning of Bangladesh groundwater. *Nature*, 335, 338-345.
- OECD. (1995). Risk reduction monograph No. 5: Cadmium. Background and national experience with reducing risk. *Organization for Economic Co-operation and Development. OCDE/GD(94)97*.
- Orhan, Y. B. (1993). The removal of heavy metals by using agricultural wastes. *Water Science and Technology*, 28 (2), 247-255.
- OSHA. (2007b). Cadmium. Toxic and hazardous substances. *Occupational Safety and Health Administration*. Obtenido de <http://www.osha.gov/comp-links.html>
- Paktunc, D., & Dutrizac, J. E. (2003). Characterization of arsenate-for-sulfate substitution in synthetic jarosite using X-ray diffraction and X-ray absorption spectroscopy. *Can Mineral*, 41, 905-919.
- Panuccio, M. R., Sorgona, A., Rizzo, M., & Cacco, G. (2009). Cadmium adsorption on vermiculite, zeolite and pumice: Batch experimental studies. *J Environ. Managment*, 90, 364-374.
- Parks, G. A., & De Bruyn, P. L. (1962). The zero point of charge of oxides. *J. Phys. Chem.*, 66, 967-973.
- Pérez Martínez, I., Romero, F., Zamora Martínez, O., & Gutiérrez Ruiz, M. E. (2014). Magnetic susceptibility and electrical conductivity as a proxy for evaluating soil contaminated with arsenic, cadmium and lead in metallurgical area in the San Luis Potosi State, Mexico. *Environ Earth Sci*, 72, 1521-1531.

- Pierce, M. L., & Moore, C. B. (1980). Adsorption of arsenite and arsenate on amorphous iron hydroxide from dilute aqueous solution. *Environ. Sci. Technol.*, *14*, 214–216.
- Pierce, M., & Moore, C. (1982). Adsorption of arsenite on amorphous iron hydroxide. *Water Res.*, *16*, 1247-1253.
- Prasad, M. X. (2008). Multi-component sorption of Pb(II), Cu(II) and Zn(II) onto low-cost mineral absorbent. *Journal of Hazardous Materials*, *154*, 221-229.
- Querol X., A. A.-A.-S. (2006). Immobilization of heavy metals in polluted soils by the addition of zeolitic material synthesized. *Chemosphere*, *62* (2), 171-180.
- Rao, G. P., Satyaveni, S., Ramesh, A., Sessaiah, K., & Choudary, N. V. (2006). Sorption of cadmium and zinc from aqueous solutions by zeolite 4A, zeolite 13X and bentonite. *J. Environ. Management*, *81*, 265-272.
- Raven, K. P. (1998). Arsenite and arsenate adsorption on ferrihydrite. Kinetic, equilibrium and adsorption envelope. *Environmental Science Technology*, *32*, 344-349.
- Riveros, P. A. (2001). Arsenic disposal. *Can. Metall. Quart.*, *40*, 395–420.
- Robertson, F. N. (1989). Arsenic in ground-water under oxidizing conditions, southwest United States. *Environ Geochem Health*, *11*, 171-185.
- Romero F., M. V. (28 de Octubre de 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*.
- Romero, F. M., Armienta, M. A., & Carrillo, A. (2004). Arsenic sorption by carbonate - rich aquifer material, a control on arsenic mobility at Zimapán, Mexico. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, *47* (1), 1-13.
- Romero, F. M., Villalobos, M., Aguirre, R., & Gutiérrez-Ruiz, M. E. (2008). Solid-phase control on lead bioaccessibility in smelter-impacted soils. *Archives Environmental Contamination and Toxicology*, *55*, 566-575.
- Roussel, e. a. (2000). Minerals controlling arsenic and lead solubility in an abandoned gold mine tailings. *Science of the Total Environment*. *263*, 209-219.
- Ruby, M., Ruby, MV; Schoof, R; Brattin, W; Goldade, M; Post, G; Harnois, M; Mosby, DE; Casteel, SW; Berti, W; Carpenter, M; Edwards, D; Cragin, D; Chappell, W. (1999). Advances in evaluating the oral bioavailability of inorganics in soil for use in human health. *Environmental Science & Technology*, *33* (21), 3697-3705.
- Ryan, D. E., Dean, J. R., & Cassidy, R. M. (1965). Cadmium species in basic solution. *Can. J. Chem*, *43*, 999-1003.

- Sadiq, M. (1995). Arsenic Chemistry in soils: an overview of thermodynamic predictions and field observations. *Water Air Soli Pollut*, 93, 117-136.
- Sadowski, Z., Polowczyk, I., Farbiszewska, T., & Farbiszewska-Klczma, J. (2001). Adhesion of jarosite particles to the mineral surface. *Prace Naukowe Instytutu Górnictwa Politechniki Wrocławskiej. Konferencje rok*, 95, 93-102.
- Sajidu, S. P. (2008). Mechanisms of heavy metal sorption on alkaline clays from Tundulu in Malawi as determined by EXAFS. *Journal of Hazardous Materials*, 158, 401-409.
- Salim, R. A.-S. (1992). Uptake of cadmium from water by beech leaves. *Journal of Environmental Science and Health*, 27A, 603-627.
- SCOPE. (1996). *Scope 31. Lead, Mercury, Cadmium and Arsenic in the Environment*. (T. C. Hutchinson, & K. M. Meema, Edits.) Great Britain: John Wiley & Sons.
- Scott, M. J. (1995). Reactions at oxides, I Oxidation of As(III) by synthetic birnessite. *Environmental Science Technology*, 29, 1898-1905.
- SEMARNAT. (2006). NOM-052-SEMARNAT-2005, Que establece las características, el procedimiento de identificación, clasificación y los listados de los residuos peligrosos. *Diario Oficial de la Federación*.
- SEMARNAT. (2007). NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004. Que establece criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, bario, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plata, plomo, selenio, talio y vanadio. (S. d. Naturales., Ed.) *Diario Oficial de la Federación. Comisión Federal de Normas*, 35-69.
- SEMARNAT. (2011). NOM-157-SEMARNAT-2009, Que establece los elementos y procedimientos para instrumentar planes de manejo de residuos mineros. *Diario Oficial de la Federación*.
- Shih, C. J. (2003). Arsenic contaminated site at an abandoned copper smelter plant: waste characterization and solidification/stabilization treatment. *Chemosphere*, 53, 691-703.
- Shiowatana, J., MacLaren, R., Chanmekha, N., & Samphao, A. (2001). Fractionation of Arsenic by a Continuous – Flow Sequential Extraction Method. *J. Environ. Qual*, 30, 1940-1949.
- Srivastava, P. S. (2005). Competitive adsorption behaviour of heavy metals on kaolinite. *J. Colloid Interf. Sci*, 290, 28-38.
- Stum, W. (1992). *Chemistry of the solid-water interface*. USA: John Wiley & Sons, Inc.
- Stum, W. M. (1996). *Aquatic chemistry: chemical equilibria and rates in natural waters*. NY, USA: John Wiley & Sons.
- Sun, X. D. (1998). Adsorption and oxidation of arsenite on goethite. *Soil Science*, 163, 278-287.



- Szakova, J., Tlustos, P., Balik, J., Pavlikova, D., & Vanek, V. (1999). The sequential analytical procedure as a tool for evaluation of As, Cd and Zn mobility in soil. *Fresenius J Anal Chem*, 363, 594-595.
- Takeno, N. (2005). *Atlas of Eh-pH diagrams. Intercomparison of thermodynamic database*. Japan: National Institute of Advanced Industrial Science and Technology.
- Tessier, A., Campbell, P. G., & Bisson, M. (1979). Sequential extraction procedure for the especiation of particulate trace metals. *Anal Chem*, 51, 844-851.
- UN. (1985). Treatment and disposal methods for waste chemicals. International Register of Potentially Toxic Chemicals. *United Nations Environment Programme*.
- US-DDF. (2003). Guide for Incorporating Bioavailability Adjustments into Human Health and Ecological Risk Assessments. *U. S. Department of Defense Facilities. Part 2: Technical Background Document for Assessing Metals Bioavailability*, 1-151.
- US-EPA. (1995). *Contaminants and remedial options at selected metal-contaminated sites* (Vols. 540 / R-95/512. Contract No. 68-CO-0003). Cincinnati, Ohio.
- USGS. (2007). 2006 minerals yearbook. Cadmium. *U.S. Geological Survey*. Obtenido de <http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/cadmium/myb1-2006-cadmi.pdf>
- USGS. (2008). Cadmium. Mineral commodity summaries. *U.S. Geological Survey*. Obtenido de <http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/cadmium/mcs-2008-cadmi.pdf>. April 29, 2008.
- Vaca-Escobar, K., Villalobos, M., & Cenicerros-Gómez, A. E. (2012). Natural arsenic attenuation via metal arsenate precipitation in soils contaminated with metallurgical wastes: III. Adsorption versus precipitation in clean As(V)/goethite/Pb(II) carbonated systems. *Applied Geochemistry*, 27, 2251-2259.
- Van Cappellen, P., Charlet, L., Stumm, W., & Wersin, P. (1993). A surface complexation model of carbonate mineral-aqueous solution interface. *Geochim Cosmochim*, 57, 3505-3518.
- Van Der Hoek, E., Bonouvrie, P., & Comans, N. (1994). Sorption of As and Se on mineral components of fly ash: relevance for leaching process. *Appl Geochem*, 9, 403-412.
- Veli, S. A. (2007). Adsorption of copper and zinc from aqueous solutions by using natural clay. *J. Hazard. Mater*, 149, 226-233.
- Veli, S. A. (2007). Adsorption of copper and zinc from aqueous solutions by using natural clay. *J. Hazard. Mater*, 149, 226-233.
- Villalobos, M., García-Payne, D. G., López-Zepeda, J. L., Cenicerros-Gómez, A. E., & Gutiérrez-Ruiz, M. E. (2009). Natural Arsenic Attenuation via Metal Arsenate Precipitation in Soils

- Contaminated with Metallurgical Wastes: I. Wet Chemical and Thermodynamic Evidences. *Aquat Geochem*, 157, 1589-1596
- Wali, A., Colinet, G., & Ksibi, M. (2014). Speciation of Heavy Metals by Modified BCR Sequential. *Environmental Research, Engineering and Management*, 4 (70), 14–26.
- Wang, S. M. (2006). Natural attenuation processes for remediation of arsenic contaminated soils and groundwater. *Journal of Hazardous Materials*, B138, 459-470.
- Wang, Y., & Reardon, E. J. (2001). A siderite/limestone reactor to remove arsenic and cadmium from wastewaters. *Appl Geochem*, 16, 1241-1249.
- Waychunas, G. R. (1993). Surface chemistry of ferrihydrite: Part I EXAFS studies of the geometry of coprecipitated and adsorbed arsenate. *Geochemistry Cosmochimica Acta*, 57, 2251-2269.
- Welch, A. H., Lico, M. S., & Hughes, J. L. (1988). Arsenic in groundwater of the western United States. *Ground Water*, 26 (3), 333-347.
- Xilot De Jesús, G. (2013). Remediación de suelo contaminado con As, Cd y Pb en un complejo metalúrgico en San Luis Potosí, utilizando separación magnética y lavado de suelo. *Tesis de licenciatura en Ingeniería en Geología, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México*.
- Yan-Chu, H. (1994). *Arsenic in the environment, Par I: Cycling and Characterization*. New York: John Wiley & Sons.
- Yang, L., Donahoe, R. J., & Redwine, J. C. (2007). In situ chemical fixation of arsenic-contaminated soils: An Experimental study. *Science of the Total Environment*, 387, 28-41.
- Zachara, J. M., Cowan, C. E., & Resch, C. T. (1993). Metal cation/anion adsorption on calcium carbonate: Implications to metal ion concentrations in groundwater. (D. S. Herbert E. Allen E. Michael Persue, Ed.) *Metals in groundwater*.

## IX. ANEXOS

### Anexo 1. Concentraciones totales de Residuos metalúrgicos

Área	Campo	As	Ba	Cd	Cr	Ag	Pb	Se	Be	Sb	Hg
		mg/kg									
1	1 A Bodega a un lado chimenea	468 284	21	74 921	<LD	<LD	99 149	4 272	<LD	1 612	176.6
	1 B	10 496	36	1 732	<LD	<LD	14 564	4 663	<LD	253	<LD
	Muestra 1 C	130 529	<LD	22 051	<LD	33	28 969	1 708	<LD	636	2.2
2	2 Bodega flue planta de plomo	21 403	26	2 018	<LD	39	17 778	811	<LD	194	4.8
3	3 SLP Z-1	32 200	86	277	<LD	<LD	6 926	339	<LD	476	2.8
3	3 SLP Z-7	6 353	108	<LD	<LD	<LD	1 629	42	<LD	32	<LD
4	4 A Camas de plomo	75 408	<LD	10 445	<LD	<LD	118 692	2 976	<LD	1 234	3.9
	4 B	138 559	<LD	12 675	<LD	<LD	188 356	4 894	<LD	610	4
5	5 A Bodega de plomo-polvillo casa de	245 957	<LD	16 043	<LD	<LD	235 884	6 301	<LD	917	5.6
	5 B Bodega de plomo-polvillo casa de	374 225	<LD	59 480	<LD	<LD	141 405	5 436	<LD	1 278	0
6	6 Fosa del ácido-polvillo casa de sacos	17 1648	<LD	17 976	<LD	30	226 305	4 935	<LD	1 240	44.4
7	7 Base tanque-planta de plomo	44 364	46	2 667	<LD	33	19 865	708	<LD	1 068	13.7
8	8 A Escombros junto a patio Deutsch	5 414	25	619	<LD	69	12 218	317	<LD	38	4.7
	8 B	1 610	79	233	<LD	130	9 085	153	<LD	50	4.6
	8 C	5 042	51	106	<LD	34	3 549	43	<LD	14	3.4
9	9 A Residuos de Detsch	10 658	50	1 204	<LD	<LD	13 899	4 382	<LD	66	<LD
	9 B	13 957	45	1 275	<LD	<LD	10 256	8 314	<LD	96	<LD
	9 C	11 822	175	1 569	<LD	<LD	12 860	1 848	<LD	62	1.1
	9 D	21 739	78	4 938	<LD	<LD	36 750	4 706	<LD	399	1.7
10	10 A Grasero plomo	3 953	133	234	<LD	108	9 445	174	<LD	16	29.3
	10 B	7 508	66	726	<LD	339	12 044	479	<LD	85	1.3
	10 C	6 682	49	1 149	<LD	188	12 770	361	<LD	47	6.8
	10 D	24 186	112	549	<LD	51	11 172	419	<LD	233	9.6
	10 E	44 461	132	742	<LD	62	11 365	721	<LD	469	10
	10 F	2 993	73	385	<LD	160	9 977	290	<LD	46	0.8
11	11 A Bodega 1-8 encementadas	22 627	132	739	<LD	25	16 030	302	<LD	570	3.1
	11 B	9 260	70	316	<LD	54	9 245	127	<LD	57	3.3
	11 C	183 295	76	581	<LD	28	7 169	847	<LD	973	40.9
	11 D	44 334	105	937	<LD	<LD	8 502	313	<LD	311	6.3
	11 E	469 883	<LD	2 000	<LD	<LD	19 590	1 578	<LD	3 362	26
12	12 Bodega calcines	48 366	6	6 556	<LD	27	41 971	1 562	<LD	1 416	8.9
13	13 A Bodega As alto en Antimonio	328 357	<LD	43 181	<LD	<LD	29 530	3 735	<LD	1 950	320.1

*Barreras geoquímicas y estabilización físico-química para el manejo ambientalmente seguro de residuos metalúrgicos y suelos contaminados con arsénico y metales pesados en San Luis Potosí*

Área	Campo	As	Ba	Cd	Cr	Ag	Pb	Se	Be	Sb	Hg
		mg/kg									
	13 B	347 256	<LD	9 519	<LD	<LD	19 151	3 920	<LD	2 563	248.3
	13 C	358 232	<LD	12 701	<LD	<LD	13 316	4 358	<LD	3 940	598.6
	13 D	340 681	<LD	3 451	<LD	<LD	10 726	2 103	<LD	3137	46.9
14	14 Edificio de descargue	38 047	<LD	4 792	<LD	<LD	32 029	1 280	<LD	853	1.9
15	15 Camas 4 y 4-1/2	68 709	<LD	15 956	<LD	<LD	57 199	1 677	<LD	1 363	8.6
16	16 SLP Z-1 B	14 801	114	392	<LD	66	8 309	581	<LD	114	1.1
17	17 A Maquinita	5 744	121	659	<LD	<LD	4 299	48	<LD	10	2
	17 B	11 455	75	1 441	<LD	<LD	8 037	103	<LD	38	6.5
18	18 A Camas 3 y 4 bodegas sur flues de	411 548	<LD	3 770	<LD	<LD	11 096	3 130	<LD	1 806	251
	18 B	343 327	7	2 695	<LD	<LD	20 776	2 390	<LD	1 650	105.2
19	19 Flues de tostación (1 y 2)	245 502	<LD	3 564	<LD	<LD	17 946	1 734	<LD	1 706	247.9
20	20 Flues de refinación (5 y 6)	377 145	<LD	1 989	<LD	<LD	7 002	2 545	<LD	2 381	218.1
LD, mg/kg		5	6	15	50	20	5	5	5	5	0.6
Media		126 091	47.6	7 938	<LD	33.5	36 519	2 082	<LD	895	56.3
Mínimo		1 610	<LD	<LD	<LD	<LD	1 629	41.6	<LD	9.6	<LD
Máximo		469 883	174.6	74 921	<LD	339.3	235 884	8 314	<LD	3 940	598.6
Límite Máximo Permisible, mg/kg (NOM-157)		100	2000	20	100	100	100	20	24.4	10.6	4

<LD: Concentración menor al límite de detección.

Anexo 2. Memoria fotográfica complementaria de residuos y materiales distribuidos en diferentes zonas.



Fotografía panorámica de las áreas 8 y 9 de residuos que están a la intemperie en el predio de la Planta de Cobre

Anexo 3. Peligrosidad de residuos por el contenido de EPT's geodisponibles

LD, mg/L	NA	0.15			0.22			0.3			0.03			0.03		
Muestra	pH	As			Cd			Pb			Se			Sb		
		Total	Geo	% Geo	Total	Geo	% Geo	Total	Geo	% Geo	Total	Geo	% Geo	Total	Geo	% Geo
19 Flues de tostación (1 y 2)	2.90	245 501.70	944.70	7.70	3 564.00	42.10	23.60	17 945.80	3.10	0.30	1 733.60	0.20	0.20	1 705.90	10.20	11.90
13 C	2.90	358 232.20	2 995.30	16.70	12 700.50	82.60	13.00	13 315.90	1.90	0.30	4 358.20	41.00	18.80	3 940.30	17.90	9.10
11 E	3.10	469 882.90	3 096.70	13.20	2 000.10	9.60	9.60	19 590.20	6.30	0.60	1 578.40	5.20	6.50	3 361.60	16.80	10.00
20 Flues de refinación (5 y 6)	3.20	377 145.20	1 228.60	6.50	1 989.10	15.30	15.40	7 002.00	1.30	0.40	2 545.30	14.30	11.30	2 381.00	20.30	17.00
13 B	3.30	347 255.50	387.60	2.20	9 518.70	61.50	12.90	19 151.00	<LD	<LD	3 919.80	34.00	17.40	2 563.30	22.40	17.50
15 Camas 4 y 4-1/2	3.30	68 709.00	1 078.40	31.40	15 955.90	6.80	0.90	57 198.60	1.20	<LD	1 677.30	1.10	1.40	1 362.80	6.00	8.80
18 B	3.40	343 327.00	427.90	2.50	2 695.40	7.50	5.60	20 775.70	<LD	<LD	2 390.00	12.80	10.70	1 650.00	18.10	22.00
18 A Camas 3 y 4 bodegas sur flues de	3.50	411 548.10	455.30	2.20	3 769.90	32.10	17.00	11 096.20	1.40	0.30	3 130.00	22.10	14.10	1,806.10	28.20	31.20
14 Edificio de descargue	3.70	38 047.10	783.10	41.20	4 792.10	22.20	9.30	32 028.80	0.70	<LD	1 280.30	4.70	7.40	853.40	4.30	10.00
11 C	3.80	183 294.80	950.80	10.40	581.10	1.40	4.80	7 169.00	<LD	<LD	846.80	0.50	1.30	973.30	4.80	9.90
13 D	3.80	340 681.30	1 653.70	9.70	3 451.00	32.60	18.90	10 725.60	5.80	1.10	2 103.10	23.90	22.70	3 137.40	190.50	121.40
12 Bodega calcines	3.90	48 365.70	796.90	33.00	6 556.50	26.40	8.00	41 971.10	0.70	<LD	1 561.80	5.70	7.30	1 415.90	4.00	5.60
11 A Bodega 1-8 encementadas	4.60	22 626.90	113.50	10.00	738.90	2.60	7.10	16,029.80	<LD	<LD	302.20	0.60	3.80	569.50	36.10	126.70
4 B	4.60	138 559.40	1 987.70	28.70	12 675.00	20.70	3.30	188 356.30	<LD	<LD	4 894.00	0.10	0.10	609.90	8.90	29.10
4 A Camas de plomo	4.80	75 407.90	265.20	7.00	10 444.80	19.20	3.70	118 692.40	<LD	<LD	2 975.70	0.60	0.40	1 234.10	9.30	15.00
6 Fosa del ácido-polvillo casa de sacos	4.80	171 648.50	2 043.90	23.80	17 976.10	15.90	1.80	226 305.40	<LD	<LD	4 935.00	0.80	0.30	1 240.00	7.90	12.70
5 A Bodega de plomo-polvillo casa de	5.00	245 956.50	1 264.10	10.30	16 043.00	19.90	2.50	235 884.30	<LD	<LD	6 300.90	0.40	0.10	916.80	8.40	18.40
SLP Z-1	5.00	32 199.80	307.90	19.10	277.30	<LD	<LD	6 925.80	<LD	<LD	338.80	0.30	2.00	476.40	6.60	27.80

*Barreras geoquímicas y estabilización físico-química para el manejo ambientalmente seguro de residuos metalúrgicos y suelos contaminados con arsénico y metales pesados en San Luis Potosí*

LD, mg/L	NA	0.15			0.22			0.3			0.03			0.03		
Muestra	pH	As			Cd			Pb			Se			Sb		
		Total	Geo	% Geo	Total	Geo	% Geo	Total	Geo	% Geo	Total	Geo	% Geo	Total	Geo	% Geo
2 Bodega flue planta de plomo	5.10	21 402.60	4.00	0.40	2 018.50	8.50	8.40	17 777.90	<LD	<LD	810.60	1.20	3.10	194.00	1.50	15.00
10 D	5.30	24 185.70	<LD	<LD	548.50	<LD	<LD	11 171.70	<LD	<LD	418.70	0.30	1.50	233.30	0.20	2.00
Z-2 ( SLP Z-1 B)	5.80	14 800.70	13.70	1.80	391.70	<LD	<LD	8 308.60	<LD	<LD	581.00	0.40	1.30	114.10	0.80	13.90
SLP Z-7	5.80	6 353.20	24.80	7.80	<30.0	<LD	<LD	1 628.70	<LD	<LD	41.60	0.20	7.30	32.20	1.10	70.80
13 A Bodega As alto en Antimonio	5.90	328 357.10	543.20	3.30	43 180.90	73.80	3.40	29 529.80	<LD	<LD	3 735.30	4.10	2.20	1 949.90	12.20	12.50
7 Base tanque-planta de plomo	5.90	44 363.60	128.50	5.80	2 666.60	0.70	0.60	19 864.90	<LD	<LD	708.00	0.40	1.00	1 068.00	18.60	34.90
1 C	6.00	130 529.30	854.40	13.10	22 051.20	2.00	0.20	28 969.50	<LD	<LD	1 707.70	0.40	0.50	635.90	30.40	95.70
5 B Bodega de plomo-polvillo casa de	6.20	374 224.60	6 658.00	35.60	59 480.00	39.70	1.30	141 404.50	<LD	<LD	5 436.30	1.00	0.40	1 278.00	9.30	14.60
10 E	6.30	44 460.60	180.60	8.10	741.60	<LD	<LD	11 365.00	<LD	<LD	721.40	0.50	1.50	469.00	7.70	32.90
11 B	6.70	9 260.50	4.50	1.00	316.50	<LD	<LD	9 244.60	<LD	<LD	127.10	0.10	1.80	57.30	0.70	23.40
17 B	6.90	11 455.30	34.70	6.10	1 440.60	<LD	<LD	8 037.40	<LD	<LD	103.00	0.20	4.40	37.70	1.70	92.30
17 A Maquinita	7.00	5 744.30	28.30	9.80	658.60	<LD	<LD	4 299.20	<LD	<LD	47.60	0.20	6.60	9.60	0.70	140.70
1 A Bodega a un lado chimenea	7.20	468 283.70	8 468.10	36.20	74 920.70	13.80	0.40	99 149.00	<LD	<LD	4 272.30	0.50	0.20	1 612.10	11.80	14.60
11 D	7.40	44 333.80	350.30	15.80	937.30	<LD	<LD	8 501.60	<LD	<LD	313.20	0.60	4.00	311.20	4.30	27.60
8 B	7.40	1 610.30	<LD	<LD	233.10	0.20	2.00	9 085.00	<LD	<LD	153.30	0.10	1.00	50.10	0.20	6.70
10 F	7.90	2 993.30	16.90	11.30	385.20	<LD	<LD	9 976.70	<LD	<LD	289.70	0.20	1.30	45.80	1.50	64.70
8 A Escombros junto a patio Deutsch	7.90	5 413.70	<LD	<LD	618.70	<LD	<LD	12 217.50	<LD	<LD	316.90	0.10	0.90	38.00	0.20	10.70
10 A Graseo plomo	8.30	3 953.20	2.10	1.10	233.60	<LD	<LD	9 445.40	<LD	<LD	174.00	0.20	2.50	15.80	0.30	43.60
10 C	8.40	6 681.70	1.90	0.60	1 148.50	1.10	1.90	12 769.70	<LD	<LD	360.70	0.40	2.20	46.80	2.00	84.20
8 C	8.40	5 041.70	<LD	<LD	105.90	<LD	<LD	3 549.50	<LD	<LD	42.80	0.20	7.30	13.70	<LD	<LD
10 B	8.50	7 508.50	13.10	3.50	726.40	<LD	<LD	12 044.20	<LD	<LD	479.00	0.20	0.70	84.80	0.40	9.60
9 A Residuos de Detsch	11.00	10 658.20	94.80	17.80	1 203.80	<LD	<LD	13 899.40	<LD	<LD	4 381.90	61.90	28.30	66.00	9.10	275.80
9 D	11.70	21 738.60	474.80	43.70	4 937.90	<LD	<LD	36 749.60	<LD	<LD	4 705.90	22.20	9.40	399.40	13.50	67.80

*Barreras geoquímicas y estabilización físico-química para el manejo ambientalmente seguro de residuos metalúrgicos y suelos contaminados con arsénico y metales pesados en San Luis Potosí*

---

LD, mg/L	NA	0.15			0.22			0.3			0.03			0.03		
Muestra	pH	As			Cd			Pb			Se			Sb		
		Total	Geo	% Geo	Total	Geo	% Geo	Total	Geo	% Geo	Total	Geo	% Geo	Total	Geo	% Geo
9 B	11.70	13 956.90	225.50	32.30	1 275.40	<LD	<LD	10 256.20	<LD	<LD	8 313.50	448.90	108.00	96.40	12.00	248.70
9 C	11.80	11 822.10	477.80	80.80	1 569.40	<LD	<LD	12 860.00	<LD	<LD	1 847.60	3.40	3.70	62.20	9.80	314.10
1 B	11.80	10 495.60	310.20	59.10	1 732.50	<LD	<LD	14 564.30	<LD	<LD	4 663.10	133.60	57.30	252.90	8.00	63.20
Media	6.20	126 091.30	902.10	15.20	8 122.10	12.70	4.00	36 518.90	0.50	0.10	2 082.40	19.30	8.70	894.80	13.20	51.90
Mínimo	2.90	1 610.30	<LD	<LD	105.90	<LD	<LD	1 628.70	<LD	<LD	41.60	0.10	0.10	9.60	<LD	<LD
Máximo	11.80	469 882.90	8 468.10	80.80	74 920.70	82.60	23.60	235 884.30	6.30	1.10	8 313.50	448.90	108.00	3 940.30	190.50	314.10
LMP, mg/L (NOM157)	-	-	5.00	-	-	1.00	-	-	5.00	-	-	1.00	-	-	0.53	-

<LD: Concentración menor al límite de detección



Anexo 4. Mineralogía de residuos metalúrgicos

Área	Muestra	Fases identificadas	Ficha PDF	Observaciones
1	1A Bodega junto a chimenea Planta de As	Arsenolita: $As_2O_3$	[36-1490]	Mayor proporción de arsenolita
		Anglesita: $PbSO_4$	[36-1461]	
	1B	Arsenolita: $As_2O_3$	[36-1490]	Mayor proporción de arsenolita
		Anglesita: $PbSO_4$	[36-1461]	
	1C	Arsenolita: $As_2O_3$	[36-1490]	Menor cristalinidad y mayor diversidad mineralógica.
		Yeso: $CaSO_4$	[33-0311]	
		Cuarzo: $SiO_2$	[46-1045]	
		Feldespato potásico tipo sanidina: $(NaK)(Si_3Al)O_8$	[10-0357]	
		Esfalerita: $ZnS$	[5-0566]	
		Magnetita: $Fe_2O_3$	[19-0629]	
2	2 Bodega flue planta de plomo	Cuarzo: $SiO_2$	[46-1045]	Cristalinidad intermedia-baja
		Yeso: $CaSO_4$	[33-0311]	
		Calcita: $CaCO_3$	[47-1743]	
		Jarosita: $KFe_3(SO_4)_2(OH)_6$	[42-1340]	
		Pirita: $FeS_2$	[22-0827]	
		Arsenolita: $As_2O_3$	[36-1490]	
3	3 SLP Z-1	No Analizada	-	-
4	4A Camas de Plomo	Anglesita: $PbSO_4$	[36-1461]	-
		Jarosita: $KFe_3(SO_4)_2(OH)_6$	[42-1340]	
		Yeso: $CaSO_4$	[33-0311]	
		Calcita: $CaCO_3$	[47-1743]	
		Esfalerita: $ZnS$	[5-0566]	
	4B	Arsenolita: $As_2O_3$	[36-1490]	-
		Erythrite $Co_3(AsO_4)_2 \cdot 8H_2O$ similar	[33-0413]	
		Jarosita: $KFe_3(SO_4)_2(OH)_6$	[42-1340]	
		Galena: $PbS$	[5-0592]	
		Pirita: $FeS_2$	[22-0827]	
		Yeso: $CaSO_4$	[33-0311]	
		Calcita: $CaCO_3$	[47-1743]	

Área	Muestra	Fases identificadas	Ficha PDF	Observaciones
		Esfalerita: ZnS	[5-0566]	
5	5A Bodegas de plomo-polvillo casa de sacos	Arsenolita: As <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	[36-1490]	
		Erythrite Co <sub>3</sub> (AsO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> ·8H <sub>2</sub> O ? o similar	[33-0413]	
		Galena: PbS	[5-0592]	
		Pirita: FeS <sub>2</sub>	[22-0827]	
		Yeso: CaSO <sub>4</sub>	[33-0311]	
		Calcita: CaCO <sub>3</sub>	[47-1743]	
		Jarosita: KFe <sub>3</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> (OH) <sub>6</sub>	[42-1340]	
	5B Bodegas de plomo-polvillo casa de Deutsch	Arsenolita: As <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	[36-1490]	
		Anglesita: PbSO <sub>4</sub>	[36-1461]	
6	6 Fosa del ácido-polvillo casa de sacos	Arsenolita: As <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	[36-1490]	-
		Erythrite Co <sub>3</sub> (AsO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> ·8H <sub>2</sub> O ? o similar	[33-0413]	
		Yeso: CaSO <sub>4</sub>	[33-0311]	
		Galena: PbS	[5-0592]	
		Jarosita: KFe <sub>3</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> (OH) <sub>6</sub>	[42-1340]	
		Pirita: FeS <sub>2</sub>	[22-0827]	
7	7 Base tanque-Planta de plomo	Yeso: CaSO <sub>4</sub>	[33-0311]	Importante presencia de material amorfo
		Arsenolita: As <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	[36-1490]	
		Galena: PbS	[5-0592]	
		Material amorfo		
		Trazas de filosilicato a ≈10Å		
8	8A Escombros junto a patio Deutsch	Yeso: CaSO <sub>4</sub>	[33-0311]	Cristalinidad intermedia-alta
		Feldespato potásico tipo sanidina: (NaK)(Si <sub>3</sub> Al)O <sub>8</sub>	[10-0357]	
		Jarosita: KFe <sub>3</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> (OH) <sub>6</sub>	[42-1340]	
		Arsenolita: As <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	[36-1490]	
		Cuarzo: SiO <sub>2</sub>	[46-1045]	
	8B	Yeso: CaSO <sub>4</sub>	[33-0311]	Cristalinidad intermedia-alta
		Feldespato potásico tipo sanidina: (NaK)(Si <sub>3</sub> Al)O <sub>8</sub>	[10-0357]	
		Jarosita: KFe <sub>3</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> (OH) <sub>6</sub>	[42-1340]	
		Arsenolita: As <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	[36-1490]	
		Cuarzo: SiO <sub>2</sub>		

Área	Muestra	Fases identificadas	Ficha PDF	Observaciones	
	8C	Yeso: $\text{CaSO}_4$	[33-0311]	Muestra con cristalinidad alta-intermedia.	
		Feldespato potásico tipo sanidina: $(\text{NaK})(\text{Si}_3\text{Al})\text{O}_8$	[10-0357]		
		Cuarzo: $\text{SiO}_2$	[46-1045]		
		Jarosita: $\text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$	[42-1340]		
9	9A Deutsch	Tenardita: $\text{Na}_2\text{SO}_4$	[37-1465]	Muestra con cristalinidad baja y con fases de baja simetría (muchos picos) se analizó por step scan para mejorar resultados.	
		Lecontita: $(\text{K},\text{NH}_4)\text{NaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	[15-0370]		
		Plagioclasa de composición intermedia: $(\text{CaAl})(\text{SiAl})_4\text{O}_8$	[18-1202]		
		Calcita $\text{CaCO}_3$	[47-1743]		
		<i>Esfalerita</i> : $\text{ZnS}$	[5-0566]		
	9B	Tenardita: $\text{Na}_2\text{SO}_4$	[37-1465]	Material de baja cristalinidad y material amorfo. No podemos identificar todas las fases.	
		Lecontita: $(\text{K},\text{NH}_4)\text{NaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	[15-0370]		
		Plagioclasa de composición intermedia: $(\text{CaAl})(\text{SiAl})_4\text{O}_8$	[18-1202]		
	9C	Tenardita: $\text{Na}_2\text{SO}_4$	[37-1465]	Material de baja cristalinidad y material amorfo. No podemos identificar todas las fases.	
		Lecontita: $(\text{K},\text{NH}_4)\text{NaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	[15-0370]		
		Plagioclasa de composición intermedia: $(\text{CaAl})(\text{SiAl})_4\text{O}_8$	[18-1202]		
	9D	Tenardita: $\text{Na}_2\text{SO}_4$	[37-1465]	Material de baja cristalinidad y material amorfo. No podemos identificar todas las fases.	
		Lecontita: $(\text{K},\text{NH}_4)\text{NaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	[15-0370]		
		Plagioclasa de composición intermedia: $(\text{CaAl})(\text{SiAl})_4\text{O}_8$	[18-1202]		
	10	10A Graseo plomo	Cuarzo: $\text{SiO}_2$	[46-1045]	Cristalinidad intermedia
			Feldespato potásico tipo sanidina: $(\text{NaK})(\text{Si}_3\text{Al})\text{O}_8$	[10-0357]	
Yeso: $\text{CaSO}_4$			[33-0311]		
Plagioclasas de composición intermedia: $(\text{CaAl})(\text{SiAl})_4\text{O}_8$			[18-1202]		
Jarosita: $\text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$			[42-1340]		
10B		Cuarzo: $\text{SiO}_2$	[46-1045]		

Área	Muestra	Fases identificadas	Ficha PDF	Observaciones	
		Feldespato potásico tipo sanidina: $(\text{NaK})(\text{Si}_3\text{Al})\text{O}_8$	[10-0357]	Cristalinidad intermedia-alta	
		Yeso: $\text{CaSO}_4$	[33-0311]		
		Calcita $\text{CaCO}_3$	[47-1743]		
		Plagioclasas de composición intermedia: $(\text{CaAl})(\text{SiAl})_4\text{O}_8$	[18-1202]		
	10C		Cuarzo: $\text{SiO}_2$	[46-1045]	Baja la cristalinidad del material respecto a la muestra 10B
			Yeso: $\text{CaSO}_4$	[33-0311]	
			Feldespato potásico tipo sanidina: $(\text{NaK})(\text{Si}_3\text{Al})\text{O}_8$	[10-0357]	
			Calcita $\text{CaCO}_3$	[47-1743]	
			Jarosita: $\text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$	[42-1340]	
	10D		Cuarzo: $\text{SiO}_2$	[46-1045]	-
			Yeso: $\text{CaSO}_4$	[33-0311]	
			Feldespato potásico tipo sanidina: $(\text{NaK})(\text{Si}_3\text{Al})\text{O}_8$	[10-0357]	
			Plagioclasa de composición intermedia: $(\text{CaAl})(\text{SiAl})_4\text{O}_8$	[18-1202]	
			Jarosita: $\text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$	[42-1340]	
	10E		Cuarzo: $\text{SiO}_2$	[46-1045]	-
			Plagioclasa de composición intermedia: $(\text{CaAl})(\text{SiAl})_4\text{O}_8$	[18-1202]	
			Yeso: $\text{CaSO}_4$	[33-0311]	
			Feldespato potásico tipo sanidina: $(\text{NaK})(\text{Si}_3\text{Al})\text{O}_8$	[10-0357]	
			Arsenolita: $\text{As}_2\text{O}_3$	[36-1490]	
Trazas de filosilicatos a $\approx 15\text{\AA}$ Jarosita: $\text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$			[42-1340]		
11	11A	No Analizada	-	-	
	11B Bodegas 1-8 encementadas	Cuarzo: $\text{SiO}_2$	[46-1045]	Similar a las muestras anteriores.	
		Yeso: $\text{CaSO}_4$	[33-0311]		
		Feldespato potásico tipo sanidina: $(\text{NaK})(\text{Si}_3\text{Al})\text{O}_8$	[10-0357]		

Área	Muestra	Fases identificadas	Ficha PDF	Observaciones	
	11C	Arsenolita: $As_2O_3$	[36-1490]	Material muy cristalino no quedan picos por identificar.	
		Yeso: $CaSO_4$	[46-1045]		
		Cuarzo: $SiO_2$	[33-0311]		
	11D	Yeso: $CaSO_4$	[33-0311]	Cristalinidad intermedia	
		Cuarzo: $SiO_2$	[46-1045]		
		Feldespato potásico tipo sanidina: $(NaK)(Si_3Al)O_8$	[10-0357]		
		Arsenolita: $As_2O_3$	[36-1490]		
		<i>Plagioclasa de composición intermedia (CaAl)(SiAl)<sub>4</sub>O<sub>8</sub></i>	[18-1202]		
		Trazas de filosilicatos	-		
	11E	Arsenolita	[36-1490]	Cristalinidad alta. Predominio de arsenolita.	
		Anglesita	[36-1461]		
12	12 Bodega Calcinas	Anglesita. $PbSO_4$	[36-1461]	Muchas fases y baja cristalinidad. Es difícil identificar todas las fases.	
		Erythrite : $Co_3(AsO_4)_2 \cdot 8H_2O$ o similar	[33-0413]		
		Arsenolita: $As_2O_3$	[36-1490]		
		Galena: $PbS$	[5-0592]		
		Yeso: $CaSO_4$	[33-0311]		
		Pirita: $FeS_2$	[22-0827]		
		Jarosita: $KFe_3(SO_4)_2(OH)_6$	[42-1340]		
		<i>Goetita FeO(OH)</i>	[29-713]		
13	13 A Bodega As alto en Antimonio	Arsenolita: $As_2O_3$	[36-1490]	Cristalinidad alta. Predominio de arsenolita.	
		Anglesita	[36-1461]		
	13 B	Arsenolita: $As_2O_3$	[36-1490]	Cristalinidad alta. Predominio de arsenolita.	
		Anglesita	[36-1461]		
	13C	Arsenolita: $As_2O_3$	[36-1490]	Cristalinidad alta. Predominio de arsenolita.	
		Anglesita	[36-1461]		
	13D	Arsenolita: $As_2O_3$	[36-1490]	Cristalinidad alta. Predominio de arsenolita.	
		Anglesita	[36-1461]		
	14		Anglesita. $PbSO_4$	[36-1461]	

Área	Muestra	Fases identificadas	Ficha PDF	Observaciones
	14 Edificio de descargue	Erythrite : Co <sub>3</sub> (AsO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> 8H <sub>2</sub> O o similar	[33-0413]	Muchas fases y baja cristalinidad.
		Galena: PbS	[5-0592]	
		Yeso: CaSO <sub>4</sub>	[33-0311]	
		Arsenolita: As <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	[36-1490]	
		Esfalerita: ZnS	[5-0566]	
		Pirita: FeS <sub>2</sub>	[22-0827]	
15	15 Camas 4 y 4-1/2	Anglesita. PbSO <sub>4</sub>	[36-1461]	Muchas fases y baja cristalinidad.
		Erythrite : Co <sub>3</sub> (AsO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> 8H <sub>2</sub> O ? o similar	[33-0413]	
		Galena: PbS	[5-0592]	
		Arsenolita: As <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	[36-1490]	
		Yeso: CaSO <sub>4</sub>	[33-0311]	
		Esfalerita: ZnS	[5-0566]	
		Pirita: FeS <sub>2</sub>	[22-0827]	
16	16 Z-2 ( SLP Z-1 B)	No Analizada	-	-
17	17A Zona maquinita	Cuarzo: SiO <sub>2</sub>	[46-1045]	Alta cristalinidad del material. Pocas fases.
		Feldespato potásico tipo sanidina: (NaK)(Si <sub>3</sub> Al)O <sub>8</sub>	[10-0357]	
		Plagioclasa de composición intermedia:(CaAl)(SiAl) <sub>4</sub> O <sub>8</sub>	[18-1202]	
		Yeso: CaSO <sub>4</sub>	[33-0311]	
		Filosilicato a ≈10Å probablemente de tipo mica		
	Residuos: 17B	Cuarzo: SiO <sub>2</sub>	[46-1045]	Cristalinidad intermedia a baja.
		Feldespato potásico tipo sanidina: (NaK)(Si <sub>3</sub> Al)O <sub>8</sub>	[10-0357]	
		Yeso: CaSO <sub>4</sub>	[33-0311]	
		Galena PbS	[5-0592]	
		Tridimita o/y Ópalo: SiO <sub>2</sub>	[14-260]	
		Arsenolita	[36-1490]	
	18	18A Camas 3 y 4, bodegas sur flues de refinación	Arsenolita: As <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	[36-1490]
Anglesita			[36-1461]	
18B		Arsenolita: As <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	[36-1490]	Cristalinidad alta
		Anglesita	[36-1461]	

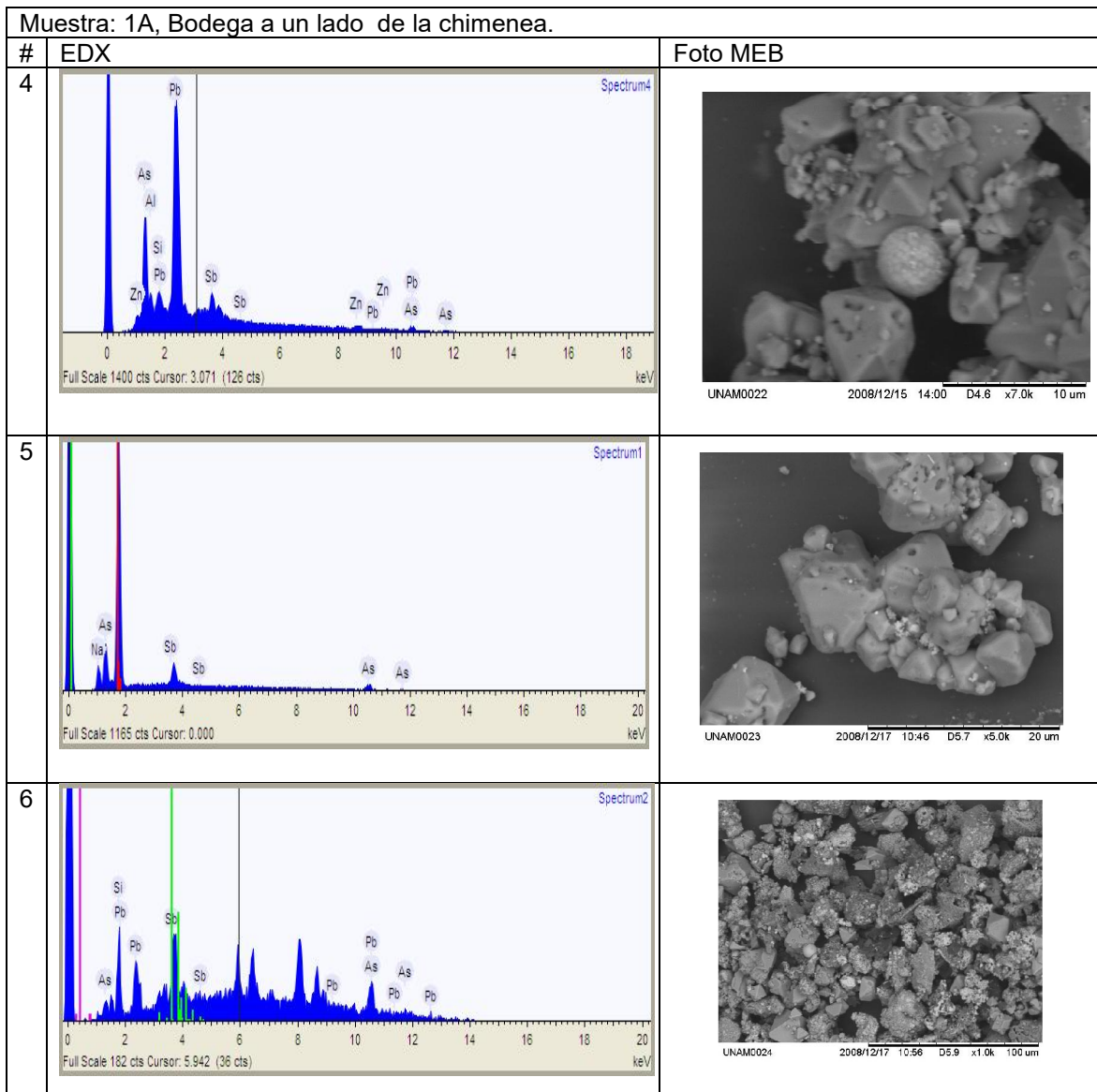
Área	Muestra	Fases identificadas	Ficha PDF	Observaciones
19	19 Flues de Tostación (1 y 2)	Arsenolita: $As_2O_3$	[36-1490]	Cristalinidad alta
		Yeso: $CaSO_4$	[33-0311]	
		Hematita: $Fe_2O_3$		
20	20, Flues de Refinación (5 y 6)	Arsenolita: $As_2O_3$	[36-1490]	Cristalinidad alta
		Anglesita	[36-1461]	

Difractogramas:

Anexo 5. Microscopía Electrónica de Barrido

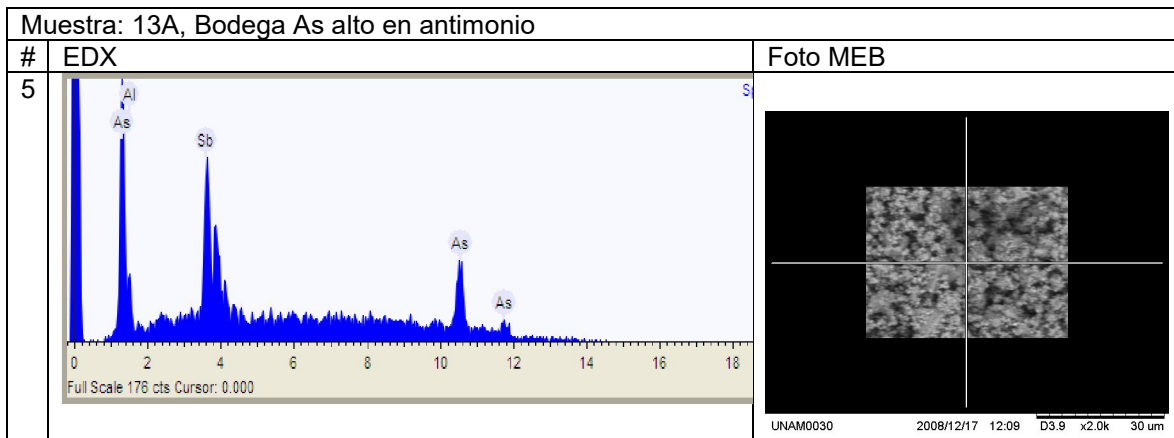
Muestra: 1A, Bodega a un lado de la chimenea.		Foto MEB
#	EDX	
1	<p>Full Scale 1760 cts Cursor: 0.000 keV</p>	<p>UNAM0018 2008/12/15 13:27 D4.6 x10k 10 um</p>
2	<p>Full Scale 3174 cts Cursor: 0.000 keV</p>	<p>UNAM0020 2008/12/15 13:43 D4.6 x6.0k 10 um</p>
3	<p>Full Scale 2428 cts Cursor: 4.933 (31 cts) keV</p>	<p>UNAM0021 2008/12/15 13:49 D4.6 x6.0k 10 um</p>





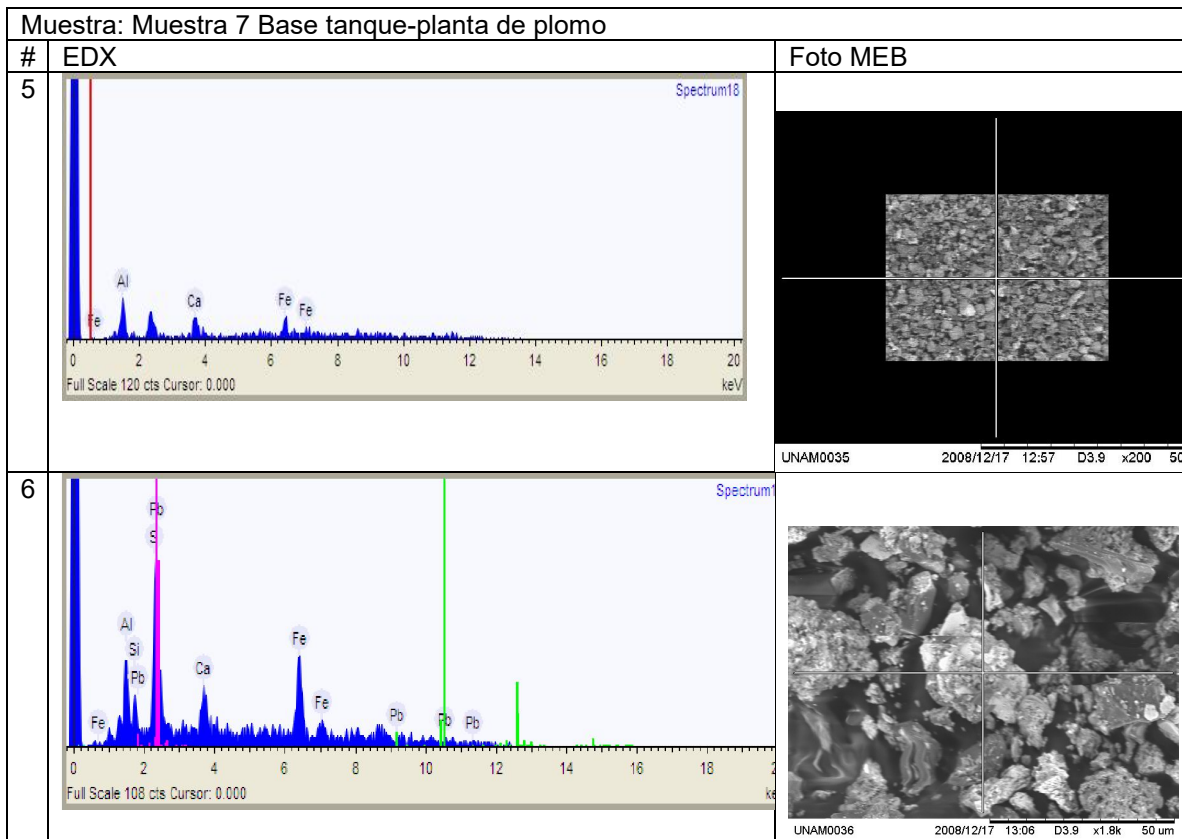
# Partícula	1	2	3	4	5	6
Elemento	% Masa					
Sodio	2.1	-	-	-	27.3	-
Aluminio	2.4	-	-	2.5	-	-
Silicio	13.9	10.2	7.1	1.8	-	31.7
Calcio	2.2	-	-	-	-	-
Zinc	4.1	-	-	4.6	-	-
Arsénico	17.3	76.4	88.0	23.3	72.7	12.1
Plomo	58.0	-	-	58.4	-	56.2
Antimonio	-	13.4	4.9	9.4	-	-

Muestra: 13A, Bodega As alto en antimonio		
#	EDX	Foto MEB
1	<p>Full Scale 369 cts Cursor: 5.942 (25 cts)</p>	<p>UNAM0026 2008/12/17 11:38 D3.9 x3.0k 30 um</p>
2	<p>Full Scale 117 cts Cursor: 0.000</p>	<p>UNAM0027 2008/12/17 11:54 D3.9 x5.0k 20 um</p>
3	<p>Full Scale 486 cts Cursor: 0.000</p>	<p>UNAM0028 2008/12/17 11:59 D3.9 x7.0k 10 um</p>
4	<p>Full Scale 902 cts Cursor: 0.000</p>	<p>UNAM0029 2008/12/17 12:06 D3.9 x5.0k</p>



# Partícula	1	2	3	4	5
Elemento	% Masa				
Aluminio	3.9	28.8	2.0	5.0	7.2
Arsénico	48.3	21.1	28.1	68.4	42.8
Antimonio	47.8	50.1	69.9	23.2	50.0
Silicio	-	-	-	3.4	-

Muestra: Muestra 7 Base tanque-planta de plomo		
#	EDX	Foto MEB
1	<p>Full Scale 109 cts Cursor: 0.000</p>	<p>UNAM0031 2008/12/17 12:30 D3.9 x1.0k 100 u</p>
2	<p>Full Scale 1874 cts Cursor: 0.000</p>	<p>UNAM0032 2008/12/17 12:34 D3.9 x1.2k 5</p>
3	<p>Full Scale 733 cts Cursor: 0.000</p>	<p>UNAM0033 2008/12/17 12:51 D3.9 x1.0k 100 u</p>
4	<p>Full Scale 100 cts Cursor: 0.000</p>	<p>UNAM0034 2008/12/17 12:54 D3.9 x1.0k 10</p>



# Partícula	1	2	3	4	5	6
Elemento	% Masa					
Silicio	-	-	2.2	-	-	3.5
Aluminio	100	2.3	6.6	100	26.4	9.8
Azufre	-	12.4	40.1	-	-	17.6
Calcio	-	-	45.3	-	19.2	7.9
Hierro	-	3.5	1.9	-	54.4	40.4
Arsénico	-	1.6	-	-	-	-
Tántalo	-	3.3	-	-	-	-
Plomo	-	76.9	-	-	-	20.8
Zinc	-	-	3.9	-	-	-

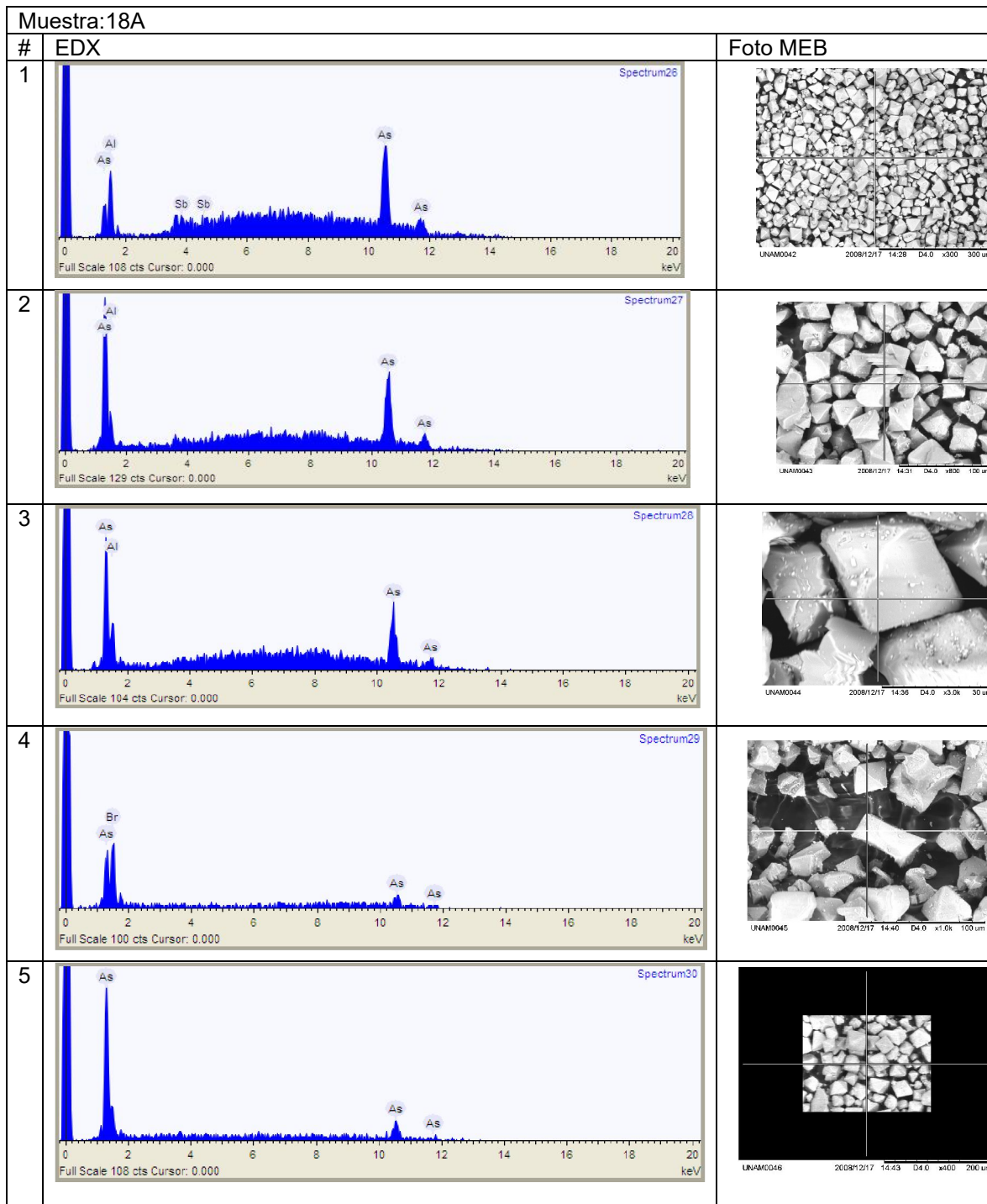
Barreras geoquímicas y estabilización físico-química para el manejo ambientalmente seguro de residuos metalúrgicos y suelos contaminados con arsénico y metales pesados en San Luis Potosí

Muestra: 5A Residuo con valor comercial		
#	EDX	Foto MEB
1	<p>Full Scale 114 cts Cursor: 0.000</p>	<p>UNAM0037 2008/12/17 13:47 D3.9 x5.0k 20 um</p>
2	<p>Full Scale 120 cts Cursor: 0.000</p>	<p>UNAM0038 2008/12/17 13:57 D3.9 x6.0k 20 um</p>
3	<p>Full Scale 376 cts Cursor: 0.000</p>	<p>UNAM0039 2008/12/17 14:04 D3.9 x3.0k 30 um</p>
4	<p>Full Scale 134 cts Cursor: 0.000</p>	<p>UNAM0040 2008/12/17 14:08 D4.0 x5.0k 20 um</p>
5	<p>Full Scale 130 cts Cursor: 0.000</p>	<p>UNAM0041 2008/12/17 14:11 D4.0 x5.0k 20 um</p>

*Barreras geoquímicas y estabilización físico-química para el manejo ambientalmente seguro de residuos metalúrgicos y suelos contaminados con arsénico y metales pesados en San Luis Potosí*

---

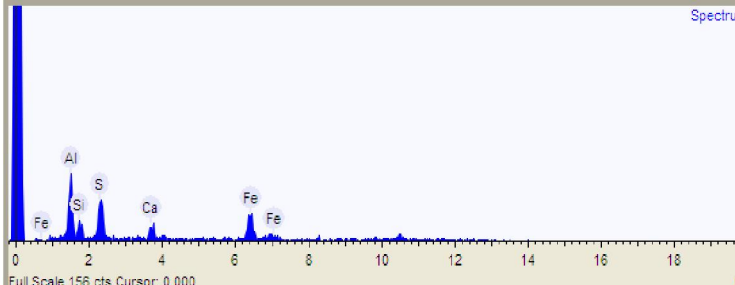
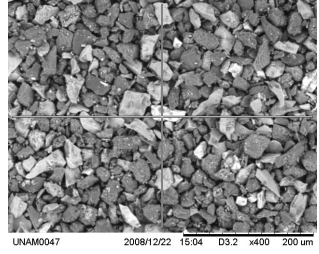
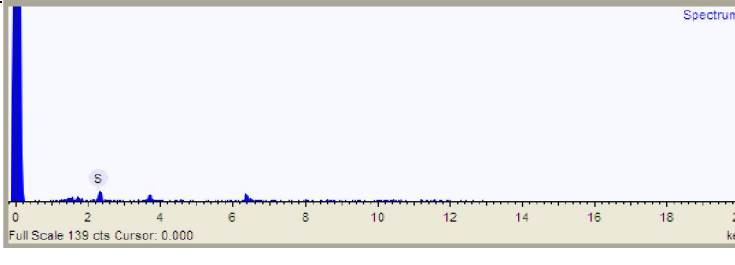
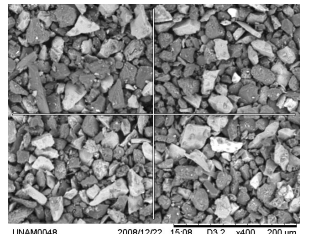
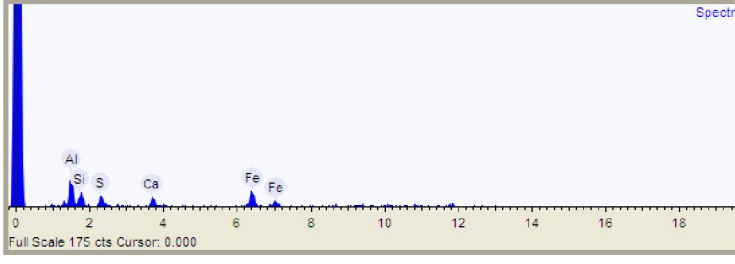
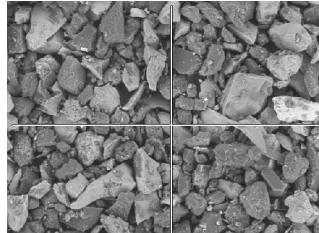
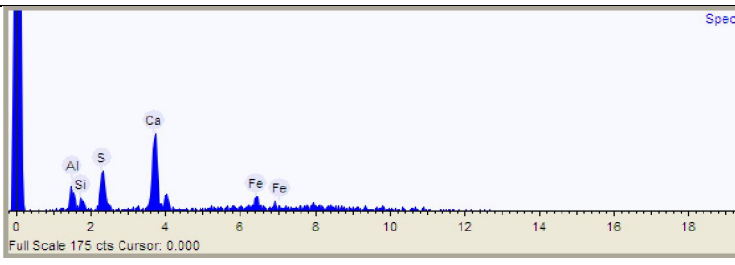
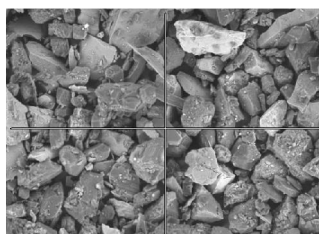
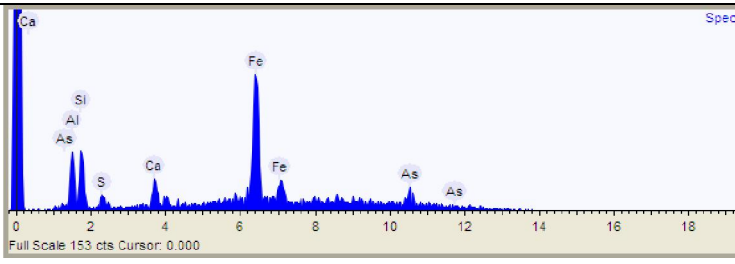
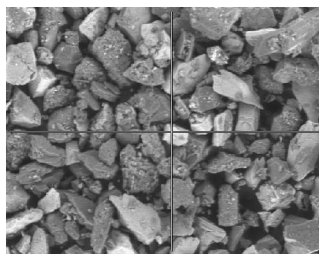
# Partícula	1	2	3	4	5
Elemento	% Masa				
Aluminio	51.0	39.2	3.6	3.9	3.7
Silicio	16.7	7.4	1.2	-	-
Cloro	-	-	2.1	-	-
Zinc	6.1	5.5	10.1	2.3	5.2
Arsénico	26.1	34.4	26.3	18.6	3.08
Cadmio	-	13.5	27	61.3	17.1
Antimonio	-	-	4.7	-	18.2
Plomo	-	-	25.0	13.9	17.9



# Partícula	1	2	3	4	5
Elemento	% Masa				
Aluminio	42.6	17.5	27.0	64.5	-
Arsénico	30.0	82.5	73.0	35.5	100.0
Antimonio	27.4	-	-	-	-

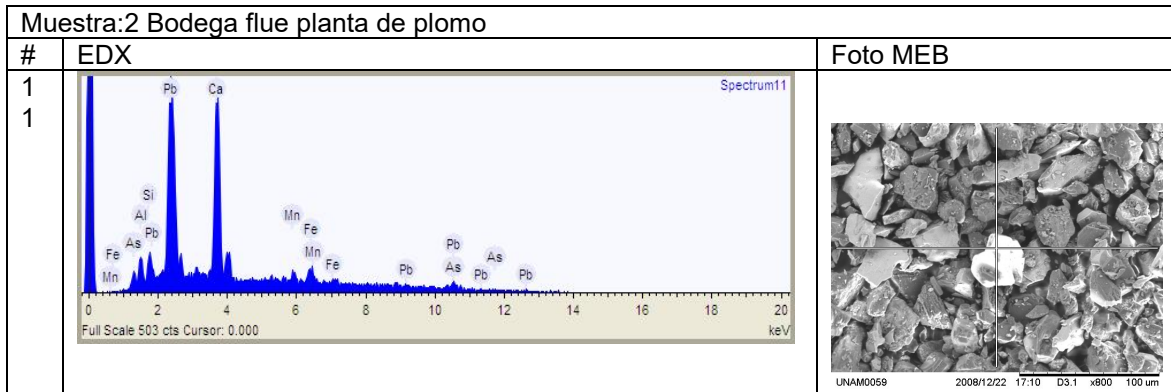


Barreras geoquímicas y estabilización físico-química para el manejo ambientalmente seguro de residuos metalúrgicos y suelos contaminados con arsénico y metales pesados en San Luis Potosí

Muestra: 2 Bodega flue planta de plomo		
#	EDX	Foto MEB
1	 <p>Full Scale 156 cts Cursor: 0.000</p>	 <p>UNAM0047 2008/12/22 15:04 D3.2 x400 200 um</p>
2	 <p>Full Scale 139 cts Cursor: 0.000</p>	 <p>UNAM0048 2008/12/22 15:08 D3.2 x400 200 um</p>
3	 <p>Full Scale 175 cts Cursor: 0.000</p>	 <p>UNAM0049 2008/12/22 16:36 D3.1 x600 100 um</p>
4	 <p>Full Scale 175 cts Cursor: 0.000</p>	 <p>UNAM0050 2008/12/22 16:43 D3.1 x600 100 um</p>
5	 <p>Full Scale 153 cts Cursor: 0.000</p>	 <p>UNAM0051 2008/12/22 16:44 D3.1 x600 100 um</p>

Barreras geoquímicas y estabilización físico-química para el manejo ambientalmente seguro de residuos metalúrgicos y suelos contaminados con arsénico y metales pesados en San Luis Potosí

Muestra:2 Bodega flue planta de plomo		Foto MEB
#	EDX	
6	<p>Full Scale 161 cts Cursor: 0.000</p>	<p>UNAM0052 2008/12/22 16:48 D3.1 x1.2k 50 um</p>
7	<p>Full Scale 3418 cts Cursor: 0.000</p>	<p>UNAM0053 2008/12/22 16:52 D3.1 x400 200 um</p>
8	<p>Full Scale 366 cts Cursor: 0.000</p>	<p>UNAM0054 2008/12/22 16:53 D3.1 x900 100 um</p>
9	<p>Full Scale 128 cts Cursor: 0.000</p>	<p>UNAM0055 2008/12/22 16:57 D3.1 x800 100 um</p>
10	<p>Full Scale 867 cts Cursor: 0.000</p>	<p>UNAM0058 2008/12/22 17:07 D3.1 x1.0k 100 um</p>



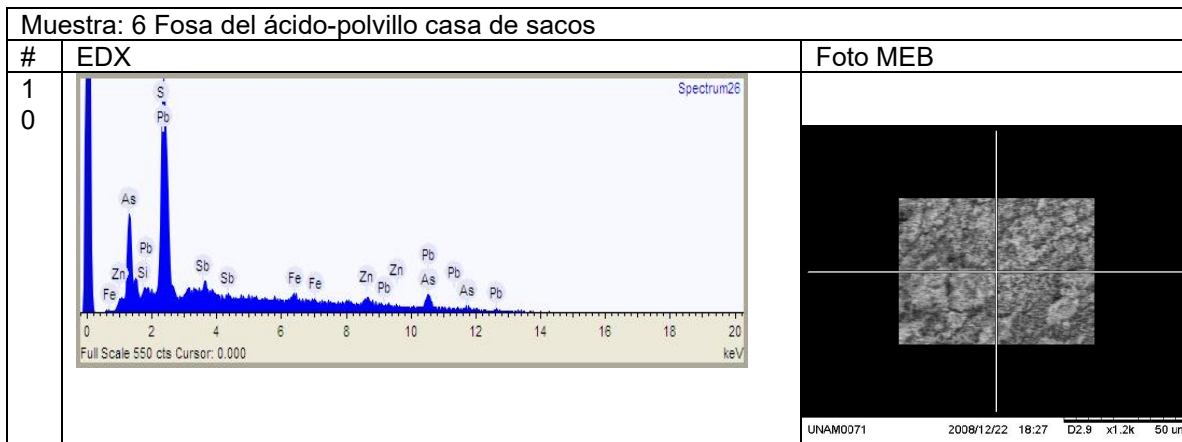
# Partícula	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Elemento	% Masa										
Magnesio	-	-	-	-	-	-	0.7	-	-	-	-
Aluminio	23.0	-	24.7	8.7	8.6	4.0	1.1	2.1	33	1.2	2.9
Silicio	6.9	-	8.5	4.3	8.2	1.8	1.8	1.2	9.9	1.1	2.7
Azufre	17.5	100.0	8.0	16.0	1.5	-	57.6	6.4	-	19.1	-
Calcio	7.0	-	9.1	49.7	5.1	26.8	-	70.0	7.4	-	31.5
Bario	-	-	-	-	-	-	-	-	49.7	-	-
Manganeso	-	-	-	-	-	-	-	8.3	-	-	3.4
Hierro	45.5	-	49.7	21.3	75.4	35.3	38.8	12.0	-	7.8	6.1
Arsénico	-	-	-	-	1.3	-	-	-	-	0.3	3.8
Antimonio	-	-	-	-	-	-	-	-	-	17.5	-
Plomo	-	-	-	-	-	32.1	-	-	-	53.0	49.7

*Barreras geoquímicas y estabilización físico-química para el manejo ambientalmente seguro de residuos metalúrgicos y suelos contaminados con arsénico y metales pesados en San Luis Potosí*

Muestra: 6 Fosa del ácido-polvillo casa de sacos		Foto MEB
#	EDX	
1	<p>Full Scale 137 cts Cursor: 0.000</p>	<p>UNAM0062 2008/12/22 17:58 D2.8 x1.5k 50 um</p>
2	<p>Full Scale 804 cts Cursor: 0.000</p>	<p>UNAM0063 2008/12/22 18:03 D2.8 x1.8k 50 um</p>
3	<p>Full Scale 1075 cts Cursor: 0.000</p>	<p>UNAM0064 2008/12/22 18:06 D2.8 x1.0k 100 um</p>
4	<p>Full Scale 314 cts Cursor: 0.000 keV</p>	<p>UNAM0065 2008/12/22 18:09 D2.9 x1.5k 50 um</p>
5	<p>Full Scale 189 cts Cursor: 0.000 keV</p>	<p>UNAM0066 2008/12/22 18:12 D2.9 x260 300 um</p>

*Barreras geoquímicas y estabilización físico-química para el manejo ambientalmente seguro de residuos metalúrgicos y suelos contaminados con arsénico y metales pesados en San Luis Potosí*

Muestra: 6 Fosa del ácido-polvillo casa de sacos		
#	EDX	Foto MEB
6	<p>Spectrum22</p> <p>Full Scale 328 cts Cursor: 0.000 keV</p>	<p>UNAM0067 2008/12/22 18:15 D2.8 x800 100 um</p>
7	<p>Spectrum23</p> <p>Full Scale 553 cts Cursor: 0.000 keV</p>	<p>UNAM0068 2008/12/22 18:17 D2.8 x800 100 um</p>
8	<p>Spectrum24</p> <p>Full Scale 153 cts Cursor: 0.000 keV</p>	<p>UNAM0069 2008/12/22 18:20 D2.8 x1.2k 50 um</p>
9	<p>Spectrum25</p> <p>Full Scale 127 cts Cursor: 0.000 keV</p>	<p>UNAM0070 2008/12/22 18:24 D2.8 x1.2k 50 um</p>



# Partícula	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Elemento	% Masa									
Aluminio	30.9	-	-	2.9	6.9	3.6	5.0	12	34.6	1.4
Silicio	-	-	2.3	2.3	-	1.3	2.3	6.2	3.7	-
Calcio	-	-	-	-	-	71.5	-	-	-	-
Manganeso	-	-	-	-	-	17.4	-	-	-	-
Azufre	-	-	-	-	-	-	3.4	-	-	3.8
Hierro	-	-	-	-	-	-	35.6	-	-	3.6
Cobre	-	-	2.0	3.1	-	-	2.8	-	-	-
Zinc	0.5	3.8	7.9	1.9	4.2	-	3.6	2.4	1.3	5.0
Arsénico	3.4	17.7	24.2	13.2	22.9	0.3	9.9	2.9	10.1	21.9
Antimonio	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4.7
Plomo	65.1	78.5	63.6	76.6	66	6	37.4	76.5	50.3	59.5

Anexo 6. Fotos representativas del muestreo de suelos de fondo y sus coordenadas de los sitios de muestreo.



Clave y coordenadas de los sitios para el muestreo complementario de suelos superficial en la zona control, fuera del predio de las antiguas Plantas de Cobre y Arsénico.

Clave	Coordenadas	
	X	Y
F1	284548	2454120
F2	284012	2454062
F3	283547	2454040
F4	283048	2453923
F5	282520	2453857
F6	282028	2453745
F7	280869	2452748
F8	281439	2452670
F9	281860	2453159

Clave y coordenadas de los sitios para el muestreo complementario de suelos superficial en la zona control, fuera del predio de las antiguas Plantas de Cobre y Arsénico.

Clave	Coordenadas	
	X	Y
F10	282361	2453468
F11	282860	2453555
F12	283350	2453675



Anexo 7. Fotografías representativas del muestreo de suelos superficiales y coordenadas de los sitios de muestreo.

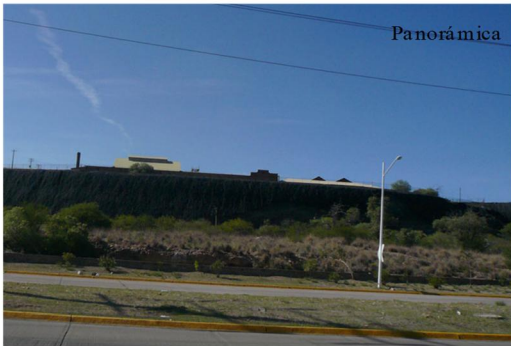
Muestra de suelo superficial E-6



Muestra de suelo superficial E-8



Muestra de suelo superficial E-10



Muestra de suelo superficial E-44



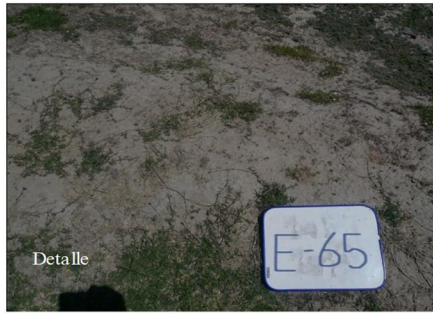
Muestra de suelo superficial E-52



Muestra de suelo superficial E-54



Muestra de suelo superficial E-65



Muestra de suelo superficial E-69



Muestra de suelo superficial E-72



Muestra de suelo superficial E-24



Muestra de suelo superficial E-26



Muestra de suelo superficial E-31



Clave y coordenadas de los sitios del Muestreo Exploratorio de suelo superficial.

Clave	X	Y	Clave	X	Y
E1	290432	2450740	E37	291439	2452462
E2	289946	2450944	E38	291624	2452542
E3	290120	2451020	E39	290813	2452728
E4	290662	2451000	E40	291088	2452725
E5	291389	2451091	E41	291285	2452720
E6	289946	2451241	E42	291424	2452704

Clave y coordenadas de los sitios del Muestreo Exploratorio de suelo superficial.

<b>Clave</b>	<b>X</b>	<b>Y</b>	<b>Clave</b>	<b>X</b>	<b>Y</b>
E7	290167	2451221	E43	291595	2452704
E8	290458	2451212	E44	290706	2452984
E9	290679	2451215	E45	290938	2452975
E10	290882	2451215	E46	291197	2452969
E11	291050	2451259	E47	291433	2452990
E12	291318	2451274	E48	291604	2452954
E13	291495	2451300	E49	290543	2453228
E14	290111	2451521	E50	290753	2453220
E15	290429	2451530	E51	290929	2453229
E16	290738	2451498	E52	291165	2453229
E17	290891	2451383	E53	291436	2453229
E18	291498	2451436	E54	291604	2453187
E19	290291	2451678	E55	290444	2453476
E20	290500	2451751	E56	290929	2453461
E21	290738	2451734	E57	290328	2453729
E22	290885	2451734	E58	290717	2453724
E23	291180	2451740	E59	290420	2453927
E24	291315	2451734	E60	290017	2453972
E25	290667	2451984	E61	289925	2454178
E26	290938	2451990	E62	289693	2454171
E27	291147	2451975	E63	289492	2453954
E28	291327	2451970	E64	288961	2453909
E29	290688	2452214	E65	289398	2453709
E30	290924	2452214	E66	289934	2453709
E31	291162	2452214	E67	289666	2453482
E32	291436	2452217	E68	289186	2453479
E33	291645	2452185	E69	289434	2453249
E34	290691	2452462	E70	288939	2453718
E35	290932	2452465	E71	288733	2453827
E36	291230	2452459	E72	288524	2453680
			E73	288704	2453556

Anexo 8. Fotos representativas del muestreo de suelos sub superficiales y sus coordenadas de los sitios de muestreo.

Muestra de suelo sub-superficial Z01



Muestra de suelo sub-superficial Z04



Muestra de suelo sub-superficial Z06



Clave y coordenadas de los sitios para el muestreo exploratorio de suelo sub superficial en zanjas.

Clave		Coordenadas		Clave		Coordenadas																										
Zanja	Profundidad (cm)	X	Y	Zanja	Profundidad (cm)	X	Y																									
ZANJA 01 (Z01)	0-5	290967	2451367	ZANJA 04 (Z04)	0-5	291382	2452265																									
	5-25				25-50			50-75	75-100	>100	ZANJA 02 (Z02)	0-5	290652	2451555	ZANJA 05 (Z05)	0-5	290985	2452717	5-25	25-50	50-75	75-100										
	25-50				50-75			75-100	>100	ZANJA 02 (Z02)		0-5				290652			2451555	ZANJA 05 (Z05)	0-5	290985	2452717	5-25	25-50	50-75	75-100					
	50-75				75-100			>100	ZANJA 02 (Z02)			0-5									290652			2451555	ZANJA 05 (Z05)	0-5	290985	2452717	5-25	25-50	50-75	75-100
	75-100				>100			ZANJA 02 (Z02)				0-5														290652			2451555	ZANJA 05 (Z05)	0-5	290985
>100	ZANJA 02 (Z02)	0-5	290652		2451555							ZANJA 05 (Z05)			0-5		290985	2452717													5-25	
ZANJA 02 (Z02)		0-5		290652		2451555	ZANJA 05 (Z05)				0-5		290985	2452717																		
		5-25								25-50	50-75				75-100																	
		25-50							50-75	75-100																						
		50-75						75-100																								
	75-100																															

Clave y coordenadas de los sitios para el muestreo exploratorio de suelo sub superficial en zanjas.

Clave		Coordenadas		Clave		Coordenadas	
Zanja	Profundidad (cm)	X	Y	Zanja	Profundidad (cm)	X	Y
	100-125				75-100		
	125-150				>100		
	150-175			ZANJA 06 (Z06)	0-5	290949	2453093
	175-200				5-25		
	>200				25-50		
ZANJA 03 (Z03)	0-5	290847	2452039	ZANJA 07 (Z07)	50-75	290800	2453687
	5-25				75-100		
	25-50				>100		
	50-75				0-5		
	75-100				5-25		
	100-125				25-50		
	125-150				50-75		
	150-175				75-100		
>175	100-125						
					125-150		
					>150		

**Anexo 9. Memoria fotográfica y coordenadas del muestreo de detalle**

Muestras superficiales complementarias ubicadas al sur de las antiguas instalaciones de las Plantas de Cu y As



Muestras superficiales complementarias ubicadas en el terreno de la antigua Plantas de Cu



Muestras superficiales complementarias ubicadas en el terreno de la antigua Plantas de As



Muestras superficiales complementarias ubicadas al norte de las antiguas instalaciones de las Plantas de Cu y As



Clave y coordenadas de los sitios del Muestreo de Detalle de suelos superficiales dentro del predio de las antiguas Plantas de Cobre y Arsénico.

Clave	X	Y	Clave	X	Y	Clave	X	Y	Clave	X	Y
D1	290501	2450705	D48	291149	2451749	D95	291250	2452250	D142	291302	2453301
D2	290102	2450900	D49	291250	2451749	D96	291351	2452250	D143	291500	2453264
D3	290302	2450900	D50	291351	2451750	D97	291452	2452252	D144	290498	2453501
D4	290498	2450900	D51	290448	2451851	D98	290652	2452350	D145	290700	2453498
D5	290100	2451102	D52	290549	2451849	D99	290750	2452350	D146	290898	2453497



Clave y coordenadas de los sitios del Muestreo de Detalle de suelos superficiales dentro del predio de las antiguas Plantas de Cobre y Arsénico.

Clave	X	Y	Clave	X	Y	Clave	X	Y	Clave	X	Y
D6	290296	2451100	D53	290653	2451849	D100	290851	2452350	D147	291103	2453496
D7	290498	2451100	D54	290753	2451851	D101	290952	2452350	D148	290300	2453700
D8	290703	2451102	D55	290850	2451852	D102	291048	2452350	D149	290500	2453701
D9	290899	2451100	D56	290952	2451853	D103	291146	2452348	D150	290700	2453698
D10	291104	2451102	D57	291052	2451852	D104	291251	2452348	D151	290897	2453697
D11	291301	2451097	D58	291149	2451852	D105	291351	2452351	D152	290302	2453901
D12	290100	2451300	D59	291252	2451853	D106	291453	2452351	D153	290500	2453897
D13	290304	2451303	D60	291352	2451851	D107	290650	2452450	D154	290703	2453901
D14	290902	2451297	D61	290548	2451952	D108	290750	2452452	D155	290700	2454045
D15	291101	2451297	D62	290650	2451951	D109	290848	2452450	D156	290500	2454030
D16	291301	2451303	D63	290750	2451951	D110	290951	2452450	D157	290302	2454098
D17	290097	2451500	D64	290851	2451952	D111	291052	2452450	D158	290098	2454100
D18	290548	2451450	D65	290951	2451949	D112	291151	2452450	D159	290101	2454299
D19	290652	2451450	D66	291053	2451949	D113	291251	2452450	D160	289900	2454299
D20	290751	2451451	D67	291150	2451949	D114	291349	2452450	D161	289702	2454300
D21	290851	2451451	D68	291251	2451949	D115	291450	2452451	D162	289499	2454102
D22	290944	2451450	D69	291352	2451951	D116	290851	2452551	D163	289700	2454102
D23	291049	2451449	D70	290649	2452051	D117	290949	2452551	D164	289895	2454102
D24	290252	2451550	D71	290749	2452051	D118	291049	2452549	D165	288898	2453899
D25	290353	2451552	D72	290850	2452048	D119	291150	2452550	D166	289098	2453900
D26	290451	2451553	D73	290953	2452049	D120	291248	2452550	D167	289301	2453901
D27	290551	2451550	D74	291052	2452051	D121	291352	2452551	D168	289499	2453901
D28	290649	2451550	D75	291150	2452051	D122	291450	2452551	D169	289701	2453899
D29	290749	2451552	D76	291250	2452049	D123	291553	2452551	D170	289902	2453901
D30	290848	2451552	D77	291352	2452048	D124	290899	2452700	D171	289903	2453702
D31	290951	2451550	D78	291453	2452049	D125	291101	2452703	D172	289701	2453700
D32	290350	2451649	D79	290650	2452151	D126	291301	2452699	D173	289499	2453698
D33	290450	2451650	D80	290751	2452152	D127	291501	2452701	D174	289300	2453700
D34	290549	2451650	D81	290850	2452151	D128	290701	2452899	D175	289103	2453701
D35	290650	2451652	D82	290952	2452155	D129	290899	2452903	D176	288900	2453700
D36	290751	2451650	D83	291049	2452151	D130	291101	2452899	D177	288700	2453698
D37	290852	2451650	D84	291153	2452149	D131	291301	2452900	D178	288700	2453500
D38	290949	2451650	D85	291251	2452148	D132	291501	2452900	D179	288898	2453500
D39	291053	2451652	D86	291351	2452149	D133	290701	2453100	D180	289102	2453498
D40	291151	2451652	D87	291450	2452149	D134	290896	2453100	D181	289301	2453500
D41	290451	2451750	D88	291551	2452149	D135	291099	2453100	D182	289502	2453504
D42	290551	2451749	D89	290649	2452248	D136	291299	2453102	D183	289700	2453498
D43	290650	2451752	D90	290750	2452250	D137	291497	2453100	D184	289503	2453302
D44	290749	2451749	D91	290850	2452248	D138	290501	2453299	D185	289300	2453301
D45	290848	2451752	D92	290951	2452251	D139	290699	2453299	D186	289102	2453302
D46	290949	2451749	D93	291050	2452250	D140	290899	2453302			
D47	291050	2451750	D94	291149	2452247	D141	291100	2453302			

Anexo 10. pH, E, y CE en suelos superficiales del muestreo exploratorio.

Clave	pH	E, (ENH)	CE	Clave	pH	E, (ENH)	CE	Clave	pH	E, (ENH)	CE
		mV	μS/cm			mV	μS/cm			mV	μS/cm
E1	8.5	571.4	103.5	E27	5.4	573.1	1850.0	E53	8.1	561.8	28.1
E2	8.8	567.2	122.6	E28	6.1	596.9	989.0	E54	7.9	561.7	17.8
E3	8.6	586.7	164.9	E29	6.4	621.8	87.6	E55	7.7	549.9	26.0
E4	8.7	584.9	127.9	E30	6.5	616.0	168.3	E56	8.1	549.1	25.9
E5	9.0	589.9	50.5	E31	5.8	630.5	608.0	E57	8.4	525.3	11.2
E6	8.4	604.7	37.3	E32	6.0	595.9	983.0	E58	8.0	525.5	42.3
E7	8.3	598.6	71.1	E33	6.9	604.2	29.1	E59	8.5	529.7	25.6
E8	8.5	598.2	47.3	E34	6.8	590.3	28.7	E60	7.7	534.7	302.0
E9	7.6	600.2	747.0	E35	6.3	554.6	378.0	E61	7.8	540.3	16.3
E10	8.2	588.4	38.6	E36	8.1	531.6	79.0	E62	7.7	546.9	21.4
E11	7.9	584.0	321.0	E37	7.9	553.6	231.0	E63	8.2	529.9	29.2
E12	8.2	578.0	80.4	E38	9.0	540.6	56.2	E64	8.4	512.3	18.4
E13	8.1	567.6	236.7	E39	6.9	541.1	204.0	E65	7.8	527.3	28.3
E14	8.1	567.6	236.7	E40	7.4	561.2	1047.0	E66	7.6	537.7	71.1
E15	6.2	574.3	2380.0	E41	7.8	505.1	274.0	E67	6.7	568.7	116.3
E16	7.1	572.6	123.0	E42	8.6	553.2	23.8	E68	7.2	579.8	28.6
E17	7.4	574.0	27.7	E43	8.2	553.0	67.2	E69	7.1	577.7	39.2
E18	6.2	546.3	21.8	E44	7.0	571.4	80.5	E70	7.9	552.6	25.8
E19	7.2	587.8	4120.0	E45	6.8	564.7	250.0	E71	8.1	543.9	28.7
E20	2.4	635.8	322.0	E46	7.5	534.6	12.1	E72	8.0	557.5	25.3
E21	5.2	501.1	910.0	E47	7.9	558.3	14.9	E73	6.7	571.3	121.7
E22	5.8	516.6	223.0	E48	7.6	554.8	15.5	<b>Promedio</b>	<b>7.4</b>	<b>564.4</b>	<b>279.2</b>
E23	6.0	503.0	114.1	E49	6.8	548.0	620.0	<b>s</b>	<b>1.1</b>	<b>29.7</b>	<b>609.1</b>
E24	6.3	591.0	80.8	E50	7.7	563.4	11.7	<b>Mínimo</b>	<b>2.4</b>	<b>501.1</b>	<b>11.2</b>
E25	6.3	595.9	273.0	E51	8.0	558.7	26.4	<b>Máximo</b>	<b>9.0</b>	<b>635.8</b>	<b>4120.0</b>
E26	6.6	602.6	110.2	E52	7.4	551.0	105.0				

Anexo 11. Concentraciones Iniciales Totales en muestras de suelo superficial (muestreo exploratorio) de los elementos regulados en la NOM-147 y determinadas en el laboratorio acreditado ABC Química Investigación y Análisis, S.A. de C.V

Clave	As	Ba	Be	Cd	CrVI	Hg	Ni	Ag	Pb	Se	Tl	V
	mg/Kg											
E - 01	12.47	23.44	<LD	2.64	<LD	0.30	<LD	<LD	111.70	<LD	<LD	4.39
E - 02	39.19	60.65	<LD	12.11	<LD	0.12	<LD	<LD	67.63	<LD	<LD	6.84
E - 03	52.10	29.28	<LD	5.61	<LD	0.46	<LD	<LD	189.00	<LD	<LD	6.37
E - 04	76.70	111.70	<LD	20.58	<LD	1.06	<LD	<LD	471.10	<LD	<LD	16.58
E - 05	18.64	22.52	<LD	ND	<LD	ND	<LD	<LD	52.14	<LD	<LD	6.31
E - 06	28.74	81.11	<LD	ND	<LD	0.07	<LD	<LD	45.54	<LD	<LD	5.06
E - 07	158.10	107.60	<LD	14.65	<LD	ND	<LD	<LD	392.40	<LD	<LD	11.56
E - 08	56.19	63.58	<LD	14.37	<LD	0.33	<LD	<LD	158.90	<LD	<LD	7.33
E - 09	674.30	123.20	<LD	200.40	<LD	1.02	5.26	<LD	396.90	18.30	<LD	15.18
E - 10	47.57	18.92	<LD	4.86	<LD	0.17	<LD	<LD	102.00	<LD	<LD	4.12
E - 11	55.65	31.80	<LD	5.81	<LD	0.23	<LD	<LD	121.40	<LD	<LD	6.68
E - 12	112.50	35.01	<LD	20.18	<LD	0.26	<LD	<LD	93.45	<LD	<LD	5.70
E - 13	111.50	60.45	<LD	16.44	<LD	0.79	<LD	<LD	196.40	<LD	<LD	14.73
E - 14	228.60	88.68	<LD	8.99	<LD	0.72	<LD	<LD	318.30	<LD	<LD	12.64
E - 15	9124.00	150.80	<LD	215.10	<LD	10.50	70.56	91.37	22610.00	279.30	<LD	350.80
E - 16	21980.00	105.50	<LD	617.00	1.46	1.65	128.80	112.00	57610.00	601.00	<LD	41.78
E - 17	480.40	28.65	<LD	21.00	<LD	1.18	6.01	17.71	846.70	12.16	<LD	11.07
E - 18	47.07	29.14	<LD	5.63	<LD	0.13	3.78	6.03	134.50	ND	<LD	8.64
E - 19	402.80	38.53	<LD	28.28	<LD	0.95	4.34	9.62	700.30	11.30	<LD	9.61
E - 20	46310.00	11.10	<LD	138.20	<LD	1.31	6.25	47.08	16190.00	<LD	<LD	2.70
E - 21	6986.00	90.13	<LD	542.70	<LD	15.00	20.51	84.25	9663.00	93.73	<LD	24.31
E - 22	5453.00	60.16	<LD	565.80	2.00	1.31	457.50	107.20	9117.00	105.70	<LD	15.91
E - 23	41.68	38.49	<LD	4.75	<LD	0.26	<LD	<LD	90.43	<LD	<LD	6.74
E - 24	601.90	92.85	<LD	27.66	<LD	1.04	13.69	27.47	2509.00	31.25	<LD	11.54
E - 25	5192.00	57.63	<LD	133.90	1.45	14.70	6.26	33.18	6375.00	32.05	<LD	21.93
E - 26	8297.00	129.60	<LD	347.20	<LD	17.60	8.78	49.36	12570.00	81.51	<LD	17.79
E - 27	59880.00	70.82	<LD	4518.00	<LD	ND	19.07	107.40	106300.00	885.10	2.63	14.00
E - 28	2193.00	42.57	<LD	47.67	<LD	1.44	3.93	9.45	697.90	14.50	<LD	11.69
E - 29	6042.00	59.10	<LD	68.69	<LD	15.50	2.22	12.34	5401.00	31.76	<LD	22.56
E - 30	4045.00	64.22	<LD	210.60	<LD	3.15	5.14	12.13	6295.00	42.73	<LD	16.20
E - 31	81300.00	27.90	<LD	3969.00	<LD	0.14	12.70	120.10	108100.00	670.90	3.75	11.37
E - 32	6684.00	75.21	<LD	193.40	<LD	7.20	5.60	41.21	10690.00	72.88	<LD	12.41
E - 33	457.80	44.67	<LD	23.93	<LD	0.33	<LD	4.35	581.30	5.38	<LD	4.93
E - 34	2089.00	117.10	<LD	19.18	<LD	3.80	<LD	9.15	3041.00	9.55	<LD	25.10

*Barreras geoquímicas y estabilización físico-química para el manejo ambientalmente seguro de residuos metalúrgicos y suelos contaminados con arsénico y metales pesados en San Luis Potosí*

Clave	As	Ba	Be	Cd	CrVI	Hg	Ni	Ag	Pb	Se	Tl	V
	mg/Kg											
E - 35	1742.00	57.39	<LD	13.80	<LD	3.34	<LD	7.17	1235.00	3.99	<LD	17.68
E - 36	561.80	147.80	<LD	33.26	<LD	1.00	4.61	4.64	703.50	16.74	<LD	7.94
E - 37	894.40	42.51	<LD	43.82	<LD	0.99	<LD	4.13	1883.00	8.82	<LD	5.84
E - 38	124.80	72.83	<LD	10.83	<LD	0.42	<LD	<LD	255.50	ND	<LD	5.45
E - 39	104.50	100.00	<LD	34.20	<LD	0.22	<LD	<LD	111.00	6.70	<LD	17.21
E - 40	190.20	148.40	<LD	76.06	<LD	1.57	7.16	4.82	489.40	40.32	<LD	21.05
E - 41	85.44	39.96	<LD	4.40	<LD	0.26	<LD	<LD	159.60	ND	<LD	7.46
E - 42	113.80	59.91	<LD	8.05	<LD	0.08	<LD	8.48	137.80	ND	<LD	11.13
E - 43	175.90	66.19	<LD	20.11	<LD	0.51	<LD	<LD	430.20	<LD	<LD	5.25
E - 44	183.40	97.13	<LD	35.20	<LD	0.55	<LD	2.78	296.50	7.64	<LD	20.00
E - 45	2575.00	198.20	<LD	73.47	<LD	1.37	<LD	8.09	2375.00	14.73	<LD	20.80
E - 46	113.50	80.86	<LD	21.34	<LD	0.06	<LD	<LD	170.70	<LD	<LD	14.67
E - 47	30.71	60.89	<LD	5.99	<LD	0.09	9.39	<LD	90.98	<LD	<LD	4.37
E - 48	136.50	68.15	<LD	38.13	<LD	0.77	<LD	3.72	726.40	3.66	<LD	10.29
E - 49	410.30	90.78	<LD	264.90	<LD	1.30	10.16	20.34	1728.00	34.30	<LD	31.71
E - 50	90.84	237.90	<LD	49.26	<LD	0.17	<LD	<LD	175.00	<LD	<LD	20.40
E - 51	85.57	84.25	<LD	27.23	<LD	0.13	<LD	<LD	216.20	<LD	<LD	15.03
E - 52	104.60	114.90	<LD	26.64	<LD	0.34	<LD	<LD	257.10	<LD	<LD	10.12
E - 53	72.35	64.56	<LD	4.98	<LD	0.08	<LD	<LD	82.59	<LD	<LD	7.36
E - 54	78.18	85.32	<LD	4.15	<LD	0.04	<LD	<LD	161.80	<LD	<LD	6.85
E - 55	129.20	349.80	<LD	68.36	<LD	0.54	6.40	<LD	433.90	13.38	<LD	20.50
E - 56	57.30	100.60	<LD	33.89	<LD	0.10	<LD	<LD	143.00	<LD	<LD	11.39
E - 57	39.99	306.50	<LD	4.83	<LD	1.78	<LD	<LD	74.98	<LD	<LD	21.00
E - 58	89.84	168.10	<LD	115.50	<LD	2.09	3.57	<LD	717.50	59.83	<LD	10.97
E - 59	96.35	216.80	<LD	7.19	<LD	0.06	<LD	<LD	158.60	<LD	<LD	31.70
E - 60	33.86	124.30	<LD	2.43	<LD	0.07	<LD	<LD	78.48	<LD	<LD	8.46
E - 61	105.90	100.50	<LD	<LD	<LD	0.06	<LD	<LD	90.77	<LD	<LD	16.17
E - 62	72.15	110.50	<LD	<LD	<LD	0.05	<LD	<LD	57.97	<LD	<LD	11.91
E - 63	21.86	78.86	<LD	<LD	<LD	0.09	<LD	<LD	111.70	<LD	<LD	8.90
E - 64	20.41	103.70	<LD	5.98	<LD	0.03	<LD	<LD	48.11	<LD	<LD	12.50
E - 65	17.88	64.84	<LD	ND	<LD	0.65	<LD	<LD	73.81	<LD	<LD	7.49
E - 66	35.88	137.80	<LD	3.24	<LD	0.06	<LD	<LD	36.86	<LD	<LD	17.88
E - 67	81.97	295.50	<LD	5.56	<LD	0.27	<LD	<LD	115.20	<LD	<LD	11.65
E - 68	49.75	160.40	<LD	9.07	<LD	0.14	<LD	<LD	129.60	<LD	<LD	9.00
E - 69	43.25	58.20	<LD	5.14	<LD	0.04	<LD	<LD	42.28	<LD	<LD	9.23
E - 70	25.66	41.46	<LD	<LD	<LD	ND	<LD	<LD	27.94	<LD	<LD	8.57

*Barreras geoquímicas y estabilización físico-química para el manejo ambientalmente seguro de residuos metalúrgicos y suelos contaminados con arsénico y metales pesados en San Luis Potosí*

Clave	As	Ba	Be	Cd	CrVI	Hg	Ni	Ag	Pb	Se	Tl	V
	mg/Kg											
E - 71	45.62	60.40	<LD	<LD	<LD	0.04	<LD	<LD	43.47	<LD	<LD	10.24
E - 72	59.17	48.08	<LD	<LD	<LD	0.10	<LD	<LD	93.57	<LD	<LD	8.84
E - 73	67.50	97.92	<LD	5.87	<LD	0.04	<LD	<LD	40.82	<LD	<LD	10.32
Mínimo	12.47	11.10	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	27.94	<LD	<LD	2.70
Máximo	81300.00	349.80	<LD	4518.00	2.00	17.60	457.50	120.10	108100.00	885.10	3.75	350.80
LD	1.04	1.25	1.19	1.03	0.04	0.02	1.18	1.63	1.08	1.36	0.13	1.30
Uso de suelo	Concentración de Referencia Total de NOM-147 (mg/Kg)											
Residencial	22.0	5400.0	150.0	37.0	280.0	23.0	1600.0	390.0	400.0	390.0	5.2	78.0
Industrial	260.0	67000.0	1900.0	450.0	510.0	310.0	20000.0	5100.0	800.0	5100.0	67.0	1000.0
LD, mg/kg	1.00	1.30	1.20	1.00	0.044	0.019	1.20	1.60	1.10	1.40	0.10	1.30

LD: Límite de detección. ND: No determinado

Anexo 12. Concentraciones Iniciales Totales y parámetros fisicoquímicos en muestras de sub-suelo de los elementos regulados. Determinadas en el laboratorio acreditado ABC Química Investigación y Análisis, S.A. de C.V.

Zanja	Profundidad (cm)	pH	E (Normal)	CE	As	Ba	Cr (VI)	Hg	Ni	Ag	Pb	Se	TI	V
			mV	µS/cm	mg/Kg									
Z01	0-5	6.3	444.7	42.4	453.7	57.1	<LD	3.0	7.3	17.8	1561.0	12.4	<LD	19.8
	5-25	6.7	390.3	71.9	59.0	38.1	<LD	1.0	2.7	<LD	96.7	<LD	<LD	7.2
	25-50	8.4	419.4	82.5	55.8	47.1	<LD	0.3	<LD	<LD	41.7	<LD	<LD	6.7
	50-75	8.6	391.2	399.0	86.9	52.6	<LD	0.4	<LD	<LD	46.4	<LD	<LD	7.6
	75-100	9.5	366.6	297.0	90.1	119.5	<LD	<LD	<LD	<LD	9.0	<LD	<LD	7.4
Z02	0-5	7.7	436.7	659.0	4772.0	222.9	<LD	12.7	52.4	117.3	9568.0	121.7	<LD	95.6
	5-25	8.0	442.6	1805.0	5709.0	160.0	<LD	10.1	19.4	65.0	9553.0	111.4	<LD	19.4
	25-50	7.5	493.6	1414.0	5931.0	258.7	<LD	9.9	24.5	74.2	10640.0	33.6	<LD	64.5
	50-75	8.0	439.6	1179.7	3559.0	299.6	<LD	10.0	17.9	61.1	7770.0	28.7	<LD	33.4
	75-100	7.7	443.0	838.0	4690.0	250.7	<LD	7.5	27.5	53.7	7384.0	27.7	<LD	89.2
	100-125	7.7	455.6	854.7	2278.0	371.9	<LD	4.5	42.9	71.1	5224.0	13.3	<LD	216.6
	125-150	8.4	428.0	541.0	1321.0	371.2	<LD	4.9	31.0	100.8	6433.0	13.3	<LD	143.8
	150-175	8.7	390.6	191.7	70.2	274.7	<LD	0.5	1.8	<LD	157.8	<LD	<LD	17.8
	175-200	8.9	394.2	163.8	90.4	289.5	<LD	0.9	1.7	<LD	157.4	<LD	<LD	21.9
>200	8.6	397.4	175.4	34.6	251.0	<LD	1.1	<LD	<LD	184.6	<LD	<LD	15.8	
Z03	0-5	7.2	454.8	273.0	7266.0	101.3	<LD	11.7	8.0	62.4	17080.0	108.3	<LD	20.1
	5-25	6.7	466.5	487.0	3461.0	106.4	<LD	8.7	5.3	23.1	4631.0	22.7	<LD	15.9
	25-50	6.5	478.9	732.0	4178.0	92.3	<LD	8.5	5.6	31.8	6400.0	36.4	<LD	17.5
	50-75	6.2	458.4	718.0	1773.0	74.4	<LD	11.4	<LD	14.6	2799.0	15.7	<LD	11.9
	75-100	5.7	459.2	786.0	636.3	119.6	<LD	0.6	<LD	<LD	113.3	5.3	<LD	12.2
	100-125	5.3	478.1	356.0	544.8	146.2	<LD	0.0	<LD	<LD	18.2	<LD	<LD	13.6

Zanja	Profundidad (cm)	pH	E (Normal)	CE	As	Ba	Cr (VI)	Hg	Ni	Ag	Pb	Se	TI	V
			mV	µS/cm	mg/Kg									
	125-150	5.2	488.3	493.0	312.5	168.3	<LD	<LD	<LD	<LD	17.8	<LD	<LD	13.5
	150-175	5.7	436.5	437.0	86.8	119.7	<LD	<LD	<LD	<LD	9.8	<LD	<LD	10.1
	>175	6.1	430.8	409.5	77.8	101.7	<LD	<LD	<LD	<LD	16.7	<LD	<LD	7.2
Z04	0-5	7.4	435.1	733.0	1977.0	38.1	<LD	0.4	<LD	5.2	1796.0	18.6	<LD	6.3
	5-25	7.4	440.7	817.0	245.4	51.0	<LD	<LD	<LD	<LD	36.9	<LD	<LD	5.1
	25-50	8.1	379.1	20.7	162.8	52.7	<LD	<LD	<LD	<LD	45.4	<LD	<LD	4.5
	50-75	9.1	391.8	187.0	100.5	131.5	<LD	<LD	<LD	<LD	39.5	<LD	<LD	3.4
	75-100	9.3	398.1	138.1	20.2	167.0	<LD	0.0	<LD	<LD	14.8	<LD	<LD	3.4
	>100	9.2	396.7	130.3	6.9	167.1	<LD	<LD	<LD	<LD	6.1	<LD	<LD	5.5
	0-5	6.7	450.4	33.2	521.4	85.4	<LD	1.6	<LD	10.9	1973.0	12.9	<LD	24.0
Z05	5-25	6.6	430.1	28.3	70.8	94.5	<LD	0.1	<LD	<LD	143.1	<LD	<LD	21.2
	25-50	6.5	438.1	41.8	80.0	191.2	<LD	0.2	<LD	<LD	173.7	<LD	<LD	22.6
	50-75	6.5	433.7	41.6	59.0	217.4	<LD	0.1	4.2	7.3	132.7	<LD	<LD	21.8
	75-100	8.8	385.8	77.1	8.9	356.9	<LD	0.0	8.5	2.8	22.2	<LD	<LD	7.1
	>100	8.7	379.3	63.1	0.0	176.9	<LD	0.0	7.7	<LD	7.7	<LD	<LD	6.9
	0-5	7.2	379.2	10.2	124.4	70.7	<LD	0.1	<LD	<LD	259.4	<LD	<LD	15.1
Z06	5-25	6.9	426.8	14.1	231.3	60.1	<LD	0.2	<LD	<LD	426.2	<LD	<LD	20.7
	25-50	6.3	450.3	15.6	0.0	75.1	<LD	<LD	3.6	<LD	12.0	<LD	<LD	11.1
	50-75	8.6	342.7	368.0	0.0	340.5	<LD	<LD	3.5	<LD	9.3	<LD	<LD	7.2
	75-100	9.1	404.7	283.0	0.0	328.8	<LD	<LD	7.9	<LD	8.0	<LD	<LD	7.4
	>100	8.7	390.2	214.4	0.0	203.9	<LD	<LD	4.1	<LD	7.6	<LD	<LD	8.4
	0-5	7.5	406.3	144.5	50.5	83.1	<LD	3.0	46.0	<LD	369.7	83.1	<LD	11.2
Z07	5-25	7.7	416.3	441.0	20.8	79.8	<LD	<LD	<LD	<LD	44.9	<LD	<LD	8.0
	25-50	7.7	404.5	458.0	36.9	50.8	<LD	0.2	<LD	<LD	77.0	<LD	<LD	8.9
	50-75	6.8	453.2	119.2	39.2	40.0	<LD	0.4	<LD	<LD	80.5	<LD	<LD	9.2
	75-100	6.7	415.2	73.3	12.0	49.0	<LD	<LD	<LD	<LD	17.0	<LD	<LD	8.9

Zanja	Profundidad (cm)	pH	E (Normal)	CE	As	Ba	Cr (VI)	Hg	Ni	Ag	Pb	Se	Tl	V
			mV	µS/cm	mg/Kg									
	100-125	6.2	409.4	25.5	0.0	51.7	1.5	<LD	<LD	<LD	11.0	<LD	<LD	9.3
	125-150	7.1	436.2	12.0	0.0	58.4	<LD	<LD	<LD	<LD	9.4	<LD	<LD	9.3
	>150	7.5	478.0	30.9	0.0	58.3	<LD	<LD	<LD	<LD	9.8	<LD	<LD	7.5
LD, mg/kg		NA	NA	NA	1.3	1.2	0.044	0.019	1.2	1.6	1.1	1.4	0.1	1.3



Anexo 13. Concentraciones Iniciales totales (CIT), en muestras de suelo superficial (muestreo complementario), de los contaminantes prioritarios y determinadas en el Laboratorio de Geoquímica Ambiental del Instituto de Geología de la UNAM

Parámetros de calidad: a) Límites de detección: As = 7 mg/Kg; Cd = 12 mg/Kg y Pb = 7 mg/Kg. B) Precisión: Diferencia porcentual relativa menor al 20%. C) Exactitud: A través de estándares certificados, entre 80 y 98 %

LDI, mg/kg	7	12	7
Clave	As	Cd	Pb
	mg/kg		
D 1	205	<LD	271
D 2	60	<LD	91
D 3	245	<LD	354
D 4	59	<LD	314
D 5	138	<LD	510
D 6	43	<LD	189
D 7	70	<LD	260
D 8	62	<LD	117
D 9	65	<LD	154
D 10	50	<LD	152
D 11	59	<LD	119
D 12	242	<LD	584
D 13	83	11	194
D 14	903	68	690
D 15	83	<LD	341
D 16	142	<LD	393
D 17	152	<LD	202
D 18	2412	27	6646
D 19	7841	776	6331

LDI, mg/kg	7	12	7
Clave	As	Cd	Pb
	mg/kg		
D 96	28339	393	5637
D 97	1980	72	1905
D 98	2431	144	2990
D 99	1886	36	1207
D 100	2711	111	3179
D 101	417	<LD	162
D 102	6866	256	10898
D 103	10199	166	23348
D 104	4389	207	5242
D 105	3590	299	5616
D 106	3980	319	9461
D 107	716	25	431
D 108	1324	122	7158
D 109	1363	28	1192
D 110	1724	60	1905
D 111	1436	43	2203
D 112	2012	119	5054
D 113	1148	35	1284
D 114	804	60	1429

LDI, mg/kg	7	12	7
Clave	As	Cd	Pb
	mg/kg		
D 20	9597	384	15302
D 21	2543	134	7626
D 22	2949	131	4922
D 23	2242	98	7366
D 24	3112	144	5643
D 25	5188	707	8188
D 26	5873	1749	4570
D 27	310878	4844	205746
D 28	24337	1306	27656
D 29	23304	2821	24431
D 30	20636	1115	32084
D 31	1660	125	3591
D 32	14429	896	22616
D 33	447304	19765	150342
D 34	57351	4125	106404
D 35	1899	80	4287
D 36	98114	2960	80500
D 37	10021	750	23753
D 38	7808	343	46040
D 39	3432	124	10015
D 40	11261	543	17700
D 41	9000	246	16684
D 42	8467	408	6558
D 43	2293	129	2230

LDI, mg/kg	7	12	7
Clave	As	Cd	Pb
	mg/kg		
D 115	1122	62	1281
D 116	573	<LD	419
D 117	1057	32	1236
D 118	1027	<LD	2185
D 119	477	38	578
D 120	1154	14	1205
D 121	437	<LD	723
D 122	180	<LD	313
D 123	128	<LD	168
D 124	281	76	607
D 125	180	<LD	432
D 126	416	<LD	525
D 127	410	14	670
D 128	492	96	1080
D 129	168	18	287
D 130	104	<LD	71
D 131	278	26	304
D 132	62	<LD	96
D 133	129	55	209
D 134	540	177	2220
D 135	232	37	473
D 136	118	<LD	188
D 137	72	<LD	114
D 138	184	70	346

LDI, mg/kg	7	12	7
Clave	As	Cd	Pb
	mg/kg		
D 44	14720	2873	13134
D 45	8462	408	15074
D 46	1084	69	2751
D 47	658	34	1324
D 48	6210	238	12696
D 49	2808	128	5507
D 50	1582	75	3331
D 51	12095	628	19638
D 52	1043	57	1552
D 53	2289	118	1688
D 54	3826	310	6788
D 55	3849	486	8238
D 56	402	38	1355
D 57	5703	307	9173
D 58	1002	416	2582
D 59	2873	212	4866
D 60	1313	67	2387
D 61	37687	1434	24300
D 62	5296	101	5250
D 63	1084	96	2179
D 64	742	66	1278
D 65	2310	255	5905
D 66	8870	654	15211
D 67	15957	927	24264

LDI, mg/kg	7	12	7
Clave	As	Cd	Pb
	mg/kg		
D 139	69	31	171
D 140	64	<LD	77
D 141	65	<LD	114
D 142	57	<LD	114
D 143	107	<LD	177
D 144	99	55	269
D 145	121	126	378
D 146	89	20	162
D 147	35	<LD	98
D 148	184	21	368
D 149	104	<LD	135
D 150	786	200	1166
D 151	16	<LD	47
D 152	173	70	511
D 153	42	<LD	81
D 154	111	150	415
D 155	87	249	296
D 156	104	54	284
D 157	51	105	337
D 158	28	<LD	48
D 159	24	<LD	62
D 160	25	<LD	77
D 161	119	<LD	120
D 162	82	<LD	141

LDI, mg/kg	7	12	7
Clave	As	Cd	Pb
	mg/kg		
D 68	6537	287	5910
D 69	2743	93	1452
D 70	4455	104	3100
D 71	5657	167	2974
D 72	5567	173	4078
D 73	4546	81	1616
D 74	9905	267	7991
D 75	20690	946	13585
D 76	26653	373	632
D 77	18335	142	2065
D 78	6526	247	2779
D 79	4838	138	2670
D 80	8412	176	8548
D 81	3027	78	2494
D 82	1858	58	1277
D 83	9056	243	6966
D 84	20880	800	7528
D 85	68914	551	3074
D 86	17868	491	7021
D 87	1103	78	1617
D 88	99	<LD	91
D 89	4028	84	3236
D 90	4294	87	3273
D 91	2522	98	2347

LDI, mg/kg	7	12	7
Clave	As	Cd	Pb
	mg/kg		
D 163	144	<LD	123
D 164	84	<LD	197
D 165	31	<LD	60
D 166	56	<LD	94
D 167	65	<LD	272
D 168	105	<LD	144
D 169	152	<LD	175
D 170	116	<LD	143
D 171	206	<LD	231
D 172	174	<LD	166
D 173	30	<LD	129
D 174	33	<LD	133
D 175	44	<LD	117
D 176	117	<LD	143
D 177	152	<LD	203
D 178	222	<LD	180
D 179	146	<LD	162
D 180	69	<LD	51
D 181	88	<LD	117
D 182	42	<LD	119
D 183	176	18	427
D 184	73	<LD	131
D 185	23	<LD	44
D 186	66	<LD	70

LDI, mg/kg	7	12	7
Clave	As	Cd	Pb
	mg/kg		
D 92	211	<LD	134
D 93	17290	556	1916
D 94	157611	365	5767
D 95	66110	1674	38558

LDI, mg/kg	7	12	7
Clave	As	Cd	Pb
	mg/kg		
Promedio	9841	363	6993
Mínimo	16	<LD	44
Máximo	447304	19765	205746
s	42524	1564	21613

Anexo 14. Concentración soluble (geodisponible) de elementos potencialmente tóxicos en muestras de detalle.

Muestra	As	Cd	Pb	Ba	Be	Cr	Ni	Ag	Se	Tl	V
	mg/L										
D-1	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-2	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-3	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-4	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-5	0.28	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-6	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-7	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-8	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-9	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-10	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-11	0.35	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-12	0.96	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-13	0.45	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-14	1.33	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-15	0.27	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-16	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-17	1.74	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-18	0.4	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-19	7.55	<L.D.	0.23	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-20	8.47	<L.D.	0.81	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-21	1.9	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-22	4.49	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-23	2.91	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-24	5.57	<L.D.	1.15	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-25	10.13	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-26	9.7	4.47	0.29	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-27	1629.6	38.06	0.34	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-28	24.02	0.72	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-29	5.99	3.73	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-30	3.23	0.23	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-31	4.73	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-32	15.62	0.38	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-33	3057.5	11.79	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-34	32.14	13.69	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-35	283.5	22.1	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-36	6.04	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-37	2.04	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-38	1.34	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.

*Barreras geoquímicas y estabilización físico-química para el manejo ambientalmente seguro de residuos metalúrgicos y suelos contaminados con arsénico y metales pesados en San Luis Potosí*

Muestra	As	Cd	Pb	Ba	Be	Cr	Ni	Ag	Se	TI	V
	mg/L										
D-39	1.81	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-40	1.59	0.64	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-41	4.63	6.68	2.58	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-42	2.92	5.94	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-43	12.75	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-44	1.19	8.4	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-45	3.09	<L.D.	1.36	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-46	2.41	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-47	0.89	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-48	<L.D.	2.55	0.31	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-49	2.59	5.78	2.17	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-50	1.5	<L.D.	0.35	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-51	3.36	0.73	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-52	1.75	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-53	41.21	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-54	4.08	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-55	10.97	<L.D.	0.79	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-56	44.7	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-57	3.38	<L.D.	1.38	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-58	0.26	13.88	0.63	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-59	3.62	<L.D.	0.8	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-60	1.68	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-61	185.9	<L.D.	0.2	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-62	3.99	<L.D.	0.42	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-63	5.5	<L.D.	0.51	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-64	6.01	<L.D.	0.51	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-65	4.85	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-66	3.61	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-67	0.77	9.81	0.67	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-68	12.39	<L.D.	0.6	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-69	15.09	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-70	9.48	0.39	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-71	13.31	0.74	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-72	5.13	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-73	32.3	0.65	0.23	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-74	11.92	0.25	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-75	60.27	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-76	191.7	0.27	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-77	234.5	<L.D.	1.87	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.

*Barreras geoquímicas y estabilización físico-química para el manejo ambientalmente seguro de residuos metalúrgicos y suelos contaminados con arsénico y metales pesados en San Luis Potosí*

Muestra	As	Cd	Pb	Ba	Be	Cr	Ni	Ag	Se	TI	V
	mg/L										
D-78	26.65	<L.D.	0.29	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-79	23.65	0.38	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-80	6.41	0.56	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-81	9.96	<L.D.	0.93	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-82	10.39	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-83	3.81	2.64	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-84	138.65	0.4	0.4	<L.D.	<L.D.	<L.D.	0.4	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-85	540.9	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-86	29.36	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-87	9.18	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-88	1.3	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-89	4.33	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-90	9.01	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-91	3.69	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-92	3.98	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-93	77.76	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-94	422	0.25	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-95	40.39	0.26	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-96	96.65	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-97	4.03	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-98	1.8	0.49	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-99	6.99	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-100	1.99	0.92	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-101	8.93	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-102	2.55	6.19	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-103	0.84	1.93	3.09	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-104	5.35	<L.D.	0.5	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-105	7.58	<L.D.	0.48	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-106	3.96	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-107	1.27	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-108	1.91	<L.D.	0.84	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-109	2.13	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-110	3.23	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-111	<L.D.	0.95	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-112	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-113	1.01	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-114	1.65	0.46	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-115	4.09	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-116	1.75	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.



*Barreras geoquímicas y estabilización físico-química para el manejo ambientalmente seguro de residuos metalúrgicos y suelos contaminados con arsénico y metales pesados en San Luis Potosí*

Muestra	As	Cd	Pb	Ba	Be	Cr	Ni	Ag	Se	TI	V
	mg/L										
D-117	2.73	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-118	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-119	1.65	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-120	0.57	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-121	0.62	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-122	1.18	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-123	1.32	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-124	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-125	0.49	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-126	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-127	1.81	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-128	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-129	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-130	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-131	1.1	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-132	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-133	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-134	<L.D.	2	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-135	0.47	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-136	0.29	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-137	0.22	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-138	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-139	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-140	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-141	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-142	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-143	0.41	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-144	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-145	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-146	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-147	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-148	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-149	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-150	2.48	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-151	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-152	0.24	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-153	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-154	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-155	0.37	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.

*Barreras geoquímicas y estabilización físico-química para el manejo ambientalmente seguro de residuos metalúrgicos y suelos contaminados con arsénico y metales pesados en San Luis Potosí*

Muestra	As	Cd	Pb	Ba	Be	Cr	Ni	Ag	Se	Tl	V
	mg/L										
D-156	0.39	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-157	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-158	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-159	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-160	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-161	0.59	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-162	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-163	0.39	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-164	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-165	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-166	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-167	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-168	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-169	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-170	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-171	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-172	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-173	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-174	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-175	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-176	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-177	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-178	0.46	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-179	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-180	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-181	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-182	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-183	0.28	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-184	0.2	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-185	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
D-186	<L.D.	<L.D.	0.47	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.
<b>Mínimo</b>	<b>&lt;L.D.</b>	<b>&lt;L.D.</b>	<b>&lt;L.D.</b>	<b>&lt;L.D.</b>	<b>&lt;L.D.</b>	<b>&lt;L.D.</b>	<b>&lt;L.D.</b>	<b>&lt;L.D.</b>	<b>&lt;L.D.</b>	<b>&lt;L.D.</b>	<b>&lt;L.D.</b>
<b>Máximo</b>	<b>3057.50</b>	<b>38.06</b>	<b>3.09</b>	<b>&lt;L.D.</b>	<b>&lt;L.D.</b>	<b>&lt;L.D.</b>	<b>0.40</b>	<b>&lt;L.D.</b>	<b>&lt;L.D.</b>	<b>&lt;L.D.</b>	<b>&lt;L.D.</b>

Anexo 15. Matriz de experimentos de estabilización de suelos con cementos y aditivo Immocem

Experimento	Muestra	Tipo Cemento	Masa de muestra suelo (g)	Masa (g) Immocem	Masa (g) Cemento	Agua (g)
1a	SLP-A1	CPO40 Cemento Portland Ordinario	6328.3	0.0	1028.6	1265.7
1b			6328.3	12.0	1028.6	1265.7
2a	SLP-A2		8522.6	0.0	1028.6	1704.5
2b			8522.6	12.0	1028.6	1704.5
3a	SLP-A3		6383.1	0.0	1028.6	1276.6
3b			6383.1	12.0	1028.6	1276.6
4a	SLP-A4		6614.6	0.0	1028.6	1322.9
4b			6614.6	12.0	1028.6	1322.9
5a	SLP-A5		6435.4	0.0	1028.6	1287.1
5b			6435.4	12.0	1028.6	1287.1
6a	SLP-A1		6328.3	0.0	1028.6	1265.7
6b			6328.3	12.0	1028.6	1265.7
7a	SLP-A2		8522.6	0.0	1028.6	1704.5
7b			8522.6	12.0	1028.6	1704.5
8a	SLP-A3		6383.1	0.0	1028.6	1276.6
8b		6383.1	12.0	1028.6	1276.6	
9a	SLP-A4	6614.6	0.0	1028.6	1322.9	
9b		6614.6	12.0	1028.6	1322.9	
10a	SLP-A5	6435.4	0.0	1028.6	1287.1	
10b		6435.4	12.0	1028.6	1287.1	
11a	SLP-A1	6328.3	0.0	1028.6	1265.7	
11b		6328.3	12.0	1028.6	1265.7	
12a	SLP-A2	8522.6	0.0	1028.6	1704.5	
12b		8522.6	12.0	1028.6	1704.5	
13a	SLP-A3	6383.1	0.0	1028.6	1276.6	
13b		6383.1	12.0	1028.6	1276.6	
14a	SLP-A4	6614.6	0.0	1028.6	1322.9	
14b		6614.6	12.0	1028.6	1322.9	
15a	SLP-A5	6435.4	0.0	1028.6	1287.1	
15b		6435.4	12.0	1028.6	1287.1	

Anexo 16. Concentraciones totales de elementos en muestras compuestas de suelos empleadas para estabilización

Elemento	Ag	Al	As	B	Ba	Be	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe
L.D. , mg/kg	30.0	10.0	10.0	65.8	42.0	40.0	10.0	10.0	10.0	10.0	10.0	10.0
Muestra	mg/kg											
A1	<L.D.	7944.6	39445.5	<L.D.	<L.D.	<L.D.	41762.4	2879.2	<L.D.	<L.D.	20514.9	81049.5
A2	<L.D.	7609.1	7147.0	<L.D.	<L.D.	<L.D.	50553.5	538.1	<L.D.	<L.D.	70005.1	121055.4
A3	<L.D.	9625.1	23255.8	<L.D.	<L.D.	<L.D.	16233.0	224.5	<L.D.	<L.D.	3935.4	37209.3
A4	<L.D.	12205.9	3160.3	<L.D.	<L.D.	<L.D.	3106.8	146.2	<L.D.	<L.D.	1369.0	18186.3
A5	<L.D.	11315.5	139.3	<L.D.	<L.D.	<L.D.	1473.6	62.9	<L.D.	<L.D.	224.6	13958.8

Elemento	K	Mg	Mn	Mo	Ni	Pb	S	Sb	Se	Tl	V	Zn
L.D. , mg/kg	28.6	10.0	10.0	10.0	15.9	10.0	20.3	40.8	58.5	96.3	49.0	16.0
Muestra	mg/kg											
A1 malla 10	2285.1	1243.8	954.9	163.4	<L.D.	82712.9	40930.7	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	25584.2
A2 malla 10	2707.5	2681.5	1182.8	365.8	82.8	22341.6	43505.1	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	20165.0
A3 malla 10	2692.5	1254.4	650.8	<L.D.	<L.D.	5693.7	131335.2	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	4963.9
A4 malla 10	1487.5	774.3	429.5	<L.D.	<L.D.	3985.1	3841.2	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	1972.2
A5 malla 10	1503.2	542.7	482.8	<L.D.	<L.D.	303.3	8356.1	<L.D.	<L.D.	<L.D.	<L.D.	3489.7

Anexo 17 Coordenadas geográficas de la ubicación de los bancos de materiales

<b>ID Muestra</b>	<b>Este</b>	<b>Norte</b>
Banco 3 Muestra 1	289596	2455728
Banco 3 Muestra 2	289570	2455801
Banco 3 Muestra 3	289520	2455917
Banco 3 Muestra 4	289534	2455950
Banco 3 Muestra 5	289539	2456006
Banco 6 Muestra 6	290502	2455778
Banco 6 Muestra 7	290464	2455819
Banco 6 Muestra 8	290442	2455876
Banco 7 Muestra 9	289976	2456244
Residuo de Jarosita	290020	2452795
<i>Coordenadas UTM zona 14Q</i>		

Anexo 18. Memoria fotográfica de muestras usadas en las barreras geoquímicas para el control de lixiviados.

Banco 3, Muestra 1	Banco 3, Muestra 2
	
Banco 3, Muestra 3	Banco 3, Muestra 4
	
Banco 3, Muestra 5	Banco 6, Muestra 6
	

Banco 6, Muestra 7	Banco 6, Muestra 8
	
Banco 7, Muestra 9	Jarosita
	