

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ

FACULTADES DE CIENCIAS QUÍMICAS, INGENIERÍA Y MEDICINA

**PROGRAMA MULTIDISCIPLINARIO DE POSGRADO EN
CIENCIAS AMBIENTALES**

**CARACTERIZACIÓN AMBIENTAL Y ANÁLISIS DE RIESGOS PARA LA
SALUD EN UN SITIO MINERO-METALÚRGICO. CASO DE ESTUDIO:
CONCEPCIÓN DEL ORO, ZACATECAS, MÉXICO.**

**TESIS QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRÍA EN CIENCIAS AMBIENTALES**

PRESENTA:

I.Q. VIRGINIA RAMÍREZ HERNÁNDEZ

**DIRECTOR DE TESIS:
DR. ISRAEL RAZO SOTO**

**COMITÉ TUTELAR:
DR. FERNANDO DÍAZ-BARRIGA MARTÍNEZ
DR. MARCOS MONROY FERNÁNDEZ**

SAN LUIS POTOSÍ, S.L.P.

SEPTIEMBRE DE 2010

Proyecto Realizado en:

El municipio de Concepción del Oro, Zac.; en el Laboratorio de Toxicología Ambiental de la Facultad de Medicina de la UASLP.

Financiado con beca a la estudiante de maestría

Virginia Ramírez Hernández:

Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT).

Becario No. 217787. Período: agosto 2008 a julio 2010.

Financiado mediante el proyecto de investigación:

“Caracterización ambiental y estimación del riesgo para la salud con perspectivas a la restauración ambiental de sitios mineros contaminados por metales en el Estado de Zacatecas” con clave ZAC-2007-CO1-81904 que es financiado por el Gobierno del Estado de Zacatecas y el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología.

LA MAESTRÍA EN CIENCIAS AMBIENTALES ESTÁ INCLUIDA EN EL PADRÓN
NACIONAL DE POSGRADOS DEL CONACYT

*A mis padres, Josefina y Arturo,
a mis hermanos Cris y Arturo,
y a mi esposo y compañero de andanzas Jonatan.*

Deseo extender mi más sincero agradecimiento a todas aquellas personas que dedicaron tiempo dentro de sus ocupadas agendas para tutelarme, aconsejarme y apoyarme durante el desarrollo del presente trabajo.

Agradezco la colaboración del personal técnico y académico del Laboratorio de Toxicología Ambiental de la Facultad de Medicina y del Laboratorio de ICP-MS del Instituto de Geología de la UASLP, y al Centro de Estudios, Asesoría y Servicios en Sistemas Ambientales (CEASSA).

Agradezco de modo especial a Leticia Carrizales Yáñez por todo su apoyo y enseñanzas.

RESUMEN

La problemática ambiental asociada a la minería y metalurgia tiene que ver con su naturaleza extractiva y los residuos que producen. Dentro de los impactos ambientales que generan, algunos son bastante visibles, como el cambio dramático del paisaje, pero en la lista figuran otros como la destrucción del hábitat y la consecuente pérdida de biodiversidad del sitio, degradación del suelo, alteración y/o contaminación del agua subterránea, emisiones a la atmósfera, generación de drenaje ácido, entre otros. Los estudios de estos efectos sobre el medio ambiente son de mayor interés día con día por la severidad de sus consecuencias y el riesgo que representan para la salud.

El objetivo de esta investigación fue contribuir en la caracterización de sitios minero-metalúrgicos mediante el diseño e implementación de una metodología capaz de generar información sobre las fuentes de contaminación, medios ambientales impactados, mecanismos de dispersión, extensión y grado de contaminación ambiental, rutas de exposición, riesgos para la salud y áreas de mayor riesgo.

La metodología se implementó en el distrito minero de Concepción del Oro, localizado en el extremo noreste del estado de Zacatecas, lugar en el que se han realizado actividades minero-metalúrgicas desde el siglo XVII. Desde esa época hasta la fecha se han generado y dispuesto los residuos de estas actividades en presas de jales, terreros y escorias de fundición, sin medidas de control o remediación. La mayor parte de los jales están ubicados en los márgenes del arroyo Principal, que es el único que drena el área, así mismo, una cantidad considerable de escorias de fundición están localizadas dentro de la zona urbana del sitio.

Los resultados obtenidos son prueba de que el inadecuado manejo y disposición de estos residuos ha tenido como resultado su dispersión por transporte fluvial y eólico hacia el área urbana y rural. Pero también se encontró que la mineralización natural del sitio contribuye con los niveles observados de EPT en los diversos medios ambientales. En suelo se encontraron concentraciones elevadas de Pb, As, Cd y Cu, en el polvo de exteriores Pb, As, Cu y Cd, en el agua de grifo As y Se, y en un cuerpo superficial de agua As, Pb y Mn.

Bajo los criterios de la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, el suelo de Concepción del Oro necesita remediación por la contaminación de Pb y As. Así como también el agua de grifo, dados los niveles registrados de As en comparación con la NOM-127-SSA1-1994.

Las áreas con mayor impacto por EPT son las cercanas a los jales y a la mineralización obrada en el cerro La Chiranga, y gran parte del área rural, por lo que la población potencialmente expuesta serían los niños que habitan en estos lugares.

La estimación del riesgo para la salud llevada a cabo señala que existe riesgo para la población infantil del sitio, por la exposición a Pb, As y Cu, a través de las rutas suelo, polvo de exterior y agua de grifo, por lo que la evaluación de la exposición es considerada una prioridad.

ÍNDICE GENERAL

RESUMEN.....	I
CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN GENERAL.....	1
CAPÍTULO 2. ANTECEDENTES.....	9
2.1. SUELO	9
2.2 SEDIMENTOS.....	12
2.3 AGUA SUPERFICIAL Y SUBTERRÁNEA.....	15
2.4 POLVO DEPOSITADO.....	18
2.5 RIESGOS PARA LA SALUD EN SITIOS MINERO-METALÚRGICOS	20
2.6 MOVILIDAD Y BIODISPONIBILIDAD DE EPT.....	23
2.7 NORMATIVA NACIONAL E INTERNACIONAL.....	25
CAPÍTULO 3. OBJETIVOS.....	30
CAPÍTULO 4. JUSTIFICACIÓN.....	30
CAPÍTULO 5. DESCRIPCIÓN DEL SITIO DE ESTUDIO.....	32
5.1 LOCALIZACIÓN Y VÍAS DE ACCESO.....	33
5.2 LOCALIDADES DEL MUNICIPIO.....	34
5.3 ASPECTOS SOCIODEMOGRÁFICOS	34
5.3.1 Población.....	34
5.3.2 Nivel Educativo.....	35
5.3.3 Servicios de Salud.....	35
5.3.4 Vivienda.....	36
5.4 ASPECTOS SOCIOECONÓMICOS.....	36
5.4.1 Población económicamente activa y ocupada.....	36
5.4.2 Infraestructura	37
5.4.3 Actividades económicas	37
5.5 OROGRAFÍA	38
5.6 HIDROGRAFÍA.....	40
5.6.1 Hidrología Superficial	40
5.6.2 Hidrología Subterránea	47
5.7 CLIMA.....	48
5.8 USO DE SUELO Y COBERTURA VEGETAL	53
5.9 EDAFOLOGÍA	55

5.10 DESCRIPCIÓN CRONOLÓGICA DE LAS ACTIVIDADES	
MINERO-METALÚRGICAS.....	58
5.10.1 Condición geológica	58
5.10.2 Mineralización	61
5.10.3 Metales y metaloides asociados a yacimientos tipo skarn	62
5.10.4 Mineralogía Secundaria.....	62
5.10.5 Explotación y beneficio de metales preciosos	63
5.10.6 Residuos minero-metalúrgicos	68
5.10.7 Situación Actual.....	75
5.11 ESTUDIOS DE CARACTERIZACIÓN AMBIENTAL PREVIOS	76
CAPÍTULO 6. METODOLOGÍA	83
6.1 DESCRIPCIÓN DEL SITIO DE ESTUDIO	84
6.2 MUESTREO AMBIENTAL	84
6.2.1 Construcción de mapa base.....	84
6.2.2 Delimitación del área de estudio	84
6.2.3 Muestreo preliminar.....	85
6.2.4 Muestreo a detalle	86
6.2.4.1 Suelo superficial	86
6.2.4.2 Sedimentos.....	88
6.2.4.3 Polvo depositado	89
6.2.4.4 Agua de grifo	90
6.2.4.5 Agua superficial	91
6.3 ANÁLISIS QUÍMICO Y CARACTERIZACIÓN DE LAS MUESTRAS AMBIENTALES ...	92
6.3.1 Preparación de muestras	92
6.3.2 Análisis químico	93
6.3.2.1 Control de calidad de las mediciones analíticas	94
6.3.2.2 pH y conductividad de suelos y sedimentos	94
6.4 EVALUACIÓN DE LA MOVILIDAD QUÍMICA DE EPT EN SUELO Y SEDIMENTO	95
6.5 BIOACCESIBILIDAD DE EPT	95
6.6 IDENTIFICACIÓN DE LAS PRINCIPALES FASES MINERALES	
EN SUELO Y SEDIMENTO.....	97
6.7 ANÁLISIS GEOESTADÍSTICO.....	97
6.8 ESTIMACIÓN DEL RIESGO PARA LA SALUD	100
6.8.1 Selección de contaminantes críticos	100

6.8.2	Análisis de las rutas de exposición.....	101
6.8.3	Análisis dosis-respuesta.....	101
6.8.4	Estimación de la exposición.....	101
6.8.5	Caracterización del riesgo.....	102
6.8.6	Estimación del riesgo por exposición a plomo.....	102
6.8.7	Calificación del sitio.....	103
CAPÍTULO 7.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	105
7.1	SUELO SUPERFICIAL.....	105
7.1.1	Caracterización química y distribución espacial de EPT.....	105
7.1.2	Comparación entre la concentración de EPT en diferentes fracciones.....	120
7.1.3	Principales fases minerales.....	121
7.1.4	Evaluación de la movilidad química de EPT.....	123
7.2	SEDIMENTO.....	127
7.2.1	Caracterización química y distribución espacial de EPT.....	127
7.2.2	Principales fases minerales.....	138
7.2.3	Evaluación de la movilidad química de EPT.....	139
7.3	AGUA SUPERFICIAL.....	140
7.4	AGUA DE GRIFO.....	142
7.5	POLVO DEPOSITADO EN EXTERIORES.....	150
7.5.1	Caracterización química y distribución espacial de EPT.....	150
7.6	EVALUACIÓN DE LA BIOACCESIBILIDAD DE EPT EN SUELO Y POLVO.....	164
7.7	ESTIMACIÓN DEL RIESGO PARA LA SALUD.....	181
7.7.1	Contaminantes críticos.....	181
7.7.2	Rutas de exposición.....	182
7.7.3	Dosis-respuesta para As, Cd, Se y Cu.....	184
7.7.4	Estimación preliminar del Riesgo por As, Cu, Cd y Se.....	185
7.7.5	Estimación preliminar del Riesgo por Plomo.....	188
7.7.6	Calificación del sitio.....	190
CAPÍTULO 8.	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	191
8.1	CONCLUSIONES GENERALES DE LA METODOLOGÍA DE CARACTERIZACIÓN AMBIENTAL.....	191
8.2	CONCLUSIONES DEL SITIO DE ESTUDIO.....	193
8.3	RECOMENDACIONES PARA LA METODOLOGIA.....	195
8.4	RECOMENDACIONES PARA EL SITIO.....	195

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	198
----------------------------------	-----

ANEXOS

ANEXO 1. Resultados de la validación del método de digestión de suelo, sedimento y polvo	213
ANEXO 2. Resultados de la validación del método de digestión de agua.....	213
ANEXO 3. Parámetros considerados en el análisis geoestadístico de los EPT en suelo, empleando el método <i>kriging</i> ordinario, y errores estimados de la interpolación.	214
ANEXO 4. Concentraciones de 14 elementos en las muestras de suelo y sedimentos (<2 mm) recolectadas durante la visita de reconocimiento.	214
ANEXO 5. Ubicación geográfica y concentración de EPT en suelo superficial (<2 mm).....	215
ANEXO 6. Guías de Evaluación para Medios Ambientales (EMEG por sus siglas en inglés) para EPT suelo, polvo y agua.	218
ANEXO 7. Conductividad y pH de muestras de suelo superficial y sedimento (< 2mm)	219
ANEXO 8. Ubicación geográfica y concentración de EPT en sedimento (<2 mm).....	220
ANEXO 9. Concentraciones de 14 elementos en las muestras de agua recolectadas durante la visita de reconocimiento.	220
ANEXO 10. Ubicación geográfica, concentración de EPT y pH en las muestras de agua de grifo y superficial.....	221
ANEXO 11. Ubicación geográfica y concentración de EPT en las muestras de polvo depositado en exteriores.	222
ANEXO 12. Concentración total y bioaccesible de las muestras seleccionadas de suelo superficial y polvo de la fracción < 250 μm	225
ANEXO 13. Bases para la calificación del sitio.....	226

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 2.1 Concentraciones de EPT en suelos del mundo (Modificado de Han, 2007; Kabata-Pendias y Mukherjee, 2007).....	11
Tabla 2.2 Concentraciones de referencia totales por tipo de suelo (NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004).....	26
Tabla 2.3 Concentraciones de referencia de contaminantes solubles (NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004).....	27
Tabla 2.4 Límites permisibles de características químicas del agua de uso y consumo humano (NOM-127-SSA1-1994 Modificada).....	27
Tabla 2.5 Valores de referencia correspondientes a sustancias químicas de origen natural cuya presencia en el agua de consumo puede afectar a la salud (OMS, 2006)	28
Tabla 5.1 Principales minas del área de estudio (SGM, 2004).....	64
Tabla 7.1 Concentraciones de EPT en las muestras de reconocimiento de suelo superficial < 2 mm	105
Tabla 7.2 Estadísticas descriptivas para Pb, As, y Cd en suelo superficial < 2 mm.....	105
Tabla 7.3 Estadísticas descriptivas para Zn, Mn y Cu en suelo superficial < 2 mm	107
Tabla 7.4 Estadísticas descriptivas para EPT en suelo superficial < 2 mm correspondientes a las áreas de referencia.....	108
Tabla 7.5 Análisis de correlación de concentraciones de EPT en suelo.....	119
Tabla 7.6 Concentraciones de EPT en las muestras de suelo empleadas para la prueba de movilidad	124
Tabla 7.7 Concentraciones de EPT en el lixiviado y concentración móvil.	124
Tabla 7.8 Concentraciones de EPT en las muestras de reconocimiento de sedimentos (< 2 mm).....	127
Tabla 7.9 Concentraciones de EPT en las muestras de sedimento	128
Tabla 7.10 Análisis de correlación de concentraciones de EPT en sedimento.....	137
Tabla 7.11 Concentración total, soluble y móvil de EPT en sedimento	140
Tabla 7.12 Concentración de EPT y pH en muestras de agua superficial.....	141
Tabla 7.13 Estadísticas descriptivas para EPT en agua de grifo.....	142
Tabla 7.14 Resumen estadístico para EPT en polvo depositado en exteriores (< 250 µm). Temporada húmeda (JUN-JUL 2009).....	151
Tabla 7.15 Resumen estadístico para EPT en polvo depositado en exteriores (< 250 µm). Temporada seca (FEB 2010).....	152

Tabla 7.16 Valores promedio de concentraciones de EPT en polvo de distintos sitios	153
Tabla 7.17 Análisis de correlación de concentraciones de EPT en polvo depositado. Temporada húmeda	163
Tabla 7.18 Análisis de correlación de concentraciones de EPT en polvo depositado. Temporada seca	163
Tabla 7.19 Concentraciones totales y bioaccesibles de EPT en suelo superficial (fracción < 250 μm).....	166
Tabla 7.20 Concentraciones totales y concentraciones de EPT en polvo depositado (fracción < 250 μm).....	167
Tabla 7.21 Resumen estadístico del porcentaje bioaccesible de EPT en muestras de suelo superficial	167
Tabla 7.22 Resumen estadístico del porcentaje bioaccesible de EPT en muestras de polvo depositado.....	168
Tabla 7.23 Bioaccesibilidades y biodisponibilidades reportadas diferentes especies de Pb ...	168
Tabla 7.24 Bioaccesibilidades y biodisponibilidades reportadas diferentes especies de As ...	177
Tabla 7.25 Rutas de exposición de As, Cu, Pb y Se	183
Tabla 7.26 Dosis-Efecto para los elementos críticos	184
Tabla 7.27 Dosis de exposición estimadas y Cocientes de Riesgo considerando la ruta polvo en la temporada seca	185
Tabla 7.28 Dosis de exposición estimadas y Cocientes de Riesgo considerando la ruta polvo en la temporada húmeda	186
Tabla 7.29 Niveles de PbB y por ciento de niños con niveles de PbB > 10 $\mu\text{g/dL}$, estimados con el modelo IEUBK para población infantil expuesta a Pb por ingestión de suelo y agua	189
Tabla 7.30 Efectos en niños del Pb en sangre descritos por la ATSDR (ATSDR, 2005).....	189

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1 Etapas de un proceso minero-metalúrgico de metales base y preciosos y residuos que genera	2
Figura 1.2 Menas polimetálicas en México (Modificado de SGM, 2008)	5
Figura 1.3 Grupos y Subgrupos de Climas de México	5
Figura 1.4 Esquema de posibles rutas de exposición por los cuales los seres humanos pueden estar expuestos a los EPT en sitios minero-metalúrgicos (Modificado de Hull y Hilts, 2007)	7
Figura 2.1 Distribución de elementos químicos en la corteza terrestre (Modificado de Han, 2007)	11
Figura 2.2 Morfología de los ríos y su curso completo (Prieto, 2004)	13
Figura 2.3 Diagrama de la importancia de la capacidad de retención del suelo (basado en Rieuwerts y col., 1998)	24
Figura 5.1 Esquema general del sitio de estudio	32
Figura 5.2 Localización de la cabecera municipal de Concepción del Oro, Zacatecas	33
Figura 5.3 Comunidades cercanas y vías de comunicación (INEGI, 1975)	34
Figura 5.4 Viviendas.	36
Figura 5.5 Áreas de cultivo abandonadas en el valle de Concepción del Oro	37
Figura 5.6 Vista de la orografía del sitio de estudio	39
Figura 5.7 Vista de Concepción del Oro desde un punto alto en la Sierra de Concepción del Oro	39
Figura 5.8 Localización de la microcuenca correspondiente al sitio de estudio	40
Figura 5.9 Corrientes intermitentes de Concepción del Oro, Zacatecas	41
Figura 5.10 Perfil topográfico del Arroyo Principal	42
Figura 5.11 Fotografías descriptivas del Arroyo Principal	43
Figura 5.12 Localización geográfica de los cuerpos de agua superficial en el área de estudio	45
Figura 5.13 Cuerpos de agua superficial	45
Figura 5.14 Sección correspondiente al área de estudio en la carta hidrológica de aguas superficiales G14-10 (INEGI, 1974)	46
Figura 5.15 Sección correspondiente al área de estudio en la carta hidrológica de aguas subterráneas G14-10 (INEGI, 1974)	48
Figura 5.16 Sección correspondiente al área de estudio de la carta de Efectos Climáticos Regionales Mayo-Octubre G14-10 (INEGI, 1975)	49

Figura 5.17 Sección correspondiente al área de estudio de la carta de Efectos Climáticos Regionales Noviembre-Abril G14-10 (INEGI, 1975).....	50
Figura 5.18 Comportamiento del viento de dirección NE dentro del área urbana	51
Figura 5.19 Comportamiento del viento de dirección SE dentro del área urbana.....	51
Figura 5.20 Climograma de Concepción del Oro construido con las normales climatológicas de 1971-2009 obtenidos del Servicio Meteorológico Nacional (2010).....	52
Figura 5.21 Sección correspondiente al área de estudio en la carta Uso de Suelo G14-C62 (INEGI, 1974)	53
Figura 5.22 Vegetación característica del área de estudio	54
Figura 5.23 Sección correspondiente al área de estudio de la Carta Edafológica G14-C62 (INEGI, 1975)	56
Figura 5.24 Suelos del área de estudio	57
Figura 5.25 Mapa geológico del distrito minero de Concepción del Oro (Mapes, 1964 y Rogers y col., 1956).....	59
Figura 5.26 Mapa geológico detallado del área de estudio (Castro-Larragoitia, 2000)	60
Figura 5.27 Afloramientos de roca intrusiva granodiorítica en el área de estudio	60
Figura 5.28 Fundición de Cobre de la compañía MACOCOZAC y vías de transporte de mineral.....	65
Figura 5.29 Tajo abierto Arroyo Azules (SGM, 2008)	67
Figura 5.30 Vestigios de los patios de lixiviación en la zona oeste de la ciudad de Concepción del Oro.....	67
Figura 5.31 Ubicación de los depósitos de residuos más importantes por su tamaño en el área de estudio	68
Figura 5.32 Vistas de los terreros al noroeste de la cabecera municipal de Concepción del Oro	69
Figura 5.33 Vistas de las presas de Jales	70
Figura 5.34 Vistas de las escorias de fundición.....	72
Figura 5.35 Vistas de los residuos rojos tipo jales en La Curva.....	73
Figura 5.36 Vista de terreros de menor volumen en el área de estudio	74
Figura 5.37 Antigua área de fundición en la ciudad de Concepción del Oro	75
Figura 5.38 Concentraciones de As y Cu en los medios receptores. Distribución de elementos con interpolación $1/r^2$ asimétrica (Castro-Larragoitia, 2000)	77
Figura 5.39 Sección correspondiente a Concepción del Oro de la Carta Geoquímica por Arsénico (SGM, 2004).....	78

Figura 5.40 Sección correspondiente a Concepción del Oro de la Carta Geoquímica por Cadmio (SGM, 2004).....	78
Figura 5.41 Sección correspondiente a Concepción del Oro de la Carta Geoquímica por Cobre (SGM, 2004)	79
Figura 5.42 Sección correspondiente a Concepción del Oro de la Carta Geoquímica por Plomo (SGM, 2004).....	79
Figura 5.43 Sección correspondiente a Concepción del Oro de la Carta Geoquímica por Zinc (SGM, 2004).....	80
Figura 6.1 Esquema del área de estudio	85
Figura 6.2 Ubicación de los puntos de muestreo tomados en la visita de reconocimiento	86
Figura 6.3 Ubicación de los puntos de muestreo de suelo superficial	87
Figura 6.4 Ubicación de los puntos de muestreo en sedimentos de las principales corrientes intermitentes del área de estudio	88
Figura 6.5 Ubicación de los puntos de muestreo de polvo de las temporadas húmeda y seca..	90
Figura 6.6 Ubicación de los puntos de muestreo de agua de grifo	91
Figura 7.1 Distribución espacial de Pb en suelo superficial < 2 mm obtenida por el método de interpolación geoestadístico <i>kriging</i>	110
Figura 7.2 Distribución espacial de As en suelo superficial < 2 mm obtenida por el método de interpolación geoestadístico <i>kriging</i>	111
Figura 7.3 Distribución espacial de Cd en suelo superficial < 2 mm obtenida por el método de interpolación geoestadístico <i>kriging</i>	112
Figura 7.4 Distribución espacial de Zn en suelo superficial < 2 mm obtenida por el método de interpolación geoestadístico <i>kriging</i>	113
Figura 7.5 Distribución espacial de Mn en suelo superficial < 2 mm obtenida por el método de interpolación geoestadístico <i>kriging</i>	114
Figura 7.6 Distribución espacial de Cu en suelo superficial < 2 mm obtenida por el método de interpolación geoestadístico <i>kriging</i>	115
Figura 7.7 Correlaciones de la concentración de EPT (mg/Kg) en las fracciones <250 μm y < 2 mm	121
Figura 7.8 Difractogramas obtenidos del análisis por Difracción de Rayos X de muestras de suelo	122
Figura 7.9 Comparación entre las concentraciones de los EPT en el lixiviado de las muestras de suelo	125
Figura 7.10 Distribución espacial de Pb en sedimentos	130

Figura 7.11 Distribución espacial de As en sedimentos	131
Figura 7.12 Distribución espacial de Cd en sedimentos	132
Figura 7.13 Distribución espacial de Zn en sedimento	133
Figura 7.14 Distribución espacial de Mn en sedimento	134
Figura 7.15 Distribución espacial de Cu en sedimento	135
Figura 7.16 Difractograma obtenido del análisis por DRX en sedimento del Arroyo Principal..	139
Figura 7.17 Distribución espacial de As en agua de grifo	144
Figura 7.18 Distribución espacial de Se en agua de grifo.....	145
Figura 7.19 Distribución espacial de Pb en agua de grifo.....	146
Figura 7.20 Distribución espacial de Fe en agua de grifo.....	147
Figura 7.21 Distribución de Pb en polvo depositado en exteriores	155
Figura 7.22 Distribución de As en polvo depositado en exteriores	156
Figura 7.23 Distribución de Cd en polvo depositado en exteriores.....	157
Figura 7.24 Distribución de Zn en polvo depositado en exteriores	158
Figura 7.25 Distribución de Mn en polvo depositado en exteriores	159
Figura 7.26 Distribución de Cu en polvo depositado en exteriores.....	160
Figura 7.27 Distribución de la bioaccesibilidad gástrica (%BG) de Pb	169
Figura 7.28 Distribución de la bioaccesibilidad gástrica (%BG) de As.....	170
Figura 7.29 Distribución de la bioaccesibilidad gástrica (%BG) de Cd	171
Figura 7.30 Distribución de la bioaccesibilidad gástrica (%BG) de Zn.....	172
Figura 7.31 Distribución de la bioaccesibilidad gástrica (%BG) de Mn.....	173
Figura 7.32 Distribución de la bioaccesibilidad gástrica (%BG) de Cu	174

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN GENERAL

Alrededor de todo el mundo, la minería y la metalurgia son actividades industriales de gran importancia económica. Según la UNEP (2000), al inicio de esta década en el mundo existían más de 10 000 industrias mineras y metalíferas, y más de 20 000 sitios mineros, plantas procesadoras y fundidoras, que contribuían significativamente en la economía de al menos 158 países.

En la historia de nuestro país, ésta actividad económica primaria ha estado presente incluso desde la Colonia. La fundación de las ciudades más importantes del centro y norte del territorio nacional, así como la infraestructura de vías de comunicaciones, se debieron al descubrimiento y explotación de yacimientos minerales (SEMIP, 1991). Actualmente, el sector minero-metalúrgico sigue siendo muy importante en nuestro país participando con el 3.6 % en el Producto Interno Bruto (PIB) nacional, además su producción sobresale a nivel mundial ya que para el 2008 México ocupó el segundo lugar en producción mundial de bismuto, fluorita y plata, el tercer lugar en celestita, el cuarto en wollastonita, el quinto en diatomita y plomo, sexto en cadmio y molibdeno, el séptimo en arsénico, zinc, sal y grafito, el octavo en manganeso, el noveno en yeso y el décimo en feldespato (CGM/SE, 2009).

No obstante de los beneficios que se puedan mencionar a favor de la actividad minero-metalúrgica, también están presentes los efectos negativos que generan en el ambiente. Uno de los efectos más significativos es la contaminación ambiental por elementos potencialmente tóxicos (EPT) como As, Pb, Cd, Hg, etc., presentes en los sitios donde se desarrolla, afectando tanto aire, agua, suelo y biota. Para entender como surge este problema de contaminación se presenta a continuación una breve descripción de la actividad minero-metalúrgica.

La minería es una actividad que se dedica a la extracción de los recursos minerales de la corteza terrestre con el fin de recuperar uno o más componentes del material extraído. La metalurgia por su parte, comprende los procesos para la obtención y tratamiento de los metales a partir del mineral metálico. Un proceso minero-metalúrgico de metales base y preciosos generalmente comprende las siguientes etapas (Figura 1.1): (1) exploración, (2) minado, (3) trituración y molienda, (4) concentración o extracción (por flotación o lixiviación) y (5) refinación (ya sea por procesos hidrometalúrgicos, pirometalúrgicos o electrometalúrgicos).

La exploración es la operación que se lleva a cabo para hallar yacimientos minerales que contienen metales de interés económico y decidir si es factible su explotación. En el minado se extrae la parte

del yacimiento que contiene al mineral de interés (mena). En seguida la mena es conducida a la etapa de trituración y molienda donde el objetivo es reducir el material a un tamaño adecuado para someterlo a los consecuentes procesos de tratamiento. En la concentración o extracción se trata a la mena para separar el mineral de interés del mineral de ganga y así concentrarlo. El producto de la etapa anterior es conducido a la refinación para dejar al metal en estado puro o casi puro y adecuado para su empleo o transformación.

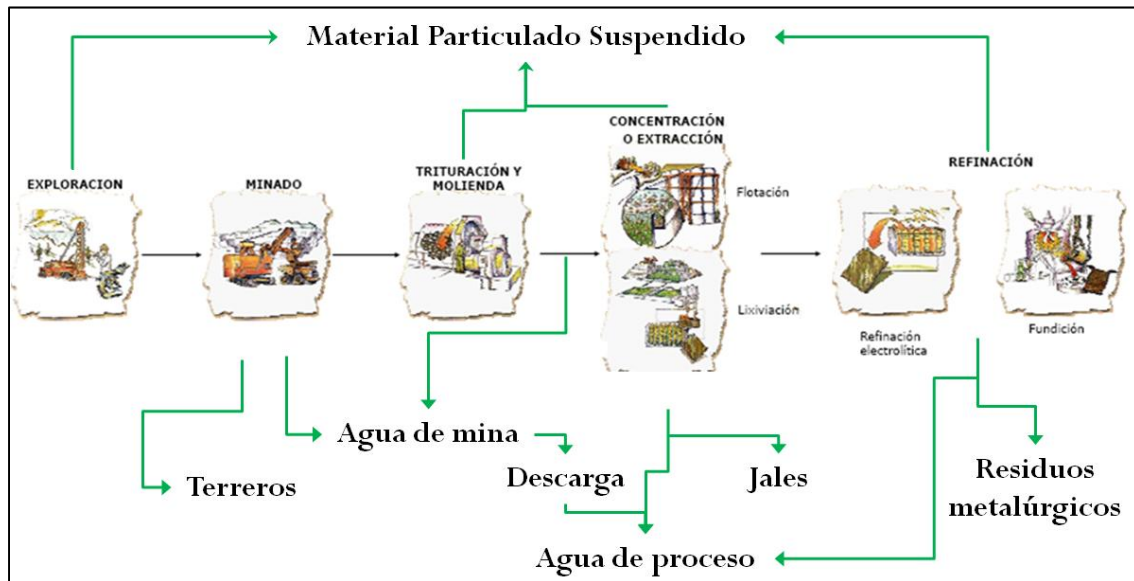


Figura 1.1 Etapas de un proceso minero-metalúrgico de metales base y preciosos y residuos que genera.

Durante el desarrollo todas las operaciones anteriores se producen residuos o subproductos. En la exploración y en el minado se generan estériles de mina (terreros), es decir, la parte del yacimiento que no contiene al mineral de interés económico, y que generalmente consiste de un material geológico heterogéneo que puede contener rocas sedimentarias, metamórficas o ígneas, suelo, o sedimento, y cuyas características físicas y químicas dependen de la mineralogía y geoquímica del yacimiento, tamaño de partícula y su contenido de humedad (Lottermoser, 2007). En la separación y concentración de minerales se generan residuos conocidos como jales, que son un material muy fino que puede contener a los metales de interés económico y aquellos considerados como impurezas. Sus características físico-químicas varían de acuerdo a la mineralogía y geoquímica del yacimiento, del tipo de tecnología de proceso, del tamaño de partícula del material triturado y del tipo de proceso físico y químico (Lottermoser, 2007). En la refinación se producen residuos metalúrgicos, por ejemplo, en la fundición (refinación pirometalúrgica) se generan escorias. En la actualidad es más

utilizada la extracción hidrometalúrgica por lo que los desechos de la refinación pirometalúrgica como la fundición no suelen encontrarse en los modernos sitios mineros, sin embargo la concentración por fundición fue muy utilizada históricamente en las minas metálicas por lo que las escorias son frecuentemente encontradas en sitios históricos minero-metalúrgicos (Lottermoser, 2007). Las aguas de mina son otros residuos que se originan cuando el agua meteórica o subterránea sufre modificaciones en su composición a causa de reacciones con el mineral y/o residuos en los sitios mineros. Cuando el agua tiene contacto con cualquiera de las actividades extractivas se le denomina *agua de minado*, cuando es usada para el triturado y molienda de la mena se le llama *agua de molienda*, el *agua de proceso* es la que se usa en el proceso extracción o concentración y comúnmente contiene reactivos del proceso, se le llama *lixiviados* al agua que ha percolado a través de los residuos sólidos de mina, y las descargas de agua de minado, molienda o de proceso que son vertidas dentro de agua superficial reciben el nombre de *efluentes*.

Además de estos residuos, en todas las etapas se puede generar material particulado suspendido (MPS).

Un adecuado sistema de gestión ambiental de los proyectos minero-metalúrgicos, que incluyan rigurosos programas de monitoreo, planeación de la etapa de cierre y abandono del sitio, y un buen manejo y disposición de los residuos y control de emisiones, es fundamental para evitar la contaminación de los medios ambientales. Si bien, cada vez son más las empresas mineras que operan bajo estrictos estándares de protección ambiental, en nuestro país hace apenas una década inició una regulación ambiental más estricta de la minería, mientras que la actividad minera ha estado presente por más de 400 años.

Por lo anterior, en los yacimientos polimetálicos de nuestro país es común encontrar residuos históricos y recientes, que fueron manejados de una forma ambientalmente inadecuada. Los terreros se depositan en forma de montones de partículas gruesas (del orden de milímetros o centímetros) aumentando la geodisponibilidad de los EPT presentes en los minerales de ganga (como silicatos, carbonatos, sulfuros, etc.), es decir, que los EPT en estos minerales que originalmente estaban confinados en la corteza terrestre quedan susceptibles de meteorización y pueden liberarse y en consecuencia trasportarse para contaminar los medios ambientales. Cabe mencionar que los metales de interés económico también pueden estar presentes en los terreros.

Los jales se disponen en forma de pulpas o lodos en montones o en presas, y para tales construcciones se han empleado métodos como: depósitos en aguas profundas aisladas de oxígeno

(para zonas costeras), y depósitos subaéreos de lodos donde se drena el agua y se retienen los materiales sólidos (CNA, 2000). Las partículas de los jales son del orden de los micrómetros y contienen minerales de ganga, cantidades variables de minerales portadores de EPT y sustancias químicas empleadas para el beneficio del mineral, y también pueden contener los metales de interés económico que no fueron separados en el proceso de beneficio. Por lo general, las presas de jales no presentan una cubierta de protección por lo cual el material es susceptible a la erosión hídrica y eólica, y por lo tanto pueden dispersarse contaminando el suelo y los cuerpos de agua, etc.

Los residuos tipo escorias son resultado del proceso de fusión en procesos pirometalúrgicos. Estos residuos suelen encontrarse depositados a la intemperie y son considerados residuos peligrosos por su toxicidad según la NOM-052-SEMARNAT-2005. Cabe señalar que las escorias se encuentran en una forma particularmente estable y con una estructura vítrea que impide una movilización de los metales. Sin embargo Wiertz y Jacques (2003) mencionan que bajo ciertas condiciones las escorias pueden experimentar transformaciones que afectan su estabilidad química, siendo la composición inicial y la velocidad de enfriamiento factores que determinan dicha estabilidad. En la fundición se generan, además, emisiones de gases como el SO_2 y de partículas con EPT si no se hace un control adecuado de las emisiones.

Los residuos y subproductos de la actividad minero-metalúrgica, al contener EPT son, por tanto, fuentes potenciales de contaminación para el ambiente y su mala disposición y manejo los hace susceptibles de dispersarse.

La dispersión de los EPT desde los residuos, puede ser física o química. El transporte físico se refiere al transporte de los EPT de su lugar de depósito a otro, o de un medio ambiental a otro, sin que se presenten reacciones químicas. Éste transporte puede darse por acción eólica (vientos) o hídrica (transporte fluvial y pluvial). Al respecto de este tipo de dispersión, el factor clima juega un papel importante, ya que en sitios con clima seco o semiseco se propicia la dispersión por la falta de humedad en los residuos sólidos que son fácilmente resuspendidos y transportados.

En México, la mayoría de los sitios mineros históricos y contemporáneos donde se han explotado menas de sulfuros polimetálicos (Figura 1.2) predominan las condiciones climáticas áridas y semiáridas (Figura 1.3), lo cual favorece la dispersión por transporte eólico del material contaminado que puede ser depositado en las viviendas de la población cercana a las fuentes de dicho material.

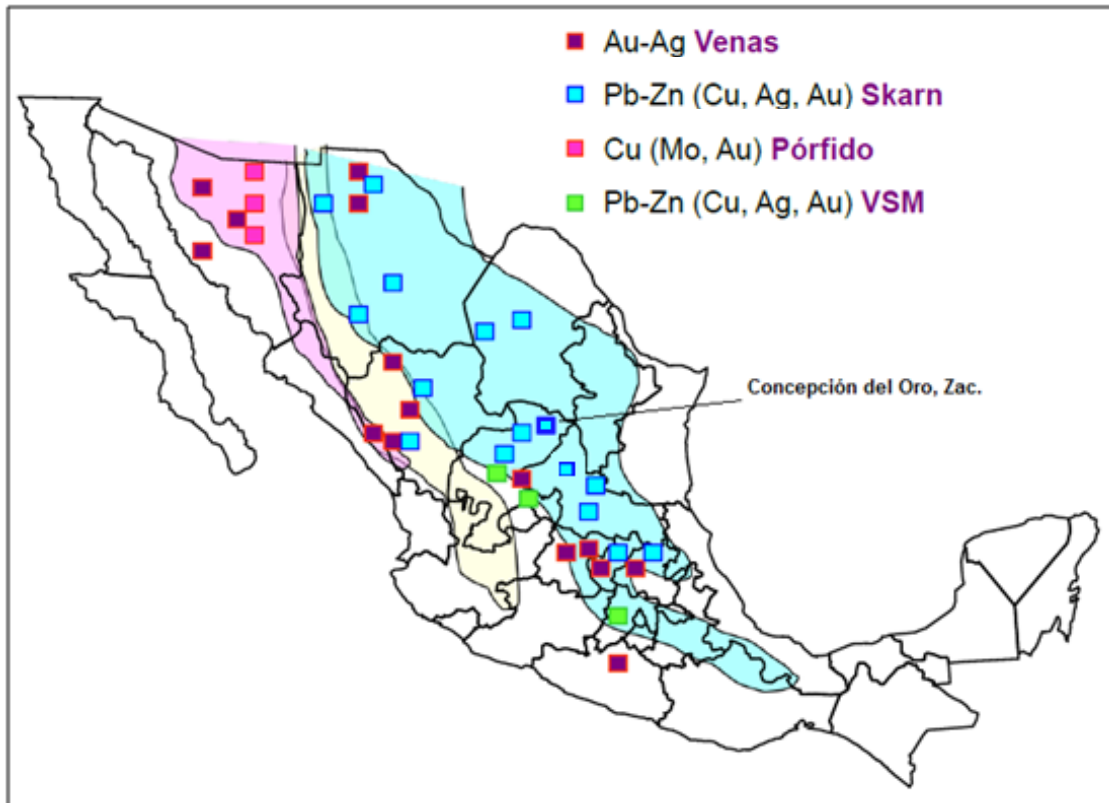


Figura 1.2 Menas polimetálicas en México (Modificado de SGM, 2008).



Figura 1.3 Grupos y Subgrupos de Climas de México (INEGI, 2008).

Por otra parte, el transporte químico involucra cambios en los EPT por reacciones químicas. Esta dispersión suele evaluarse en los sitios contaminados a través de la movilidad, que es la capacidad de un contaminante para distribuirse en un medio y es determinada por la transferencia de la sustancia de un medio ambiental a otro (Föstner, 1998).

Para el suelo, se considera que las fuentes más importantes de contaminación de metales y metaloides son los jales mineros y las emisiones de las fundiciones (Nriagu y Pacyna, 1988).

La contaminación del aire en los sitios mineros sucede durante las operaciones de minado, por ejemplo en las excavaciones de pozos y voladuras, ya que se emite material particulado a la atmósfera, también la fundición contribuye a la contaminación atmosférica con la emisión de partículas fugitivas (Hrsak y col., 2000) y, además, la fundición no ferrosa emite grandes cantidades de As, Pb, Cd, y otros EPT (UNEP, 2000).

En cuanto al agua, las fuentes potenciales de contaminación son: el drenaje de la minería superficial o subterránea, aguas residuales de procesos de beneficio y las escorrentías superficiales (UNEP, 2000).

Una vez que un medio ambiental es contaminado, los EPT pueden acumularse en ellos y/o trasladarse a otro medio ambiental, es decir que un medio ambiental puede ser receptor de contaminantes y ser, a su vez, fuente de contaminación.

Los EPT que se presentan en un sitio minero-metalúrgico y su dispersión, dependen del tipo de yacimiento explotado, de los minerales presentes tanto de interés económico como de ganga, del tipo de operación minero-metalúrgica llevada a cabo, de la disposición de los residuos y su ubicación, entre otros. Estos EPT pueden presentarse, además, en diferentes formas o especies químicas.

Otro aspecto importante de la contaminación ambiental por EPT surge cuando una población se encuentra próxima a los residuos minero-metalúrgicos o a los medios del ambiente impactados por éstos. Esta situación se presenta en muchos de los sitios de histórica actividad minera, ya que cuando se descubría un yacimiento de minerales de interés económico, se asentaban poblaciones en las inmediaciones dando pie a la fundación de ciudades.

Este escenario plantea el riesgo para la salud de las personas expuestas a los EPT. Según Kabata-Pendias y Mukherjee (2007), existen elementos químicos que desempeñan funciones vitales y esenciales en el organismo, y hay otros que no desempeñan funciones fundamentales en el normal desarrollo y la salud de los organismos. La contaminación del medio ambiente afecta el nivel de

estos elementos en los tejidos humanos. Esto se ha estudiado y documentado ampliamente de tal forma que se sabe que las poblaciones de regiones industriales tienen mayores cantidades de elementos traza en sus organismos que aquellas que habitan en áreas no industrializadas (Pyatt, 1999).

Un EPT puede llegar a una persona a través de una ruta de exposición. La ruta de exposición es el camino que sigue el contaminante desde su fuente hasta la población receptora, y comprende a las fuentes, medios ambientales contaminados, puntos de exposición, vías de exposición y la población receptora. Ejemplos de rutas de exposición se presentan en la Figura 1.4.

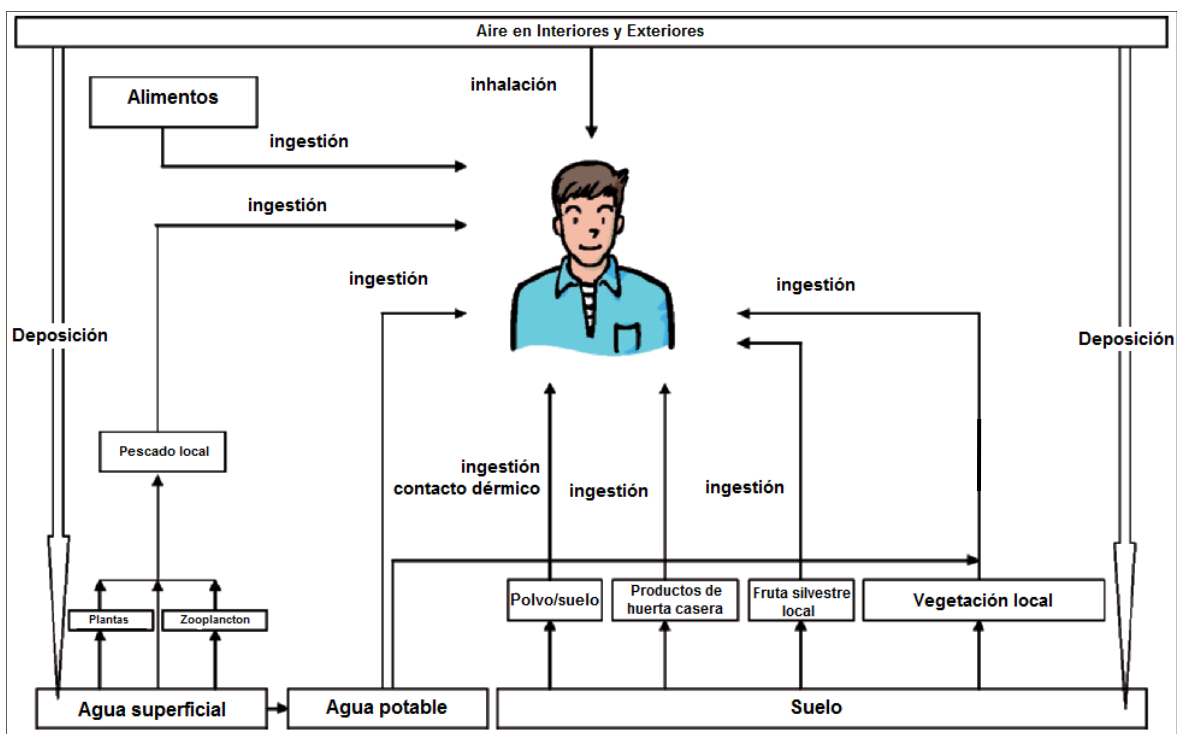


Figura 1.4 Esquema de posibles rutas de exposición por los cuales los seres humanos pueden estar expuestos a los EPT en sitios minero-metalúrgicos (Modificado de Hull y Hiltz, 2007).

Los puntos de exposición son los lugares donde la persona entra en contacto con el contaminante, por ejemplo, el punto de exposición a agua contaminada podrían ser los grifos. La vía de exposición es el mecanismo por medio del cual el contaminante entra al organismo, esta puede ser para los EPT la vía oral e inhalatoria. La población receptora es toda aquella que tenga contacto con los contaminantes, de los que hay que distinguir a aquellos grupos de personas que se encuentren en estado de vulnerabilidad (desprotección o incapacidad) frente a una amenaza debido a su condición psicológica, física y mental, entre otras (OPS, 2010), y que por lo tanto los conviertan en la población

en mayor riesgo. En sitios minero-metalúrgicos donde el suelo y el aire están contaminados, se considera que los niños y las mujeres embarazadas son la población en mayor riesgo a través de las vías de exposición inhalatoria y oral, por sus características fisiológicas y sus hábitos, en el caso de los niños, de llevarse las manos a la boca (Carrizales y col., 2006).

Un EPT puede viajar por una o varias rutas de exposición, además la población expuesta puede ser receptora de uno o varios EPT a través de una o varias rutas de exposición.

Todos los factores antes mencionados, como múltiples fuentes de contaminación, múltiples EPT en diferentes especies químicas, múltiples medios ambientales impactados, múltiples mecanismos de dispersión, múltiples rutas de exposición, etc., aportan un elevado grado de complejidad a la contaminación de sitios minero-metalúrgicos, dado que estos factores pueden ser diferentes y especiales para cada sitio.

Por esta razón es necesario que la evaluación de este tipo de sitios se realice mediante metodologías que cubran tal complejidad y que permitan una adecuada toma de decisiones de intervención, lo cual es el propósito central de la presente investigación.

El sitio de estudio es un caso perfecto para implementar una metodología que cubra estas características pues presenta diversos factores de los ya mencionados. Este sitio es Concepción del Oro, Zacatecas, un distrito de actividad minero-metalúrgica histórica, donde se explotaron yacimientos polimetálicos tipo Skarn y los residuos de la explotación de Au, Ag, Cu, Pb, Zn y de fundición de Cu, fueron depositados sin control alguno que evitara su alteración y dispersión. Además, posee un clima semiárido que propicia la erosión eólica de los residuos. Finalmente, una población se encuentra ubicada en el sitio de estudio, haciendo más necesaria la presente investigación.

CAPÍTULO 2. ANTECEDENTES

El suelo, los sedimentos, los cuerpos de agua superficial y subterránea, y el polvo depositado, son algunos medios ambientales en donde se presenta el impacto de las actividades minero-metalúrgicas y sus residuos. En esta sección se describen aspectos generales de estos medios naturales, algunos antecedentes que describen el impacto de dichas actividades en ellos, las implicaciones que tiene la contaminación de estos medios como el riesgo para la salud y la forma de abordar la evaluación de tal riesgo. Se presentan también los factores principales que intervienen en la movilidad y biodisponibilidad de los EPT. Finalmente se mencionan la normativa y algunas guías ambientales que se utilizaron en este trabajo.

2.1. SUELO

El suelo es la parte superficial de la corteza terrestre, producto natural formado y sintetizado por la meteorización de rocas y la acción de los organismos vivos, y en su formación participan cinco factores interrelacionados, la roca madre, el clima, los factores bióticos, la topografía y el tiempo (Smith y Smith, 2007).

El suelo tiene un papel esencial en los ecosistemas y su productividad es fundamental para la supervivencia del hombre por las funciones que realiza, entre ellas la filtración, el almacenamiento, y la regulación de nutrientes (Kabata-Pendias y Mukherjee, 2007).

El suelo está constituido de tres fases, sólida, líquida y gaseosa, la fase sólida es una mezcla heterogénea de sustancias orgánicas y minerales, tales como óxidos de hierro, manganeso, aluminio, arcillas y una amplia variedad de componentes solubles, como carbonatos y sulfatos; en la fase líquida están presentes minerales disueltos que las plantas pueden absorber, y la fase gaseosa tiene el aire necesario para las raíces de las plantas y los animales que viven en el suelo (Honorato, 2000).

Los suelos presentan diferentes propiedades físicas y químicas. Dentro de las propiedades físicas se encuentran el color, textura, estructura, humedad y profundidad.

La textura es una de las propiedades más importantes, ésta depende de la proporción de partículas de suelo de diferentes tamaños (arena, limo y arcilla) y tiene un papel primordial en el movimiento del agua en el suelo.

Respecto a las propiedades químicas, las más importantes son: la composición química del suelo, la capacidad de intercambio catiónico, el pH y la conductividad eléctrica.

La capacidad de intercambio catiónico (CIC) es la cantidad de sitios con carga negativa en las partículas de suelo que pueden atraer iones de carga positiva, siendo una medida de la reactividad química del suelo, los suelos con baja CIC son suelos arenosos y poco aptos para la vida de plantas, suelos con CIC alta son suelos arcillosos con problemas de permeabilidad y estructura (Navarro-Blaya y Navarro-García, 2003).

El pH del suelo es la cantidad de iones H^+ libres en la solución del suelo que representan la acidez activa, mientras que aquellos iones de H^+ adsorbidos al complejo arcillo – húmico representan la acidez potencial, los cuales pueden disociarse a medida que se produzca la neutralización de los iones existentes en la disolución, en otras palabras, la acidez potencial funciona como un amortiguador que restablece el equilibrio entre los iones H^+ en la solución y los adsorbidos cuando los primeros son neutralizados (Navarro-Blaya y Navarro-García, 2003). En la mayoría de los suelos el valor de pH está comprendido entre 4.5 y 10, suelos con pH menores a 6.8 son ácidos, de 6.8 a 7.2 se consideran neutros, y superior a 7.2 son básicos.

La conductividad eléctrica del suelo representa el contenido de sales solubles en la disolución del suelo, estas sales solubles son iones como: Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- y SO_4^{2-} , que son los más abundantes, y también K^+ , HCO_3^- , CO_3^{2-} y NO_3^- que son menos abundantes. Una conductividad elevada del suelo indica un alto contenido de sales solubles, es decir que el suelo es salino. En suelos salobres, el Na es el catión más abundante, y el Cl el anión más abundante (Han, 2007). La presencia de grandes cantidades de sales puede favorecer la complejación de los metales promoviendo la movilización de los metales (Marín y col., 2002).

Dentro de los compuestos químicos naturales del suelo, figuran algunos EPT. Los EPT más comunes en suelos áridos y semiáridos alrededor del mundo incluyen: Cd, Cu, Co, Cr, Ni, Pb, Hg, Mn, As, Se, Mo y B (Han, 2007). Estos EPT forman parte de la corteza terrestre de forma natural y su fuente primaria son los materiales parentales de los cuales se deriva el suelo.

En la Figura 2.1 se puede observar la distribución de los elementos químicos en la corteza terrestre, dentro de los cuales los EPT como Zn, Cu, Pb, As y Cd pertenecen al grupo de los elementos traza por sus bajas concentraciones, y otros como el Mn que es del grupo de elementos menores. En la Tabla 2.1 se presenta las concentraciones de algunos EPT en suelos del mundo no contaminados por fuentes antropogénicas.

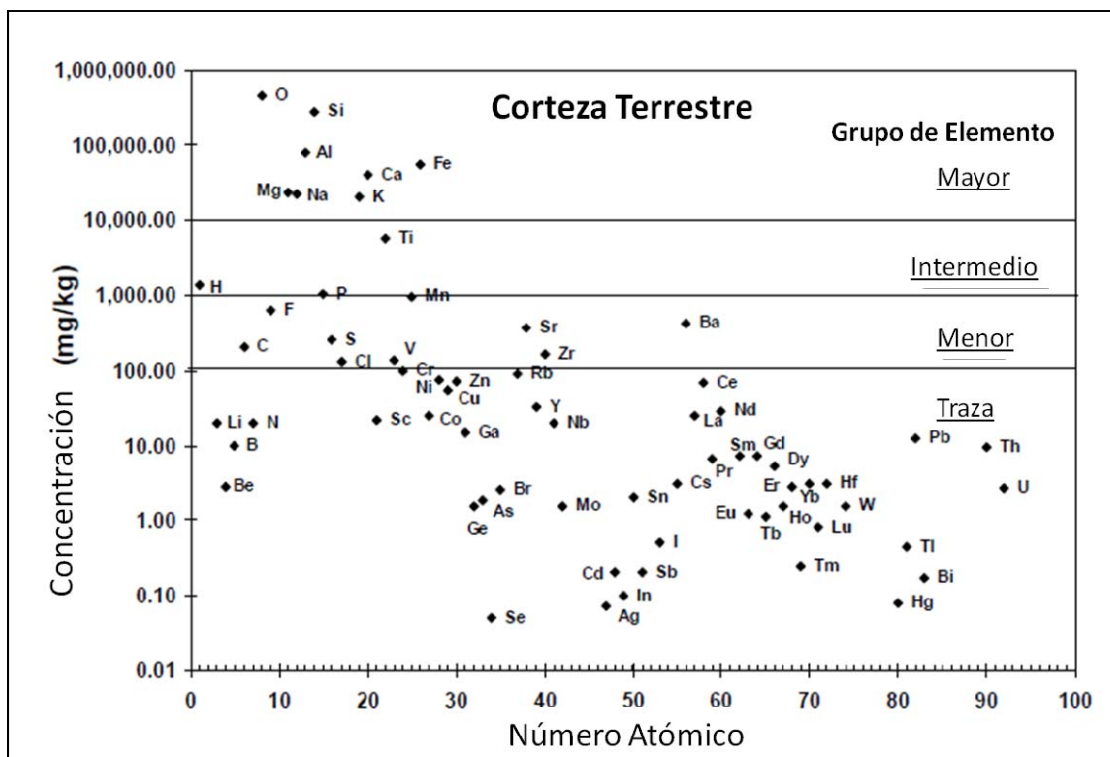


Figura 2.1 Distribución de elementos químicos en la corteza terrestre (Modificado de Han, 2007).

Tabla 2.1 Concentraciones de EPT en suelos del mundo (Modificado de Han, 2007; Kabata-Pendias y Mukherjee, 2007).

EPT	Concentración (mg/kg)
Cd	0.01 - 2.5
Cr	10 - 350
Pb	1.5 - 280
Hg	0.01 - 1.5
Cu	1 - 250
Zn	1 - 900
Ni	4 - 500
Co	Traza - 300
As	< 0.1 - 67
Se	< 0.1 - 2
B	2 - 100
Mo	0.1 - 7.4
Mn	7 - 9200

No obstante de la presencia natural de EPT en el suelo, las actividades antrópicas han incrementado la concentración de los EPT en el suelo, por ejemplo, la aplicación de fertilizantes y pesticidas, vertido de desechos sólidos, actividades industriales, actividades minero-metalúrgicas, entre otras, (Kabata-Pendias y Mukherjee, 2007).

Según Aslibekian y Moles (2003), el suelo es considerado el primer receptor de los EPT que son comunes en sitios mineros abandonados. Estudios realizados alrededor del mundo confirman que la concentración de EPT en suelos es generalmente elevada en sitios minero-metalúrgicos, históricos y recientes, bajo diferentes condiciones climáticas (Guo-li y col., 2008; Rashed, 2010; Taylor y col., 2010). En nuestro país, Ongley y col. (2007) encontraron concentraciones elevadas de As en suelos de Zimapán, Hgo., el cual es un sitio semiárido donde se han explotado desde 1576 minerales de Pb, Zn y Ag y, si bien no hay fundiciones en la actualidad, perduran las altas chimeneas y montones de escoria de las fundiciones anteriores. Se observó que las concentraciones de As decrecen con la distancia a las minas, los jales y los montones de escorias, lo que evidencia a estos residuos como las fuentes de contaminación de As. Parte del As se encontró asociado a oxihidróxidos de Fe y Mn, muy poco se encontró en la fracción móvil soluble en agua y también se observó que a profundidades mayores a 100 cm no hay suelos contaminados con As.

Otro estudio que demuestra la contaminación de suelo por EPT en México es el realizado por Puga y col. (2006) en San Francisco del Oro, Chih., sitio donde se localiza una industria minera y sus residuos tipo jales. En este estudio también se encontró que la concentración de los EPT (As, Pb, Cd y Zn) es mayor en las inmediaciones de los residuos y disminuye al aumentar la distancia, y que el principal factor de dispersión es el viento, el cual transporta los contaminantes que se depositan y acumulan principalmente en el suelo superficial.

Los resultados obtenidos por Razo y col. (2004) en Villa de la Paz-Matehuala, S.L.P., sugieren que la dispersión de EPT (As, Pb, Cu y Zn) provenientes de las presas de jales históricas y activas, depósitos de terreros y montones de escoria históricos, está asociada con el transporte fluvial de los desechos a través de arroyos y al transporte eólico de partículas minerales.

2.2 SEDIMENTOS

De la erosión del suelo resultan productos que cuando dejan de estar en suspensión en los medios de transporte como el agua de ríos, se depositan por la acción de la gravedad (sedimentación), originando depósitos a los que se les llama sedimentos (Meléndez y Fuster, 2003).

Los ríos son corrientes de agua que fluye con continuidad y poseen un caudal determinado que por lo general, es variable a lo largo del año. Cuando el río es corto y estrecho recibe el nombre de arroyo (Martín Vide, 2002).

Los materiales que transporta el río son llevados en solución o en suspensión. La cantidad del material transportado depende de la magnitud del caudal fluvial, y este a su vez es proporcional a la pendiente y dimensiones del cauce según su forma (Prieto, 2004). Según la capacidad erosiva y de transporte de sedimentos, se pueden distinguir tres secciones en los ríos o arroyos: curso superior, curso medio y curso inferior (Figura 2.2).

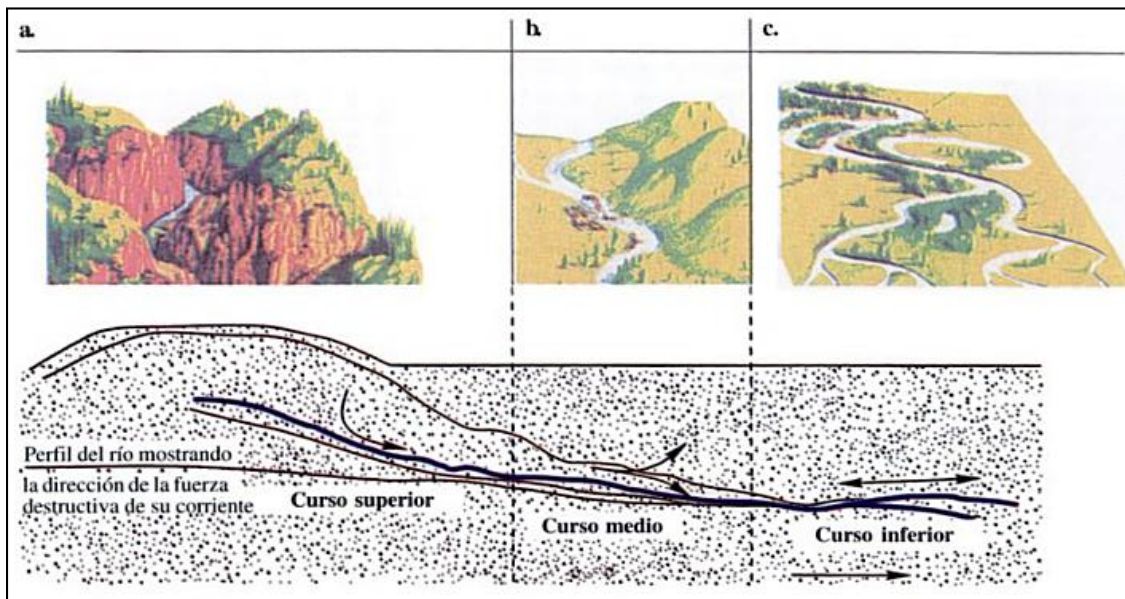


Figura 2.2 Morfología de los ríos y su curso completo (Prieto, 2004).

El curso superior coincide con las áreas montañosas de una cuenca, en donde la velocidad y energía del agua es máxima por lo que tiene mayor potencial erosivo, así se profundiza el cauce y se arrastra mucho material formando profundas gargantas que pueden denominarse barrancos. En el curso medio, la velocidad y energía son inferiores pero son suficientes como para erosionar los lados del lecho, aunque también suelen alternarse áreas donde el río erosiona y otras donde deposita parte de los sedimentos, esto debido a las fluctuaciones de la pendiente y a la influencia del caudal y sedimentos de sus afluentes. En el curso inferior, la velocidad y energía disminuyen a medida que se acerca a la planicie, es por esto que en esta sección la sedimentación es mayor y solamente lleva materiales finos en suspensión, el río es poco profundo, ancho y ramificado y las avenidas ocasionan inundaciones en la planicie (Prieto, 2004).

Dependiendo de su origen, los sedimentos contienen partículas de diferentes tamaños, formas y composición mineralógica y química. Los materiales gruesos, como la arena, se acumulan en las

orillas de las corrientes con flujo rápido, mientras que el material fino, como el limo y la arcilla, se depositan en las zonas profundas de corrientes restringidas (Mudroch y col., 1997).

La composición química de los sedimentos es variable, depende del lugar de procedencia. Eisenbud (1987) menciona que los contaminantes ligados a los sedimentos se adhieren preferentemente a las partículas finas (limo y arcilla) por el cociente área/volumen y la actividad química de minerales de arcilla, y que estas partículas finas pueden ser depositadas en las barreras de los ríos o en las planicies o llanuras de inundación adyacentes a los canales.

La investigación de metales pesados en sedimentos de corrientes es una práctica habitual en la exploración de minerales ya que las concentraciones de los metales en los sedimentos de las corrientes reflejan la ocurrencia y abundancia de ciertas rocas o depósitos mineralizados en el área de drenaje de la corriente (Herbert, 1995). Además de estos estudios de prospección geoquímica en los sedimentos, también se llevan a cabo estudios de contaminación de sedimentos con el objetivo de evaluar la calidad de los sedimentos y los efectos de los contaminantes en los ecosistemas acuáticos (Mudroch y col., 1997).

En sitios minero-metalúrgicos se ha reportado un incremento de EPT en sedimentos de ríos y arroyos que están en las cercanías a los residuos como jales o escorias de fundición (Por ejemplo: Fan y col., 2009; Appleton y col. 2001; y Segura y col. 2006). En el estudio de Segura y col. (2006) se analizaron al Cu, Zn, Pb y Cd en sedimentos del río Machopo, el cual atraviesa la ciudad de Santiago, Chile, y recibe aportaciones de las regiones minero-metalúrgicas de Cu, entre otras actividades. Se encontraron las mayores concentraciones de Cu (2850 mg/Kg) y Zn (1290 mg/Kg) en las cercanías a las minas de Cu, cerca de las montañas, ligadas principalmente a carbonatos y fases reducibles. Corriente abajo se observa un decremento de Cu y Zn. Para el Pb y Cd se observó un comportamiento diferente, las mayores concentraciones (83 mg/Kg de Pb y 0.5 mg/Kg de Cd) se encontraron corriente abajo, donde el sedimento tiene el menor tamaño de partícula y los mayores valores materia orgánica, carbonatos y conductividad.

En México, Carrillo-Chávez y col. (2006) estudiaron los sedimentos de arroyos en Mineral de Pozos, Gto., que es un histórico distrito minero con mineralizaciones de Ag y Au. Los jales producto de la antigua actividad minera fueron ubicados a lo largo del principal arroyo del área, tal material ha sido extensamente dispersado gracias a las condiciones semidesérticas y por transporte fluvial durante la época de lluvias. En los sedimentos se identificó la presencia de Cu, Zn, As, Cd y Pb en concentraciones superiores a los promedios de estos EPT en la corteza terrestre.

En el estudio de Razo y col. (2004) en Villa de la Paz-Matehuala, S.L.P., se observó que el transporte fluvial de los jales y escorias ha dispersado los EPT a través de las corrientes que atraviesan el área de estudio, llevando el material de los residuos por un recorrido de más de 10 km. En los sedimentos analizados de dichas corrientes se encontró presencia de As, Pb, Zn y Cu en concentraciones elevadas (hasta 28600 mg/kg de As, 2160 mg/kg de Pb y 5940 mg/kg de Cu, 2190 mg/kg de Zn), las cuales presentaron una relación inversa con la distancia a las fuentes de potencial contaminación.

2.3 AGUA SUPERFICIAL Y SUBTERRÁNEA

El impacto en la calidad del agua superficial y/o subterránea en sitios minero-metalúrgicos puede ocurrir por varias causas, pero quizá, el Drenaje Ácido de Roca (DAR) es de mayor importancia para aquellos sitios donde se explotan sulfuros polimetálicos.

El DAR es un efluente que ha sido afectado por la oxidación de minerales sulfurosos (principalmente sulfuros de hierro). Este efluente consiste en soluciones ácidas con elevadas concentraciones de sulfato y EPT que se caracteriza por un color rojo que se debe a las elevadas concentraciones de Fe^{3+} que contiene. El DAR se generan cuando los residuos o rocas que contienen minerales sulfurosos se exponen al contacto con el oxígeno atmosférico, el agua meteórica y microorganismos promotores de la oxidación de sulfuros (Sengupta, 1993). Por su característica ácida, el DAR es un excelente medio para la dispersión de EPT en solución en concentraciones tan elevadas que puede alterar la calidad química del agua superficial y/o subterránea dejándola imposibilitada para su uso agrícola y de consumo humano y causando serios impactos ecológicos.

En ambientes oxidantes, la inestabilidad termodinámica de los sulfuros motiva una serie de reacciones químicas complejas que generan el DAR. Tales reacciones pueden clasificarse como productoras de acidez (generación de H^+), de neutralización (consumo de H^+) y las que no generan acidez o neutralización. Por ejemplo, la oxidación de la pirita (FeS_2) es una reacción que produce acidez, mientras que la presencia de calcita ($CaCO_3$) provoca reacciones de neutralización, y la disolución de cuarzo (SiO_2) no genera ni consume acidez. El balance de todas las reacciones que ocurran en un residuo en particular, en cualquier tiempo de intemperización, determinará la velocidad de generación del DAR y la calidad química del mismo (Lottermoser, 2007). La composición de un residuo es, por lo tanto, el principal factor que determina si tiene o no el potencial de generar DAR, lo cual dependerá sobre todo de la proporcionalidad entre el contenido de

minerales productores de acidez y el contenido de minerales consumidores de acidez (Jambor y Blowes, 1994). Además, debe considerarse que la oxidación de los sulfuros es una reacción autocatalítica, por lo que una vez iniciada no hay muchas opciones para detenerla (Lottermoser, 2007).

Por otra parte, la disponibilidad de agua es otro importante factor que controla la generación de DAR, es por ello que los más serios casos de impacto por éste se presentan en sitios con elevados índices de precipitación en donde existen corrientes superficiales perennes (Hudson-Edwards y col., 1999; Nordstrom y col., 2000; Kim y Chon, 2001). Por el contrario, en sitios mineros con climas áridos o semiáridos, en donde la evaporación supera a la precipitación, el DAR no es considerado un problema ambiental serio, sin embargo, las reacciones que le dan origen en realidad ocurren independientemente de la cantidad de agua disponible, por lo que, bajo estas condiciones, se presentarán efluentes tipo DAR sólo en la temporada de lluvias cuando los residuos tengan el potencial de generarlo (Razo y col., 2007).

Es importante considerar que aunque un residuo no presente potencial de generar DAR, es decir, que su capacidad de neutralización sea mayor que su capacidad de generar acidez, los lixiviados que se produzcan durante eventos de lluvia, aún cuando presenten valores de pH cercanos a la neutralidad o incluso ligeramente alcalinos, pueden contener elevadas concentraciones de ciertos EPT, como es el caso del As, el cual es capaz de mantenerse en disolución en un amplio rango de pH (Smedley y Kinniburgh, 2002). Por ello, en diferentes sitios mineros alrededor del mundo, el As es uno de los EPT de mayor importancia que se presenta en efluentes procedentes de los residuos, independientemente si sean o no generadores de DAR (Williams, 2001). En el caso de otros EPT, como Pb, Cd, Cu y Zn, el pH es el principal parámetro que controla su solubilidad, pero otros factores pueden intervenir en la disolución de éstos en pH cercanos a la neutralidad, tales como el contenido de materia orgánica disuelta o de aniones que formen compuestos de coordinación (complejos) estables (Drever, 1997).

Otra fuente de contaminación de aguas superficiales y/o subterránea en sitios mineros, es el agua de mina, la cual corresponde a la que es extraída de operaciones mineras subterráneas o de tajo abierto cuya profundidad sobrepasa el nivel freático local o regional, para prevenir que las instalaciones subterráneas se inunden (Williams, 2001). Generalmente, el volumen de agua extraída supera las necesidades de operación, por lo que, en el mejor de los casos, el exceso es descargado a lagunas artificiales de almacenamiento o a presas de jales, pero en operaciones mineras que no

aplican medidas de protección ambiental, el agua de mina se descarga al ambiente de manera no controlada (Lottermosser, 2007). El problema ambiental que representa el agua de mina se asocia a los EPT disueltos y las partículas suspendidas que comúnmente contiene, los cuales pueden alcanzar cuerpos de agua superficial y acuíferos, causando turbidez y sedimentación, o alterar su composición química y afectar a la biota (Lottermosser, 2007).

Para el caso de las minas subterráneas en donde se explotan minerales sulfurosos, puede ocurrir un proceso similar a la generación de DAR, debido a que al perforar el subsuelo, se permite la introducción de oxígeno atmosférico al interior de las minas, lo cual ocasiona que los sulfuros expuestos en las paredes, pisos y techos de los túneles, se oxiden y con el agua formen un tipo de efluente que se conoce como Drenaje Ácido de Mina (DAM), el cual tiene características similares al DAR y puede causar los mismos problemas cuando se extrae a la superficie o se infiltra a los acuíferos (Williams, 2001).

Otros impactos ambientales en el agua se asocian específicamente a los diferentes métodos de procesamiento de minerales que existen, por ejemplo la lixiviación, que es un proceso para extraer metales en solución desde los minerales por medio de soluciones como ácido sulfúrico o cianuro. Este proceso puede contaminar el agua subterránea con estas sustancias tóxicas cuando no se aplican correctas medidas de protección. Una situación similar ocurre con la flotación, en la cual se utilizan reactivos inorgánicos y orgánicos que persisten en los residuos después de depositarlos en presas de jales. Algunas de las más graves afectaciones de agua superficial han ocurrido por derrames accidentales de jales de lixiviación y de flotación (UNEP, 2001).

Se han efectuado estudios que demuestran la presencia de EPT en los cuerpos de agua superficiales cercanos y no tan cercanos a sitios mineros. El trabajo de Grosbois y col. (2009) demostró la presencia de As, Cr, Mo, Fe, Al, U y Th disueltos en agua superficial de un sistema de ríos de Francia que recibe aguas del segundo distrito minero de oro más productivo, de ellos se destaca la presencia de As (más de 35 $\mu\text{g/L}$) por la dispersión de los residuos mineros gracias al transporte fluvial de los mismos ríos u otras corrientes. Otro ejemplo de cuerpos superficiales impactados por EPT, es el de Chile y doce de sus ríos que fueron estudiados por Pizarro y col. (2010). Estos ríos están expuestos a diferentes fuentes de EPT, como actividades mineras, procesos orogénicos naturales, actividad volcánica y geológica, sin embargo los resultados del trabajo de Pizarro y col. (2010) sugieren que el principal proceso que contribuye con el incremento anual de As y Cu es la minería, llegando a encontrarse las mayores concentraciones históricas registradas de As,

Cu y Pb en el río Elqui. En México se han reportado concentraciones elevadas de EPT en cuerpos superficiales impactados por actividades minero-metalúrgicas, es el caso de Matehuala y Villa de la Paz en donde los niveles de As en tanques de almacenamiento presentaron concentraciones hasta de 420 $\mu\text{g/L}$ (Razo y col., 2004).

Respecto al agua subterránea, diversos estudios demuestran la presencia de EPT en los acuíferos en sitios minero-metalúrgicos (Armienta y col., 1997; Rodríguez y Candela, 1998; Razo y col., 2004; Coynel y col., 2007). Cabe señalar que en estos estudios, la presencia de los EPT no es fácilmente atribuible a una única fuente, sin embargo, se atribuye principalmente a las formaciones geológicas que rodean al acuífero en cuestión, así como la infiltración de agua superficial contaminada o lixiviados de residuos mineros que recarguen a los acuíferos. Por ejemplo, en Zimapán, Hgo. se registraron concentraciones elevadas de As en el agua subterránea (superiores a 25 $\mu\text{g/L}$) asociadas principalmente a la mineralización del área, pero también a los depósitos de jales y las antiguas fundidoras que aportaban As a las norias cercanas, y también se identificó que las fracturas jugaban un papel importante en el transporte del As a través del acuífero calizo (Armienta y col., 2000).

2.4 POLVO DEPOSITADO

Otro medio que es impactado por la minería y la metalurgia (fundición/refinación) es el aire. Durante la explotación y la trituración de menas, por ejemplo, se genera material particulado suspendido (MPS) que puede contener elevadas concentraciones de EPT. Otras fuentes de MPS asociadas a la actividad minero-metalúrgica son el tránsito vehicular en caminos no pavimentados, las emisiones de fundición y la erosión eólica de suelos desnudos y residuos no controlados (Lottermoser, 2007).

El MPS emitido es dispersado a una determinada distancia dependiendo del tamaño y peso de las partículas, así como de las condiciones meteorológicas (humedad, velocidad del viento, etc.) para posteriormente depositarse (ya sea por vía seca o húmeda) en otros medios como el agua superficial o el suelo. Cuando el MPS se deposita en diferentes superficies (hojas, calles, coches, aceras, etc.), recibe el nombre de polvo, que comúnmente está constituido de partículas sólidas inorgánicas y/u orgánicas con diámetros menores a 500 μm (Seoánez, 2002). A su vez, el polvo depositado puede volver a ser resuspendido por acción del viento y volver a ser depositado una vez más. Si el polvo se deposita dentro de los hogares se le denomina polvo residencial.

La emisión de MPS y su consecuente depositación en forma de polvo, tanto en interiores como exteriores de viviendas, es una de las rutas de dispersión de EPT con mayor trascendencia en sitios minero-metalúrgicos con climas áridos o semiáridos. El suelo, siendo el principal receptor de EPT en los sitios minero-metalúrgicos, puede ser fuente de MPS que posteriormente se deposite en polvo. Factores como la velocidad del viento y la humedad del suelo condiciona su erosión eólica. La humedad del suelo depende en gran medida de la humedad atmosférica, Ravi y col. (2004) identificaron una relación inversa entre la humedad atmosférica y la susceptibilidad de los suelos, o en su defecto residuos, a la acción del viento. Aunado a lo anterior, los sitios áridos o semiáridos presentan una limitada cobertura vegetal que reduzca los procesos erosivos del viento (Stout, 2004). Se han realizado diversos estudios para evaluar la presencia de EPT en el polvo depositado en sitios con actividad minera y metalúrgica, aunque principalmente se realizan en áreas de fundición. Por ejemplo, Petrosyan y col. (2004) realizaron un estudio de Pb en polvo de los alrededores de casas en Alaverdi, Shamlugh y Aghtala, Armenia. En el primer sitio se realiza fundición polimetálica (metales no ferrosos) y en los otros dos, explotación minera. El 77% de las muestras de polvo presentan concentraciones superiores a 400 mg/Kg de Pb, y las más altas se encontraron en Alaverdi, es decir, asociadas a la fundición.

En México, el trabajo de Benin y col. (1999) en Torreón, Coahuila y Monterrey, N.L., demuestra la presencia de EPT (As, Cd y Pb) en vecindarios ubicados cerca de industrias de fundición y minería. Este y otros estudios muestran que la concentración de los metales pesados en el polvo disminuye exponencialmente conforme se aleja de las industrias mencionadas (Benin y col., 1999; García-Vargas y col., 2001). Cabe mencionar que hay estudios en donde no se observa este patrón, lo cual puede deberse a las condiciones del sitio, como clima, orografía, y los patrones del viento (Díaz-Barriga y col., 1997).

También hay estudios como el de Jabeen y col. (2001) donde se demuestra que el polvo de exterior contribuye de manera significativa con la concentración de EPT como Pb, Cd, Zn y Cu en el polvo de interiores de casas, y que esta relación depende de que tan expuesta esté la casa al polvo y que tan ventilada esté. En otro estudio como el de Caravanos y col. (2006) también se observa que el Pb en el polvo de exteriores es una contribución importante al Pb de interiores. Otro dato importante de este estudio es que la velocidad de acumulación de Pb en superficies del exterior de casas, expuestas directamente a las precipitaciones y el viento (como banquetas y calles), es de hasta el

doble de aquellos lugares del exterior que se encuentran más protegidos de la lluvia y el viento (como terrazas con techo).

Lo anterior indica que el polvo es un medio que merece ser caracterizado en la evaluación de la contaminación de sitios minero-metalúrgicos, especialmente aquellos sitios con clima árido o semiárido. Adicionalmente, debido a la dependencia de la erosión eólica de suelo y residuos con las condiciones de humedad atmosférica, la caracterización del polvo como medio de dispersión y exposición a EPT, debe considerar la variación estacional del sitio (entre temporadas seca y húmeda). El trabajo de Madany y col. (1996) para evaluar concentraciones de metales en polvo depositado en exteriores en una región caliente y desértica, demuestra que la variación de la concentración de Pb, Zn, Ni, Cu y Cd en sitios contaminados, no solo es espacial sino que también hay variación entre las temporadas del año, encontrando que las concentraciones más elevadas para Pb, Zn y Cu (502, 92 y 27 mg/kg respectivamente) se presentan en el verano, a diferencia de los patrones observados en sitios con climas fríos (Edwards y Wheat, 1978).

2.5 RIESGOS PARA LA SALUD EN SITIOS MINERO-METALÚRGICOS

Como se expuso anteriormente, los sitios minero-metalúrgicos son lugares potencialmente contaminados con altas concentraciones de EPT en suelo, sedimentos, aire, polvo depositado y agua. Por consiguiente, un sitio minero-metalúrgico es un escenario donde generalmente se presentan serios riesgos para la salud humana por exposición a elevadas concentraciones de EPT presentes en diferentes medios. Como ejemplo de lo anterior hay diversos estudios realizados alrededor del mundo que comprueban la exposición de las personas (principalmente niños y trabajadores de minería y fundición) a EPT como Pb, As, Cd, Cr, entre otros. En Sudáfrica, Harper y col. (2003) encontraron un promedio de Pb en sangre de niños de 16 $\mu\text{g}/\text{dl}$ en una villa donde la principal fuente de Pb es el suelo contaminado por las actividades mineras y sus residuos. En México, Méndez-Gómez y col. (2008) hicieron un estudio de efectos genotóxicos en niños expuestos a As y Pb en la región Lagunera, en el cual se consideraron dos escenarios: el primero consideró la exposición a agua de consumo contaminada con As en niños de escuelas cercanas y alejadas de fuentes metalúrgicas, y el segundo a Pb y As en suelo y polvo contaminados en escuelas en las cercanías a una fundición. En ese estudio, el 93% de los niños presentaron concentraciones superiores a 50 $\mu\text{g}/\text{L}$ de As en orina y el 65% con concentración de Pb en sangre superior a 10 $\mu\text{g}/\text{dL}$, y de estos los valores más altos de As se observaron en las escuelas más lejanas y de Pb en

las escuelas más cercanas a la fundición. Aunque se observó un daño importante en el ADN de los niños, no se pudo correlacionar directamente con el nivel de Pb y As en los niños.

La evaluación del riesgo para la salud es una herramienta que permite determinar la probabilidad de que la contaminación ambiental de un sitio produzca efectos adversos en la salud de la población expuesta (ATSDR, 1992). Para ello, es indispensable identificar previamente las rutas de exposición, de los EPT en un sitio minero-metalúrgico.

Como se mencionó anteriormente, la evaluación de riesgos para la salud en sitios minero-metalúrgicos debe atender el reto de integrar de forma racional las múltiples rutas de exposición, para los múltiples contaminantes, etc. Para ello es fundamental contar con información de la contaminación en los diferentes medios que representan las principales rutas de exposición y que se explicaron previamente: suelo, polvo depositado y agua de consumo.

El suelo, siendo el principal receptor de EPT, es una importante ruta de exposición para la población humana, pero otras rutas de exposición importantes pueden ser el material particulado suspendido, el polvo depositado, y el agua de consumo (Mejía y col., 1999). Por otra parte, la presencia de EPT en agua de consumo, es preocupante porque el agua es un líquido vital que necesitamos consumir de manera continua y del cual no podemos prescindir. Finalmente, los EPT pueden ingresar a la cadena trófica, lo cual implica que los alimentos pueden ser otra ruta de exposición importante (Hull y Hilts, 2007).

Por otra parte, en la evaluación de riesgos para la salud es importante identificar a la población objetivo de dicha evaluación, que se denomina como la población receptora. Generalmente se considera la población infantil como la población receptora, ya que por sus características fisiológicas y de comportamiento, presenta una mayor exposición a través de las vías de exposición inhalatoria, oral y dérmica (Carrizales y col., 1999)

Sin embargo, hay que recordar que para existir el riesgo en la salud, no basta que un sitio esté contaminado y que haya una población expuesta a los EPT, es decir, no siempre la exposición a un contaminante quiere decir que una persona presentará efectos en su salud. El balance de los elementos traza en el organismo depende de factores como la biodisponibilidad, la capacidad de los tejidos u órganos de acumular y excretar un elemento y de las interacciones entre los elementos (Kabata-Pendias y Mukherjee, 2007).

Mejía y col. (1999) mencionan que la biodisponibilidad de los metales en un sitio minero es un primer factor por evaluar, pues el hecho de que existan elevadas concentraciones en los medios no

significa que todo el metal puede absorberse por el organismo y debe quedar claro que la toxicidad de un residuo no puede establecerse a través de la caracterización química. Así, la determinación de la biodisponibilidad es una etapa fundamental de la evaluación del riesgo para la salud que permite disminuir importantes incertidumbres asociadas a la determinación de la exposición.

Otro razón para considerar la biodisponibilidad de EPT en los estudios de riesgo para la salud en sitios minero-metalúrgicos, es que comúnmente se considera que existen marcadas diferencias entre las biodisponibilidades de EPT liberados por actividades mineras y las biodisponibilidades de EPT emitidos por procesos metalúrgicos, específicamente por fundiciones, donde en las primeras se esperaría que fueran menores que las segundas debido a que las especies químicas asociadas a las fuentes de la minería (sulfuros) presentan solubilidades menores a las especies químicas asociadas a las fundiciones (óxidos), además de otras diferencias en sus características tal como el tamaño de partícula (Steele y col., 1990; Rieuwertts y col., 2000). Sin embargo, se ha reportado que la especies químicas de EPT presentes en sitios mineros no necesariamente serán compuestos de baja biodisponibilidad, ya que como consecuencia de reacciones de alteración de las fases originales (sulfuros) y, dependiendo, de las características fisicoquímicas del medio en que se presentan (residuos, suelo, sedimentos, etc.) pueden formarse fases secundarias de mayor biodisponibilidad tales como carbonatos (Razo y col., 2005). Por ello, no es posible evaluar el riesgo en sitios mineros y/o metalúrgicos asumiendo valores de biodisponibilidad preestablecidos, sino que es indispensable determinar las biodisponibilidades de EPT específicamente para cada caso, con el objetivo de mejorar la precisión de las evaluaciones de riesgos para la salud (Kelley y col., 2002)

La biodisponibilidad de EPT puede estimarse mediante el uso de biomarcadores de exposición, es decir, la concentración de EPT en tejidos o fluidos corporales. De esta manera, se determina con precisión el nivel de exposición que presenta la población en un sitio contaminado, teniendo como ventaja la eliminación de cualquier incertidumbre relacionada a la estimación de la exposición a partir de las concentraciones (totales o biodisponibles) de EPT presentes en el ambiente (Díaz-Barriga, 1999). Sin embargo, la desventaja del uso de biomarcadores es que éstos evalúan la exposición global de un individuo, es decir, no son específicos a una determinada ruta de exposición, lo cual limita la identificación de los elementos que integran la ruta de exposición (fuentes, medios de dispersión, puntos de exposición, vía de exposición), por lo que es recomendable complementar el estudio de biomarcadores con el análisis de EPT en los diferentes medios que representen potenciales rutas de exposición (Mejía y col., 1999).

Una opción para la determinar la biodisponibilidad de EPT en un medio específico (suelo, polvo, agua, etc.) es mediante métodos *in vivo*, que utilizan modelos animales para determinar la proporción de EPT que se absorben en el organismo a partir de la exposición (por ingesta, inhalación o contacto dérmico) a un medio contaminado. Los métodos *in vivo* presentan la desventaja de ser costosos y de requerir de un prolongado tiempo de ejecución (Kelley y col., 2002). Por ello, se han desarrollado métodos *in vitro* para determinar la fracción bioaccesible de EPT, que se refiere a la fracción de EPT que es soluble en las condiciones del tracto gastrointestinal (Ruby y col., 1999). La principal desventaja de los métodos *in vitro* es que deben considerarse como técnicas de estimación de la biodisponibilidad, pues no consideran la etapa de absorción de los EPT que fueron disueltos en la etapa gástrica. Sin embargo, han sido cada vez más aceptados por la comunidad científica y las autoridades de regulación ambiental de varios países, debido a las correlaciones significativas obtenidas cuando se compararon contra métodos *in vivo* (Ruby y col., 1996; Rodríguez y col., 1999; Schroder y col., 2003). Además, presentan la ventaja de ser económicos y relativamente fáciles de implementar (Kelley y col., 2002).

2.6 MOVILIDAD Y BIODISPONIBILIDAD DE EPT

Cuando un EPT está presente en las fases sólidas de suelo, sedimento o polvo, pueden desplazarse entre ellos o a otros medios como el agua o los organismos vivos. La movilidad o capacidad de los EPT para distribuirse en un medio o de transferirse a otro medio (Föstner, 1998), así como la biodisponibilidad o la fracción que puede interactuar con un organismo biológico y ser absorbido por éste (Vangronsveld y Cunningham, 1998), están determinadas por diferentes factores, como la especie química del EPT, los componentes de la fase sólida en la que se encuentre, las propiedades de dicho medio (contenido de agua, pH, potencial redox, capacidad de intercambio catiónico, etc.), el tamaño de partícula en el que se encuentran, entre otros.

Es importante mencionar que, dependiendo de sus propiedades fisicoquímicas, las fases sólidas como el suelo pueden presentar cierta capacidad de captar EPT e incorporarlos a su estructura (capacidad de retención). Dependiendo de la capacidad de retención, los EPT pueden presentar variaciones en su movilidad y/o biodisponibilidad (Figura 2.3).

En general, se considera que los EPT tienen una baja solubilidad en el suelo (Han, 2007), sin embargo, cuando se sobrepasa la capacidad de retención puede ocurrir el transporte y difusión de

los EPT hacia aguas superficiales y/o subterráneas, ocurriendo la contaminación de otro medio natural.

Landner y Reuther (2005) mencionan que la movilidad y biodisponibilidad de los EPT depende en gran parte de la especie química, la cual depende a su vez de la fuente y de las transformaciones químicas que sufrió la especie original al exponerse a las condiciones específicas del sitio (variaciones estacionales y espaciales existentes en el sistema). Por ejemplo, el Pb puede encontrarse en el suelo en su fase mineral pura como PbS, PbSO₄ o PbCO₃, y de estas formas se considera que la biodisponibilidad aumenta de PbS < PbSO₄ < PbCO₃ (Ruby y col., 1999).

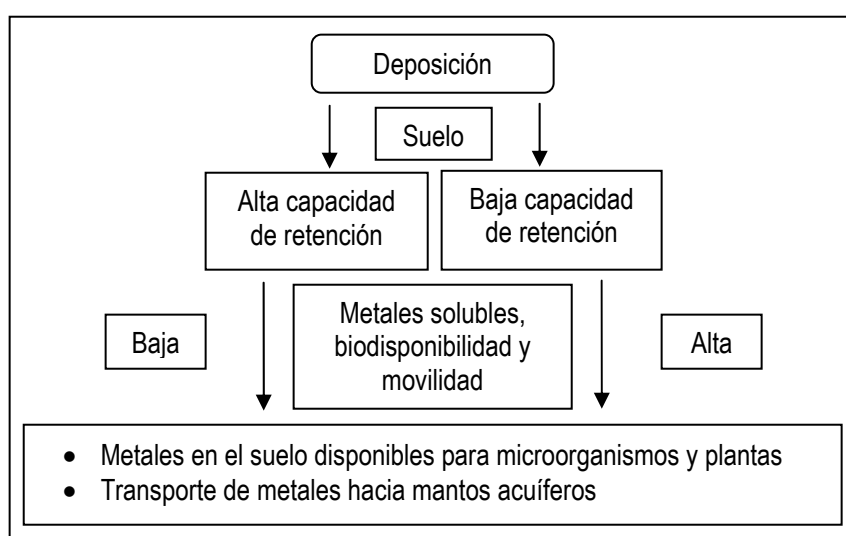


Figura 2.3 Diagrama de la importancia de la capacidad de retención del suelo (basado en Rieuwerts y col., 1998).

Los componentes del suelo como carbonatos, materia orgánica, óxidos de Fe y Mn, y minerales arcillosos, juegan un importante papel en controlar la reactividad de los EPT en suelo y sedimento. Los carbonatos como la calcita (CaCO₃), por ejemplo, pueden adsorber en su superficie a EPT como Cd, Pb, Zn, Ni y Cu, influenciando sus solubilidades en suelos calcáreos de zonas áridas o semiáridas (Han, 2007). Además, los carbonatos en el suelo tienen un efecto en el pH del suelo, de tal forma que esto también afecta la solubilidad de los EPT (Papadopoulos y Rowell, 1998). Los EPT asociados con materia orgánica tienen de mediana a alta movilidad ya que con el tiempo ocurre la descomposición/oxidación de la materia orgánica (Salomons, 1995), aunque cabe recordar que en los suelos áridos o semiáridos es poca la abundancia de materia orgánica. Para metales que están asociados a óxidos de Fe-Mn, la movilidad es media ya que los cambios en las condiciones redox pueden causar la liberación de los metales, aunque en general, los suelos con altos contenidos de

Fe y Mn tienen una gran capacidad de adsorber e inmovilizar metales divalentes (como Cu y Pb) (Salomons, 1995).

El pH controla reacciones de adsorción/desorción y precipitación/solubilización. Cuando el suelo tiene pH altos y altas cantidades de carbonatos (común en los suelos áridos o semiáridos) se reduce la solubilidad de la mayoría de los elementos traza, tales como Cu, Cr(III), Ni, Pb, Cd, Zn, Co, Mn entre otros (Han, 2007). El potencial redox influye en cambios de la especiación química la cual determina la capacidad de ciertos EPT para adsorberse, precipitar o solubilizarse. El aumento en la capacidad de intercambio catiónico (CIC) disminuye la movilidad o biodisponibilidad de EPT en los suelos al fijar (inmovilizar) los contaminantes sobre las superficies de las partículas.

Otro factor importante que afecta la disolución y biodisponibilidad de las partículas ricas en EPT, es su tamaño, ya que mientras más pequeña es la partícula tiene mayor área superficial reactiva por unidad de masa, pueden ingresar fácilmente al organismo por inhalación o ingestión vía mano-boca al contacto con suelos o polvo contaminado, y son mayormente absorbidas (Duggan y col., 1985; Bartrop y Meek, 1979).

De acuerdo a lo anterior, se considera que los EPT presentes en el polvo son más biodisponibles que los presentes en suelo o sedimento, debido a su reducido tamaño de partícula (Hull y Hiltz, 2007). Esta es una razón más por la que debe incluirse la evaluación de este medio en la caracterización de la contaminación por EPT en un sitio minero-metalúrgico.

Los EPT presentes en un sistema acuoso, en general se considera que son más biodisponibles que aquellos en fase sólida. Sin embargo, los EPT presentes en agua pueden estar como iones libres o adsorbidos en partículas suspendidas (en particular, óxidos de Fe, Mn y Al, arcillas y materia orgánica), siendo los primeros más biodisponibles que los segundos, por lo que solo una fracción del total de la concentración de EPT detectados en agua serán biodisponibles (Lottermoser, 2007). En este sentido, como se mencionó anteriormente, el pH juega un papel muy importante ya que la adsorción de los EPT disueltos depende de éste. Aunque también la adsorción depende de la disponibilidad de superficies de las partículas donde se lleve a cabo, y del contenido total de metal disuelto (Elder, 1989).

2.7 NORMATIVA NACIONAL E INTERNACIONAL

En nuestro país existen Normas Oficiales Mexicanas (NOM), las cuales contienen información, requisitos, especificaciones y metodologías que deben cumplir los productos o servicios de manera

obligatoria. Para el presente trabajo se emplearon algunas NOM, que presentan los valores de referencia y límites permisibles de algunos EPT en suelo y agua, las cuales se describen a continuación. Sin embargo, estas NOM no contemplan algunos EPT de interés para este estudio como Mn, Zn, y Cu en el caso del suelo, ni Se en el caso del agua, por lo cual se consideraron otras guías de calidad internacionales para los medios evaluados que también se describen brevemente en esta sección.

La NOM-147-SEMARNAT/SSA-2004 define los criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por metales y metaloides, como lo son el As, Ba, Be, Cd, Cr (VI), Hg, Ni, Ag, Pb, Se, Tl, y/o V. En esta norma se establecen diferentes alternativas para determinar la concentración objetivo a la cual se debe remediar un suelo. Estas concentraciones objetivo pueden ser: las concentraciones de referencia totales (Tabla 2.2), concentraciones de referencia solubles (Tabla 2.3), concentraciones de fondo del suelo, concentraciones específicas de acuerdo a las características propias del sitio, y concentraciones basadas en la biodisponibilidad de los contaminantes (para el caso del Pb).

Tabla 2.2 Concentraciones de referencia totales por tipo de suelo (NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004)

Contaminante	Uso agrícola/residencial/ comercial (mg/kg)	Uso industrial (mg/kg)
Arsénico	22	260
Bario	5 400	67 000
Berilio	150	1900
Cadmio	37	450
Cromo hexavalente	280	510
Mercurio	23	310
Níquel	1 600	20 000
Plata	390	5 100
Plomo	400	800
Selenio	390	5 100
Talio	5.2	67
Vanadio	78	1 000

Para determinar cuál de las 4 opciones será la concentración objetivo se hacen algunas observaciones, por ejemplo, cuando las concentraciones de los EPT en suelo sean mayores que las de referencia se deben realizar estudios particulares como determinar la movilidad y biodisponibilidad de los elementos normados y los parámetros de exposición reales en el sitio evaluado. También se consideran dos escenarios de contaminación, en el primero el área afectada es menor a 1000 m² y generalmente aplica a accidentes o emergencias de contaminación que deben

resolverse inmediatamente y la remediación se hace en base a las dimensiones de superficie y la inminencia de riesgo. En el segundo escenario la extensión afectada es mayor a 1000 m², aplica a eventos contaminantes deliberados o fortuitos, continuos o súbitos, y se debe desarrollar un modelo conceptual que permita establecer el área de estudio, e identificar la presencia de población humana potencialmente expuesta, las fuentes de contaminación, mecanismos de liberación y transporte de los contaminantes, rutas y vías de exposición. Este modelo facilitará establecer la concentración objetivo de remediación.

Tabla 2.3 Concentraciones de referencia de contaminantes solubles (NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004).

Contaminante	Concentración (mg/L)
Arsénico	0.500
Bario	10.000
Berilio	0.122
Cadmio	0.100
Mercurio	0.020
Níquel	1.100
Plata	0.500
Plomo	0.500
Selenio	0.100
Talio	0.020
Vanadio	0.160

Para el agua de consumo está la NOM-127-SSA1-1994 modificada, que establece los límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización, y así sea apta para su uso y consumo humano. Esta norma contiene límites permisibles de características microbiológicas, físicas, organolépticas y químicas. De éstas últimas se presenta la Tabla 2.4, donde se presenta el límite permisible de sólo algunos EPT del total que contiene la NOM. Cabe señalar que los límites permisibles para los metales se refieren a su concentración total en el agua y que ésta incluye los suspendidos y los disueltos.

Tabla 2.4 Límites permisibles de características químicas del agua de uso y consumo humano (NOM-127-SSA1-1994 Modificada).

Característica	Límite permisible (mg/L)	Característica	Límite permisible (mg/L)
Arsénico	0.025	Manganeso	0.15
Bario	0.70	Mercurio	0.001
Cadmio	0.005	Plomo	0.01
Cobre	2.00	Zinc	5.00
Fierro	0.30		

Como ya se mencionó, algunos EPT no están comprendidos en estas normas, por lo que es necesario buscar otras referencias para evaluar el impacto por estos elementos. En el caso del suelo se recurrió a las Guías de Evaluación para Medios Ambientales (EMEG por sus siglas en inglés), las cuales no son normas ambientales, sino únicamente son guías de máxima seguridad que contemplan una dosis con la cual el contaminante no causa daño alguno y si los EPT rebasan estas guías deberán ser sujetos a un análisis toxicológico. En la sección 6.8.1 se describe a detalle cómo se determinaron estas EMEG.

En el caso del agua de consumo se consideraron las Guías de Calidad del Agua Potable, propuestas por la Organización Mundial de la Salud (OMS). En la Tabla 2.5 se hace referencia a algunos EPT de dicha guía.

Tabla 2.5 Valores de referencia correspondientes a sustancias químicas de origen natural cuya presencia en el agua de consumo puede afectar a la salud (OMS, 2006).

Sustancia	Valor de referencia (mg/L)	Observaciones
Arsénico	0.01	Valor provisional por la escasa información disponible relativa a sus efectos sobre la salud
Bario	0.7	Concentración basada en un valor en el que no se observó ningún efecto adverso.
Boro	0.5	Valor provisional porque el calculado es menor que el que es posible alcanzar mediante métodos de tratamiento prácticos
Cromo	0.05	Valor provisional por la escasa información disponible relativa a sus efectos sobre la salud
Manganeso	0.4	Concentraciones iguales o menores al valor de referencia pueden afectar al aspecto, sabor u olor del agua
Molibdeno	0.07	Valor dentro del intervalo de valores calculado en el estudio toxicológico en especies animales
Selenio	0.01	Valor basado en efectos sobre la salud
Uranio	0.015	Valor provisional por la escasa información disponible relativa a sus efectos sobre la salud y porque el calculado es menor que el que es posible alcanzar mediante métodos de tratamiento prácticos

Para el sedimento no existe NOM que proponga valores de referencia de EPT. Existen guías extranjeras como las Guías Canadienses de Calidad de Sedimentos para la Protección de la Vida Acuática, sin embargo, en el sitio de estudio no existen ecosistemas acuáticos que proteger, Además, como se mencionó en la sección de sedimentos, el interés en este medio es como medio

de transporte de EPT por lo que no se utilizarán referencias para contrastar las concentraciones encontradas en el sitio de estudio.

En lo que respecta al polvo, no existen normas ni guías nacionales o internacionales que propongan valores de referencia, de tal forma que se optó por utilizar como valores de referencia los de suelo para aquellos EPT regulados en la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004. Las EMEG también pueden ser empleadas para el medio de polvo, sin embargo solo fue empleada para aquellos elementos no contenidos en la NOM.

La información presentada en la introducción advierte, por una parte, que los sitios minero-metalúrgicos sobresalen como sitios con importantes impactos ambientales relacionados a la contaminación de múltiples medios por múltiples contaminantes, y por otra, la complejidad de evaluar un sitio minero-metalúrgico incluyendo los factores que determinan los riesgos para la salud de las poblaciones presentes: rutas de exposición, extensión y niveles de la contaminación, biodisponibilidad, variación temporal de la exposición y ubicación de población receptora, principalmente. Ambos aspectos representan un reto metodológico para la evaluar la contaminación de sitios minero-metalúrgicos que merece ser enfrentado por la relevancia de estos escenarios en la problemática ambiental que se presenta en nuestro país y en otras partes del mundo.

En esta tesis se desarrolló e implementó una metodología de caracterización ambiental del sitio minero-metalúrgico histórico de Concepción del Oro, Zacatecas, en donde se explotó un yacimiento polimetálico y se aplicaron procesos hidrometalúrgicos y pirometalúrgicos bajo condiciones climáticas semiáridas, por lo que se considera representativo de algunos de los más importantes sitios mineros de nuestro país.

CAPÍTULO 3. OBJETIVOS

Objetivo general:

Contribuir en el desarrollo de una metodología para la evaluación de sitios minero y metalúrgico, mediante su aplicación en un sitio representativo de la complejidad de éstos.

Objetivo específico:

Realizar la caracterización de la contaminación ambiental por Elementos Potencialmente Tóxicos (EPT) en el Distrito Minero de Concepción del Oro, Zacatecas, para identificar fuentes, medios y receptores de EPT y realizar una estimación del riesgo en salud de la población.

CAPÍTULO 4. JUSTIFICACIÓN

México es un país con importantes recursos naturales que ha sobresalido por su producción minera desde la época Colonial. Sitios históricamente mineros se distinguen también por la presencia de pasivos ambientales generados por actividades mineras y metalúrgicas que han operado u operaron casi ininterrumpidamente por decenas o cientos de años. Algunos de los más serios problemas de contaminación por EPT (Pb, As, Cd y Hg, por ejemplo) en sitios minero-metalúrgicos se han reportado en aquellos considerados históricos (Guo-li y col., 2008; Rashed, 2010; Taylor y col., 2010; Ongley y col., 2007). La consecuencia de ignorar tales impactos puede ocasionar serios riesgos para la salud de la población presente (Yañez y col., 2003; Calderón y col., 2001; Counter y col., 1997).

No obstante que en los últimos años se han reportado en nuestro país graves casos de contaminación y de riesgos para la salud en sitios minero-metalúrgicos históricos, sólo en pocos sitios se ha generado información indispensable para la toma de decisiones de intervención, considerando los criterios de la normativa aplicable y de los riesgos para la salud implicados.

Aunque debe reconocerse que en años recientes se ha incrementado el nivel de conocimiento acerca de los efectos ambientales de la minería de yacimientos polimetálicos en sitios semiáridos, escenario de gran relevancia para nuestro país y otros países, la información hasta ahora reportada indica que la evaluación de la contaminación y del riesgo para la salud deberá ser capaz de atender la complejidad en estos sitios, pues se pueden presentar múltiples fuentes de contaminación que liberan múltiples contaminantes mediante múltiples mecanismos de dispersión que pueden afectar a

múltiples receptores, por lo que sería posible que la población esté potencialmente expuesta a varias rutas de exposición para los diferentes contaminantes. Por esta razón, las metodologías de evaluación de la contaminación en sitios de estas características deben ser capaces de identificar plenamente estas rutas de exposición para: (1) determinar con precisión los riesgos para la salud que ocurren en el momento de la evaluación y los que pudieran presentarse en el futuro ante los cambios en las condiciones del sitio; (2) identificar las fuentes de contaminación y los mecanismos de dispersión de los contaminantes, determinar la extensión y grado de la contaminación ambiental y delimitar las áreas de mayor riesgo, para facilitar la toma de decisiones en caso de que el sitio amerite de una intervención; y (3) contribuir en la selección de la o de las tecnologías de remediación más apropiadas para el sitio.

Con el desarrollo de esta investigación, se propuso contribuir en la caracterización de sitios minero-metalúrgicos mediante el diseño e implementación de una metodología que fuera capaz de generar la información antes descrita.

Como caso de estudio para la implementación de la metodología propuesta se seleccionó el Distrito Minero Concepción del Oro, en el estado de Zacatecas. En este sitio se han desarrollado actividades mineras y metalúrgicas por más de 400 años sin que se haya realizado un cierre adecuado de las áreas que están fuera de operación. Además, existe una población cercana a las potenciales fuentes de contaminación. Así, las condiciones geoambientales y las actividades minero-metalúrgicas históricas, le confieren a este sitio la representatividad requerida para la implementación de una metodología que pueda aplicarse a otros sitios minero-metalúrgicos relevantes por sus problemas ambientales.

CAPÍTULO 5. DESCRIPCIÓN DEL SITIO DE ESTUDIO

En esta sección se describen las características más importantes del área de estudio, considerando principalmente los factores físicos, históricos, sociales y ambientales, involucrados en los procesos de contaminación de suelo, agua, sedimento y polvo depositado. Toda la información que se incluye en la descripción fue recopilada a través de la revisión de fuentes de información y fue corroborada y complementada con observaciones de visitas de campo.

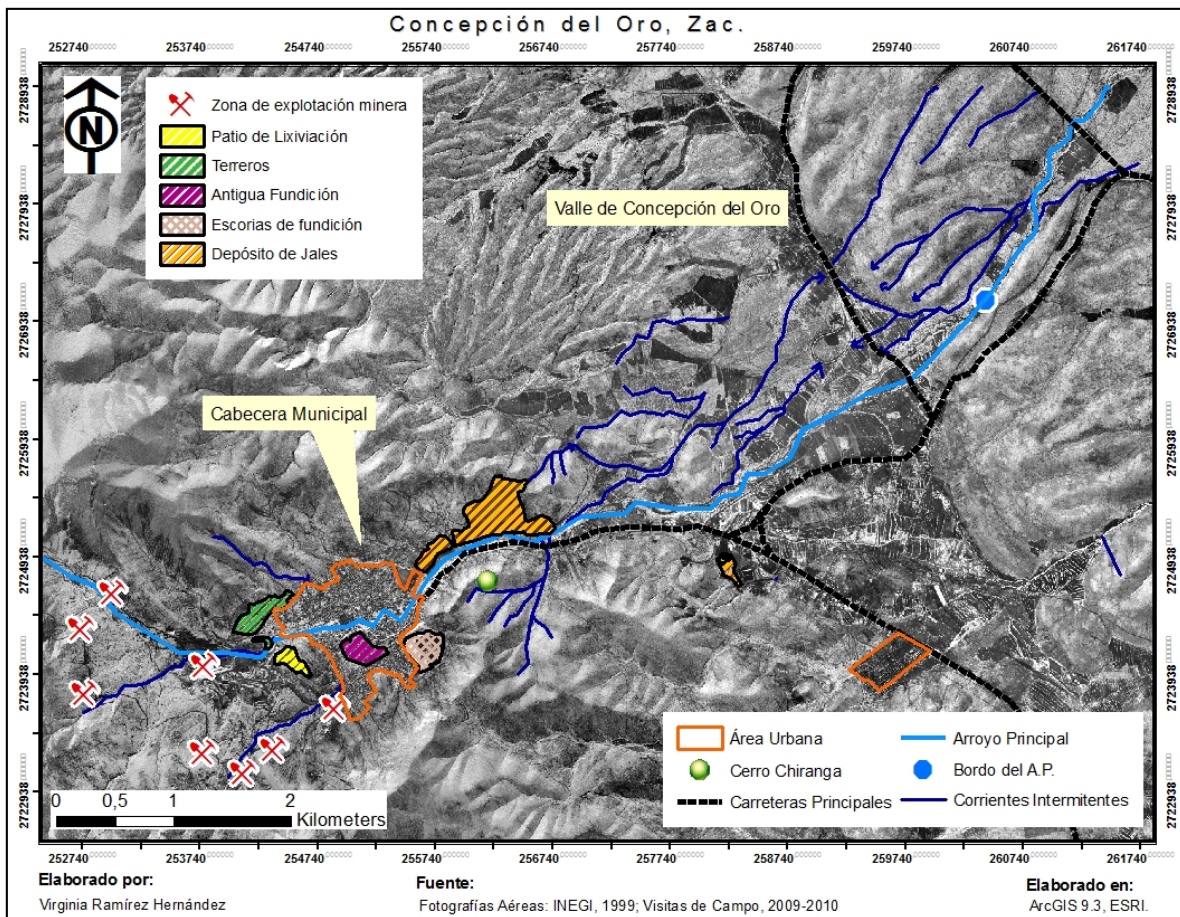


Figura 5.1 Esquema general del sitio de estudio

En la Figura 5.1 se presenta un esquema general del sitio de estudio, donde se aprecian las carreteras principales de acceso al sitio, el área urbana compuesta por la Cabecera Municipal y la localidad Colonia Fovissste, y el área rural en el valle de Concepción del Oro. Además se muestra la ubicación de la zona de principal explotación minera al suroeste, y los residuos alrededor y al interior de la ciudad entre los cuales se destacan los antiguos patios de lixiviación, los terreros, la antigua

área de fundición y sus escorias, y los depósitos de jales. Se destaca la presencia de algunas corrientes intermitentes, como el arroyo Principal, el cual drena el área de estudio en dirección noreste.

5.1 LOCALIZACIÓN Y VÍAS DE ACCESO

El municipio de Concepción del Oro se localiza al noreste del estado de Zacatecas, en el centro del Altiplano Mexicano, pertenece a la provincia de la Sierra Madre Oriental cerca de los límites con la mesa central. La cabecera municipal tiene el mismo nombre que el municipio y se ubica en las coordenadas: 24°37' Latitud Norte y 101°25' Longitud Oeste. El municipio colinda al norte con el estado de Coahuila, al sur y oeste colinda con el municipio de Mazapil, y al este con los municipios de El Salvador y con el estado de San Luis Potosí (Figura 5.2).

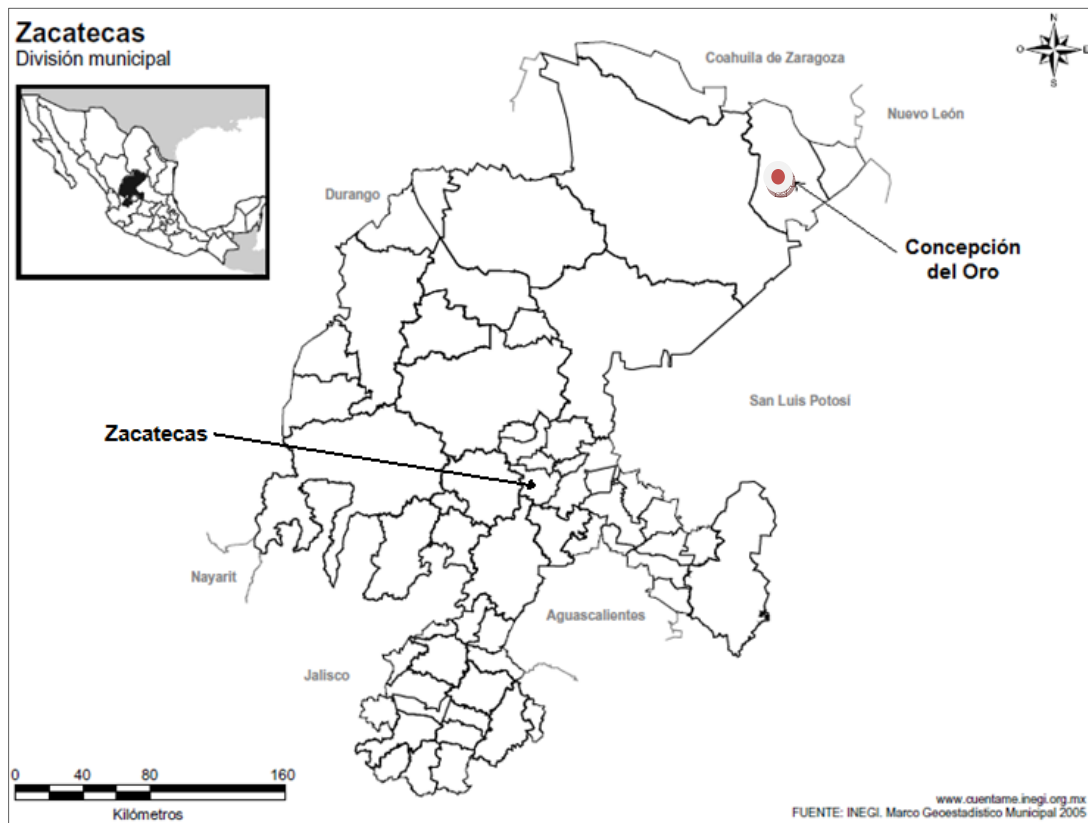


Figura 5.2 Localización de la cabecera municipal de Concepción del Oro, Zacatecas.

La superficie municipal es de 2 583,98 km², lo cual equivale al 3.36% de la superficie total de la entidad.

El acceso a Concepción del Oro se realiza por la carretera Saltillo-Guadalajara entronque con la carretera panamericana en el pueblo de Morelos. Hay una estación de ferrocarril en la comunidad Las Margaritas, sin embargo el servicio de ferrocarril se suspendió en 1977 (Figura.5.3)

5.2 LOCALIDADES DEL MUNICIPIO

El municipio está conformado por 65 localidades, siendo las principales la cabecera municipal de Concepción del Oro, Colonia Fovissste, Emancipación, Guadalupe Garzarón, Los Encinos, El Durazno, La Curva y Progreso. El estudio se centró en la cabecera municipal y en las localidades más próximas a ésta: La Curva, Cata Arroyo, Fracción Las Huertas, Estación Margarita, Manuel Rodríguez Méndez (El Arenal), Entronque a Terminal, Las Cabañas, Colonia Fovissste, La Casa Blanca, La Esperanza, La Espuela y Rancho Carlos Handal. La Figura 5.3 presenta la ubicación de la cabecera municipal y de las localidades antes mencionadas.

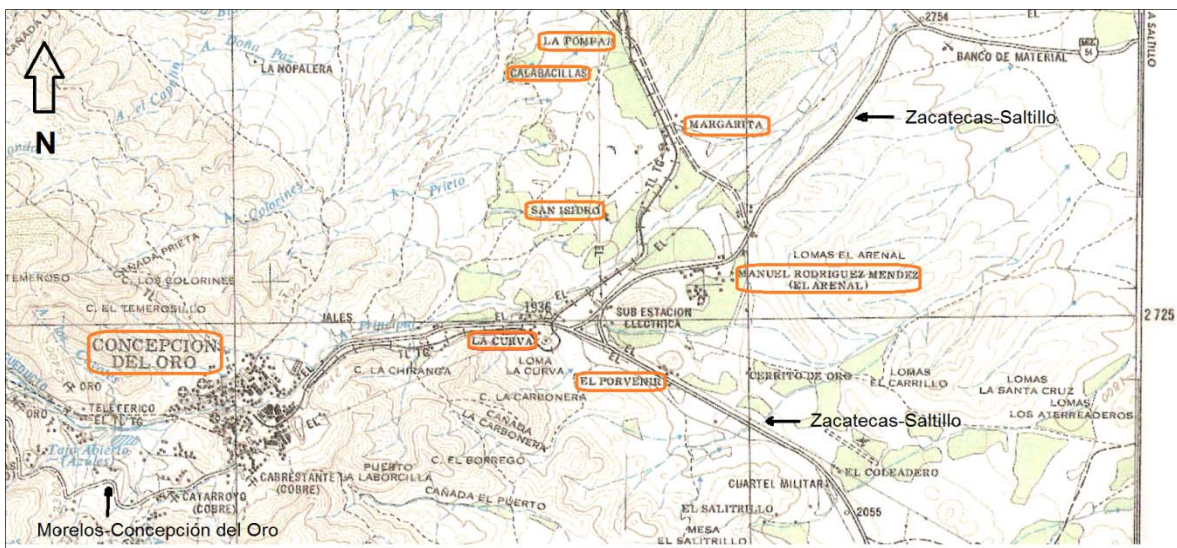


Figura 5.3 Comunidades cercanas y vías de comunicación (INEGI, 1975).

5.3 ASPECTOS SOCIODEMOGRÁFICOS

5.3.1 Población

Según datos del II Censo de Población y Vivienda 2005 (INEGI, 2007), la población del municipio es de 11 857 habitantes, encontrándose 6 475 habitantes en la localidad Concepción del Oro (cabecera municipal), 471 en Colonia Fovissste, 418 en Emancipación, 413 en Guadalupe Garzarón, 372 en Los Encinos, 296 en La Curva y 291 en Progreso. Considerando las localidades presentes en el área

de estudio, que incluye la cabecera municipal, se estima que la población asciende a un total de 8 237 habitantes.

La edad promedio de la población es de 28 años. La distribución por grupos de edad de la población incluida en el área de estudio es: 859 habitantes de 0 a 4 años, 137 habitantes de 5 años, 1004 habitantes de 6 a 11 años, 1491 habitantes de 6 a 14 años, 4788 habitantes de 15 a 59 años y 908 habitantes de 60 años y más (SEDEZAC, 2008).

En relación al nivel de marginación, el municipio de Concepción del Oro fue evaluado con un índice de marginación de -0.91798 (CONAPO, 2006), lo que representa un grado bajo de marginación. El municipio se encuentra en el lugar 47 en el contexto estatal (Zacatecas cuenta con 58 municipios), es decir que hay 46 municipios con mayor marginación que Concepción del Oro.

5.3.2 Nivel Educativo

Con respecto al tema del analfabetismo se cuenta con datos del año 2000 (INEGI, 2007), que muestran que el 92.28% de la población municipal de 15 años y más, eran alfabetos, y el 7.67% era analfabeta.

El 23.9% de la población de 15 años o más contaba con primaria incompleta, el 22.5% con primaria completa, el 25.8% con educación media básica, el 18.7% contaba con educación de nivel medio superior y superior y el 7.9% no contaba con instrucción alguna (INEGI, 2007). Las instituciones educativas del municipio, para el 2006, eran 65 en total, de las cuales 20 son de nivel preescolar, 29 primarias, 14 secundarias y 2 bachilleratos. También hay 2 escuelas de capacitación para el trabajo y 2 escuelas de educación especial y 3 bibliotecas públicas (SEDEZAC, 2008).

5.3.3 Servicios de Salud

El 73.97% de los habitantes del área considerada para el estudio tienen derecho a los servicios de salud en instituciones públicas o privadas, de estos, el IMSS tiene una cobertura del 85.57%, le sigue el ISSSTE con un 11.83% y el 4.00% tiene seguro popular (SEDEZAC, 2008).

Por comunicación personal con la actual directora general del Hospital Rural 12 (IMSS), Eugenia Victoria Ley Alfonso, se sabe que las enfermedades que prevalecen son las de vías respiratorias, sobre todo en la temporada invernal, y a éstas le siguen las infecciones en vías urinarias.

5.3.4 Vivienda

En el área de estudio hay 2 039 viviendas, de las cuales 2 035 son particulares (INEGI, 2007). Del total de las viviendas ocupadas, el 91.32% cuenta con servicio de energía eléctrica, el 88.1% tiene agua entubada, el 90% cuenta con drenaje y el 95.88% cuenta con excusado o sanitario.

Con respecto al material de construcción de los pisos de las viviendas particulares habitadas, el 84.1% tienen piso de cemento, el 12.6% es de madera o mosaico, y un 3.3% tienen piso de tierra. Además, durante las visitas de campo, se observó que la mayoría de las casas tienen patios de los cuales, los que se ubican en el centro de la cabecera son de cemento, mientras que los patios de la periferia de la cabecera municipal son casi en su totalidad de tierra (ninguno tiene pasto), y en las áreas rurales todas las casas visitadas también tenían patios de tierra (Figura 5.4).



Figura 5.4 Viviendas: a) Patio de tierra en una casa a un costado de las presas de jales, y b) patio de cemento en una casa de la cabecera municipal.

Un indicador de bienestar es la disponibilidad de bienes duraderos en la vivienda, dentro de los cuales, la televisión está presente en el 95.58% de las viviendas de Concepción del Oro, el refrigerador en un 88.81%, la lavadora en 83.96% y la computadora en 21.53%. En el 2.21% de las viviendas no disponen de alguno de los bienes mencionados (INEGI, 2007).

5.4 ASPECTOS SOCIOECONÓMICOS

5.4.1 Población económicamente activa y ocupada

El 47.02% de la población municipal mayor de 12 años es económicamente activa. Del total de la población económicamente activa, el 99.15% se encuentra ocupada, y de ésta el 42.18% participa en el sector terciario (actividades relativas al comercio, transporte, gobierno y otros servicios), el 37.13% participa en el sector secundario (actividades relativas a minería, industria manufacturera,

electricidad, agua y construcción), y el 17.04% conforma el sector primario (actividades relativas a agricultura, ganadería, aprovechamiento forestal, caza y pesca) (INEGI, 2007).

5.4.2 Infraestructura

Concepción del Oro cuenta con una longitud total carretera de 314 km, de éstos 66 km son de carretera federal, 48.7 km son de carretera estatal, 129 km de caminos rurales revestidos y 71 km de brechas mejoradas (SEDEZAC, 2008). En cuanto a las calles, en la mayoría de la cabecera municipal están pavimentadas y sólo algunas calles de las periferias no lo están. En las localidades del área rural la gran mayoría de las calles son de terracería.

En lo referente a la infraestructura hidráulica, el municipio cuenta con la presa Agua Dulce que tiene una capacidad de almacenamiento de 0.5 millones de m³ (ubicada fuera del área de estudio), pozos de uso doméstico y riego. Además, cuenta con 26 pozos profundos, 1 manantial y 5 norias. Hay 16 sistemas de drenaje y alcantarillado (SEDEZAC, 2008). Para el área de estudio únicamente se localizan dos pozos profundos que abastecen a la población, uno en la localidad Anáhuac y otro en Estación Margarita.

5.4.3 Actividades económicas

Las actividades agropecuarias en el municipio se basan en la siembra de temporal, cultivan frijol, maíz, avena, cebada y trigo, en una superficie de 3 575 ha (INEGI, 2007). Estos cultivos son básicamente de autoconsumo, y actualmente estas prácticas han disminuido observándose en el sitio una gran cantidad de tierras de cultivo abandonadas (Figura 5.5).



Figura 5.5 Áreas de cultivo abandonadas en el valle de Concepción del Oro.

La producción forestal se basa en la recolección de lechugilla, palma, cera de candelilla y resina, y en las partes altas pino piñonero (SEDEZAC, 2008). El municipio ocupa el cuarto lugar estatal en producción de ganado caprino, sin embargo esta producción ha disminuido. También hay productores que se dedican a la cría de cabra lechera y bovinos y ovinos para carne y leche.

La industria de mayor relevancia en la cabecera municipal ha sido la minera, destacando la compañía MACOCOZAC, S.A. de C.V. Esta empresa ya no está activa y los empleos que aporta son básicamente de vigilancia y mantenimiento de sus instalaciones.

Otras industrias destacables son: Arnecom Industrias, dedicada a la fabricación de autopartes; Servicios Múltiples Mineros y Servicios y Desarrollos Mineros, que ofrece servicios a la industria minera de la región; Emulgel, explosivos de Norteamérica; AXA YAZAKI, empresa que manufactura de arneses para sistemas eléctricos de automóviles; y Cevilla Moda y Diseño, que es una maquiladora de overoles para trabajo industrial (Martínez-Hernández, 2008).

Los principales establecimientos en Comercio y Servicios son restaurantes, gasolineras, refaccionarias, hoteles y otras microempresas.

5.5 OROGRAFÍA

La configuración orográfica del sitio es montañosa, con llanuras áridas, y sierras que principalmente se orientan de noreste-suroeste (Figura 5.6). Las sierras de Concepción del Oro, Guadalupe Garzarón, Sta. Rosa y El Astillero, son las más altas alcanzando hasta los 3 000 msnm (SEDEZAC, 2008).

La cabecera municipal está en un valle que se forma dentro de la sierra de Concepción del Oro (Figuras 5.6 y 5.7), y tiene una altura promedio de 2 080 msnm, mientras que la altitud promedio de todo el municipio es de 1 940 msnm (SEDEZAC, 2008). En el valle se presentan altitudes de 1700 a 1800 msnm.

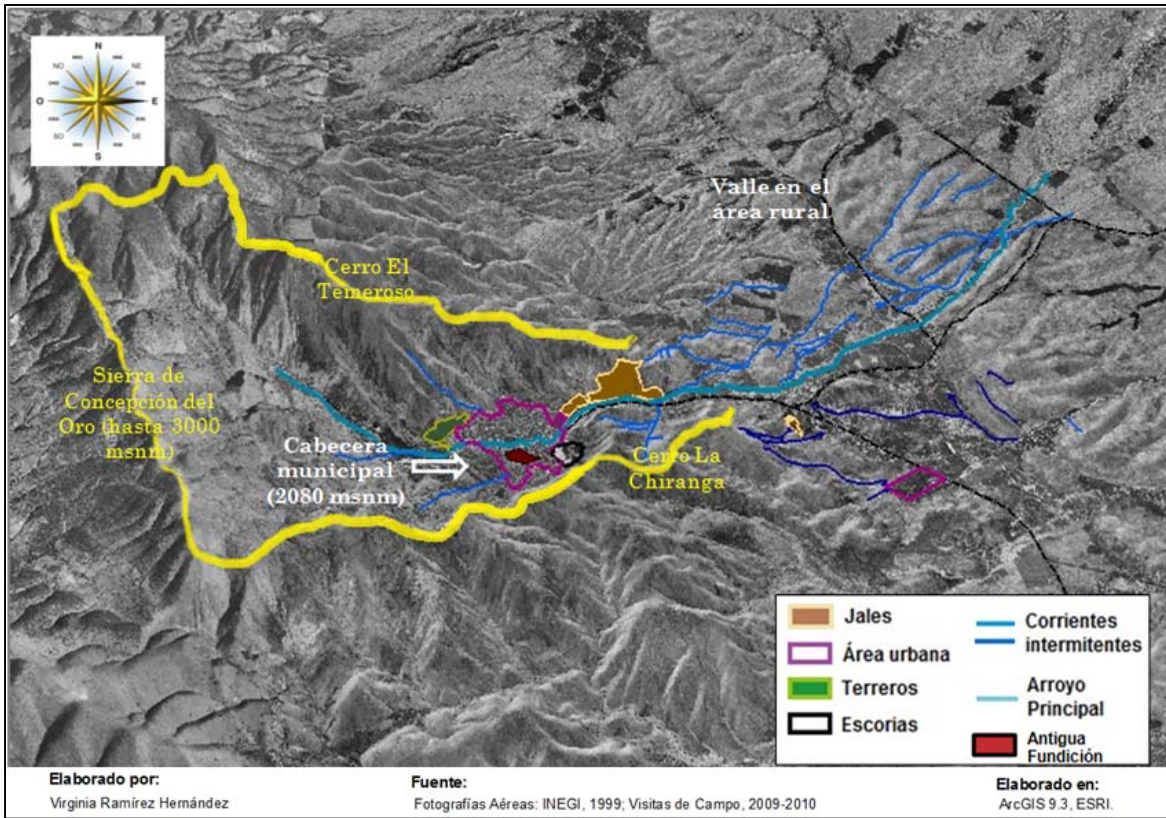


Figura 5.6 Vista de la orografía del sitio de estudio.

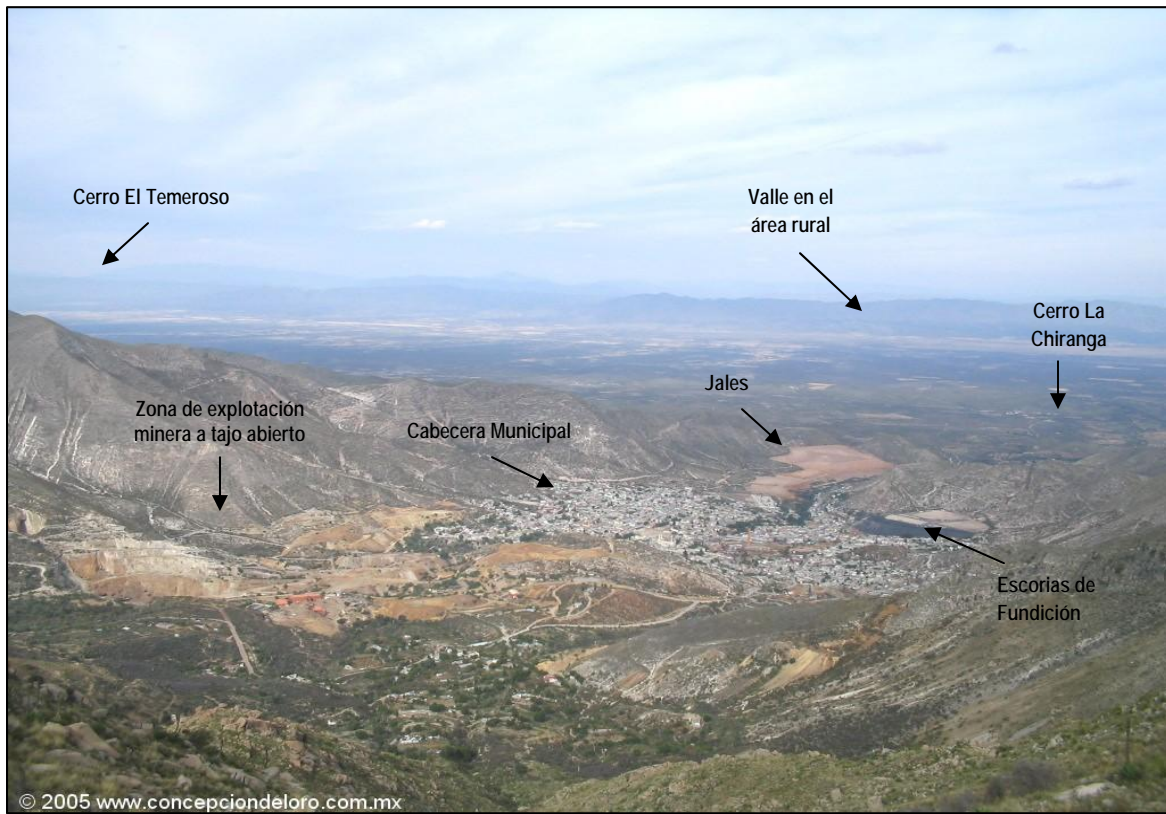


Figura 5.7 Vista de Concepción del Oro desde un punto alto en la Sierra de Concepción del Oro.

5.6 HIDROGRAFÍA

La zona de estudio se encuentra dentro de la Región Hidrológica 37 El Salado perteneciente a la vertiente interior, dentro de la cuenca C, conocida como Sierra Rodríguez, y en la subcuenca b. Esta subcuenca comprende 4 886 km².

Dentro de esta subcuenca, se encuentra la microcuenca que fue objeto de nuestro estudio (Figura 5.8), la cual fue delimitada en base al parteaguas observado en el conjunto de datos vectoriales escala 1:50 000 G14C62 (curvas de nivel y la red hidrológica). Esta pequeña cuenca se forma principalmente por la Sierra de Concepción del Oro, y cerros como El temeroso y La Chiranga, los cuales rodean el área urbana. Las corrientes que se forman en esta microcuenca drenan sus aguas en un arroyo que se conoce como Arroyo Principal, del cual se hablará en la siguiente sección.

Nótese que esta microcuenca exorreica descarga en dirección NE hacia el valle del área rural, en donde se combina con los aportes de otras cuencas. Los arroyos formados no desaguan a algún cuerpo hidrográfico de importancia.

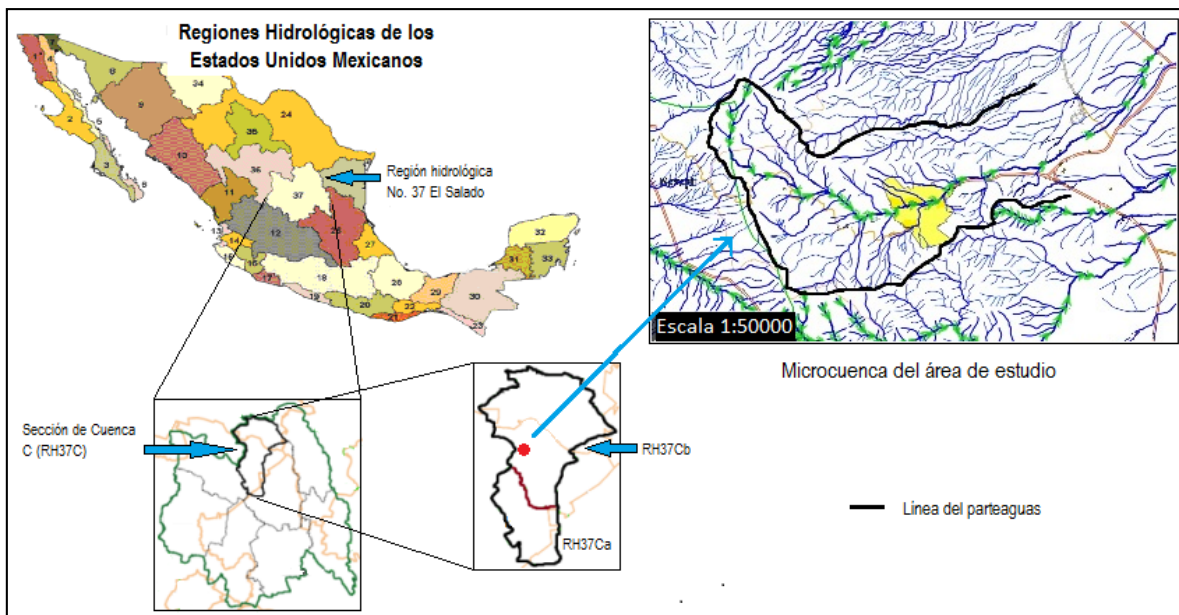


Figura 5.8 Localización de la microcuenca correspondiente al sitio de estudio.

5.6.1 Hidrología Superficial

Debido a las condiciones climáticas, en el municipio no existen cuerpos de agua superficial naturales perennes, pero se pueden apreciar una gran cantidad de arroyos intermitentes. La Figura 5.9 muestra las corrientes intermitentes del sitio, entre las que se destacan el arroyo Principal, así como

algunos de sus afluentes, y las corrientes A, B y C que provienen del Cerro El Temeroso y son independientes del arroyo Principal.

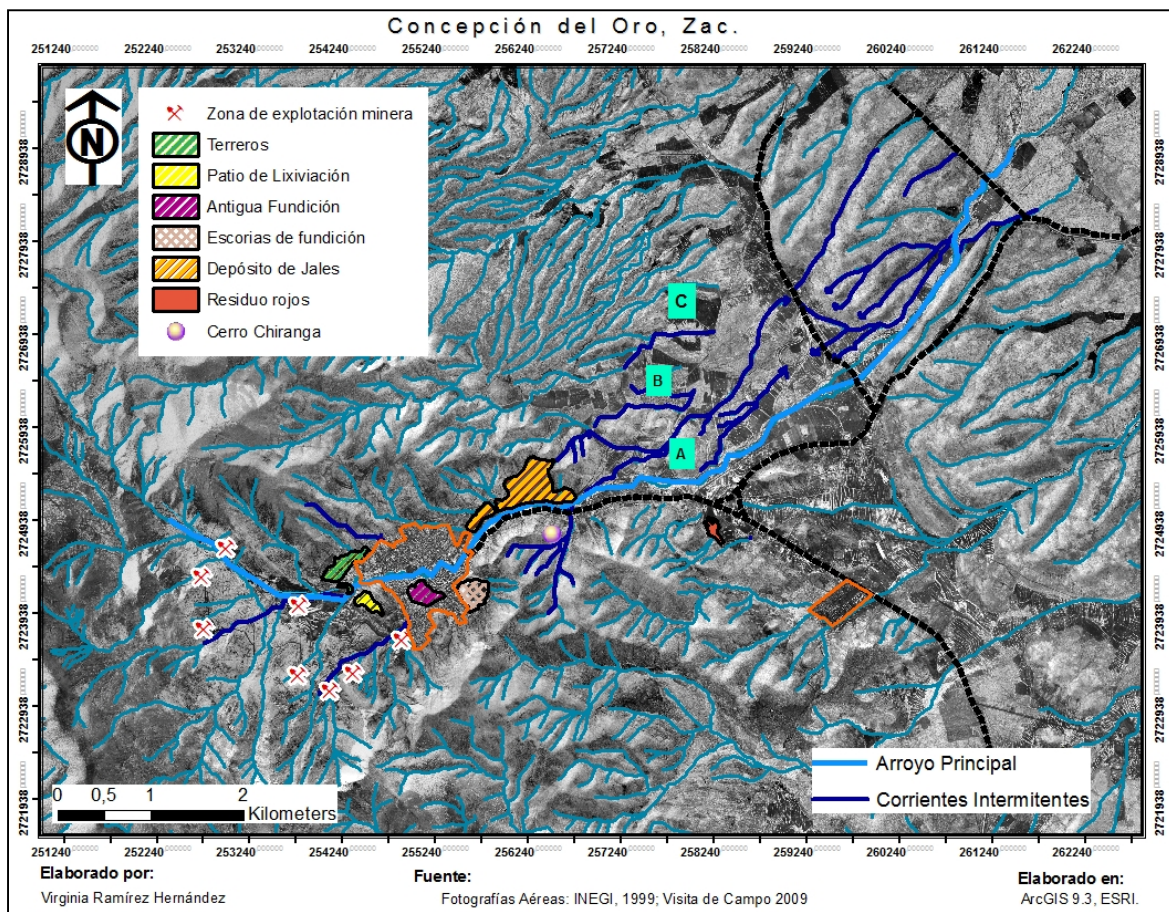


Figura 5.9 Corrientes intermitentes de Concepción del Oro, Zacatecas.

El arroyo Principal tiene un recorrido aproximado de 15 km, proviene de la parte alta de la Sierra de Concepción del Oro, al ir descendiendo atraviesa la zona de explotación minera, por lo que no sólo recibe los aportes de minerales de la zona sino también residuos mineros como los terreros y los antiguos patios de lixiviación. Posteriormente cruza por la cabecera municipal en donde recibe descargas de aguas residuales domésticas. Su recorrido continúa y pasa entre las presas de jales y la carretera Morelos-Concepción del Oro. En este lugar del arroyo es visible el impacto por los jales que son lavados por las precipitaciones, de tal suerte que se encuentran depósitos de jales a lo largo del arroyo. Finalmente esta corriente intermitente se extiende con dirección NE por el valle del área rural, en donde se ramifica y atraviesa áreas de cultivo y agostadero.

En la Figura 5.10 se muestra un perfil topográfico del arroyo Principal donde se puede apreciar su curso superior, medio y bajo. En el curso superior, que abarca la zona de explotación minera y gran parte de la cabecera municipal, se observa una mayor profundidad del arroyo y una gran cantidad de rocas y piedras de grandes dimensiones en su cauce, al ser ésta la sección de mayor energía y velocidad del flujo, no se aprecian sedimentos finos. El curso medio comprende las presas de jales y parte del área rural, en esta sección se observan tanto sedimentos gruesos como finos en algunas partes, esto es porque hay fluctuaciones en el flujo, el cual aún tiene la suficiente velocidad y energía para deslavar la base de las presas de jales y trasladar el material aguas abajo. El curso inferior tiene una pendiente menos inclinada, inclusive se observan planicies en su cauce en donde hay depósitos de material fino (con características de jales) y en las rocas y piedras se forman precipitados que muestran oxidación.

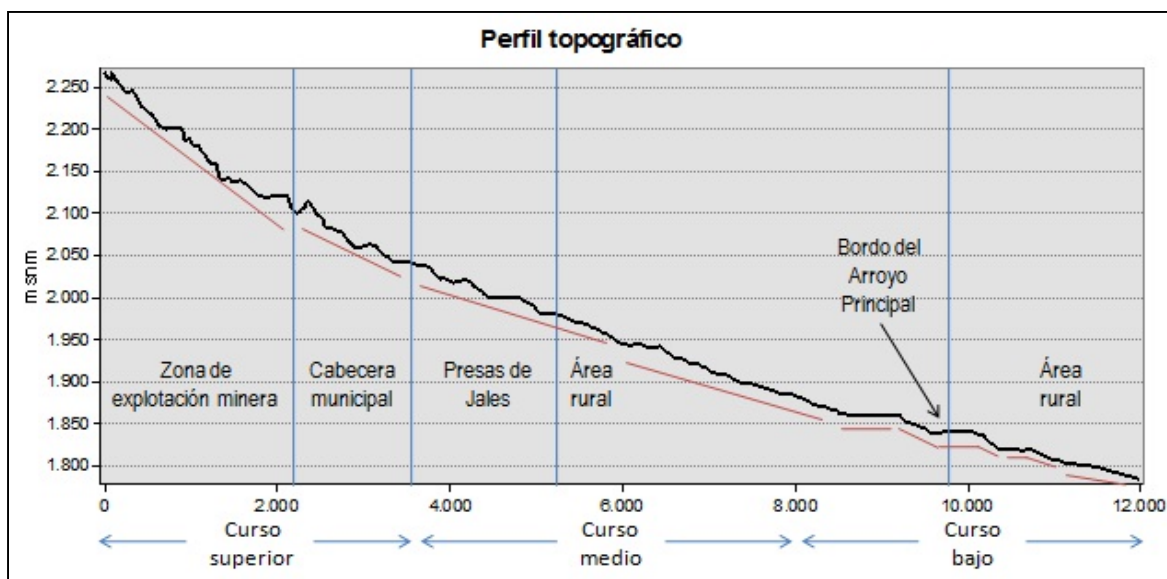


Figura 5.10 Perfil topográfico del Arroyo Principal.

La Figura 5.11 muestra algunas características físicas del cauce del arroyo Principal, como las diferencias entre el tamaño de partícula aguas arriba y en las planicies. También se aprecian distintas coloraciones a lo largo del cauce, encontrándose coloraciones amarillas en el curso superior, y en el curso inferior coloraciones café-rojizas señalando que se llevan a cabo reacciones de oxidación y que sus productos precipitan en éstas zonas de menor energía.

En puntos posteriores a las presas de jales, es evidente la contribución de estos residuos al sedimento.



Figura 5.11 Fotografías descriptivas del Arroyo Principal: a) Sedimentos de partículas gruesas depositados entre grandes piedras antes de la zona de explotación minera; b) Material del arroyo conformado principalmente por roca y un pequeño flujo de agua posterior a la zona de explotación minera; c) Sedimentos con coloración amarilla posteriores a la zona de explotación minera y antes del área urbana; d) Cauce del arroyo en el área urbana con aguas residuales domésticas; e) Cauce del arroyo en una pequeña planicie antes de Estación Margarita, a la altura del rancho La Espuela; f) Cauce del arroyo a la altura del puente a Estación Margarita.



Figura 5.11 (Continuación) Fotografías descriptivas del Arroyo Principal: g) Sedimentos con características de jales depositados antes del borde del arroyo; h) Sedimentos muy finos y sueltos del arroyo a la altura del borde; i) Piedras con precipitados de óxidos encontrados en la zona de baja energía del cauce del arroyo (posterior al borde); j) Cauce en la zona de baja energía donde las paredes del arroyo muestran precipitados de óxidos y se observa entrada de vehículos ya que los lugareños toman el sedimento fino para usarlo como material de construcción.

Existen en el municipio algunos cuerpos de agua superficial que son artificiales. El cuerpo de agua artificial más importante es la presa llamada Agua Dulce, que tiene una capacidad de almacenamiento de 500 000 m³ y se encuentra localizada fuera del área que abarcó este estudio. Además de ésta, una pequeña presa fue localizada durante las visitas de campo, a 3 km al norte de la localidad Estación Margarita llamada Presa Las Margaritas (Figura 5.12 y 5.13), la que aparentemente recibe aportaciones de cuencas vecinas a la contemplada en este estudio y podría no estar impactada por las actividades minero-metalúrgicas de Concepción del Oro. Otros cuerpos de agua superficial de menor importancia son tanques, piletas o bordos de tierra, construidos para almacenar el agua de escorrentías durante la temporada de lluvias (Figura 5.12 y 5.13).

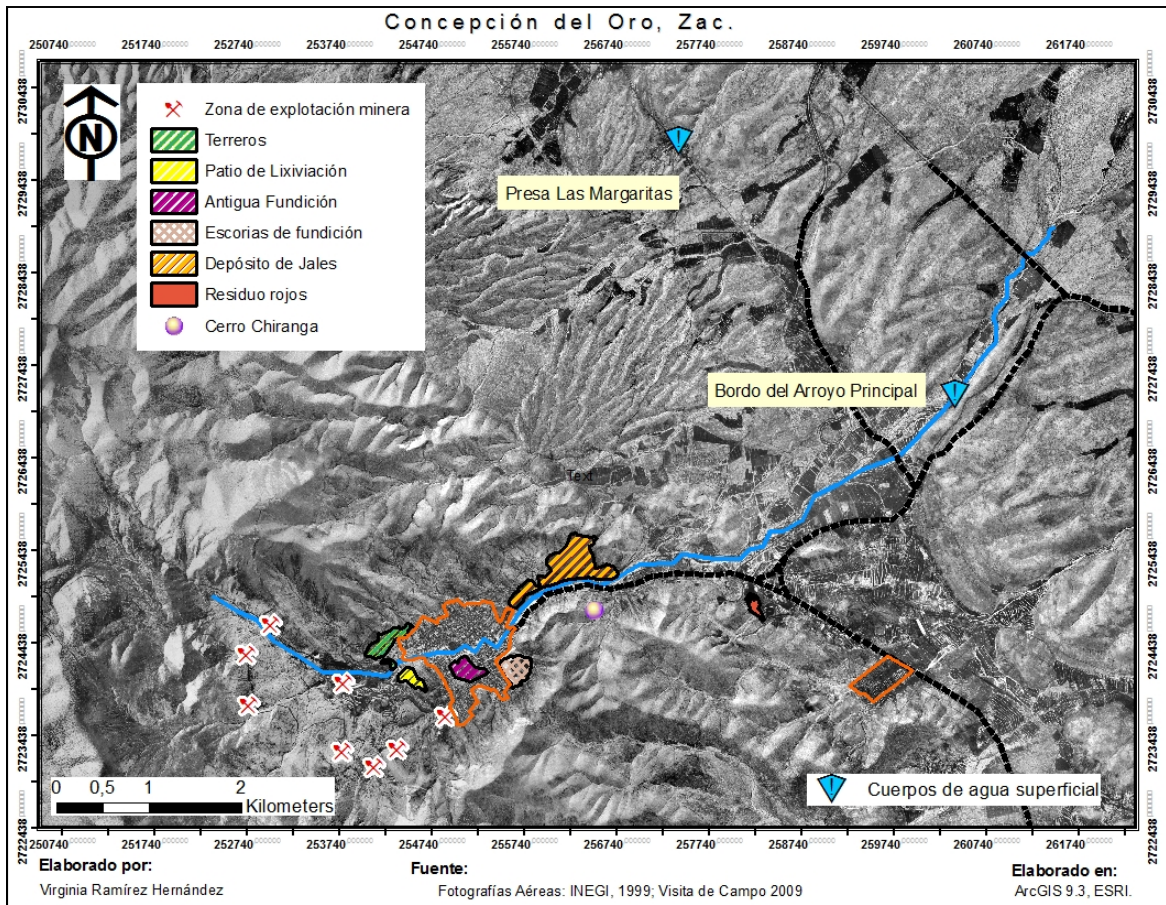


Figura 5.12 Localización geográfica de los cuerpos de agua superficial en el área de estudio.

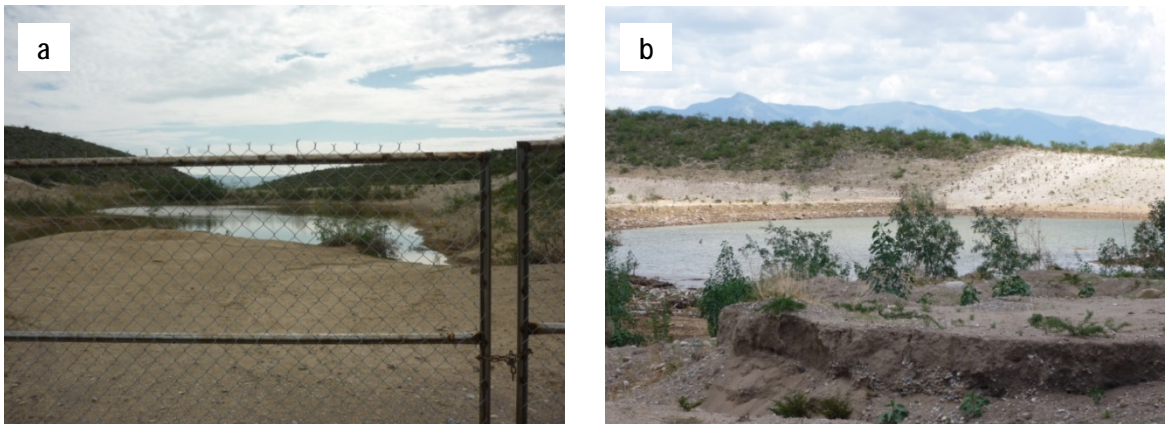


Figura 5.13 Cuerpos de agua superficial: a) Presa Las Margaritas; y b) Bordo del Arroyo Principal.

En las localidades al oeste de la cabecera municipal la mayoría de las casas cuentan con piletas abiertas donde se capta el agua que escurre de las montañas en la temporada de lluvias y cuando se derrite la nieve formada en la parte alta de la sierra durante la época invernal, sin embargo

también pudieran recibir agua de grifo por lo que no son considerados como cuerpos superficiales en el presente trabajo.

En el curso bajo del arroyo se encuentra un bordo que fue construido por los lugareños para acumular el agua y poder emplearla para riego de sus cultivos y de abrevadero para el ganado.

Se sabe también, por comunicación personal con algunos habitantes, que existen algunos pequeños ojos de agua o manantiales que en su mayoría se ubican en lo alto de la Sierra de Concepción del Oro, a la altura de la localidad Aranzazú y que de estos ojos se abastecía los habitantes años atrás. Sin embargo, la mayoría de estos manantiales se han secado por las actividades de explotación minera. Por desconocerse el lugar preciso donde se ubican y por estar fuera del área de estudio, estos ojos de agua no fueron incluidos en el trabajo.

Al agua superficial del sitio se le da principalmente los usos pecuario, doméstico y de riego en pequeños terrenos dedicados a la agricultura. La población de estas comunidades se abastece de agua de pozos y norias pero no se descarta que algunos cuerpos de agua, como los manantiales de agua, sean usados para consumo humano.

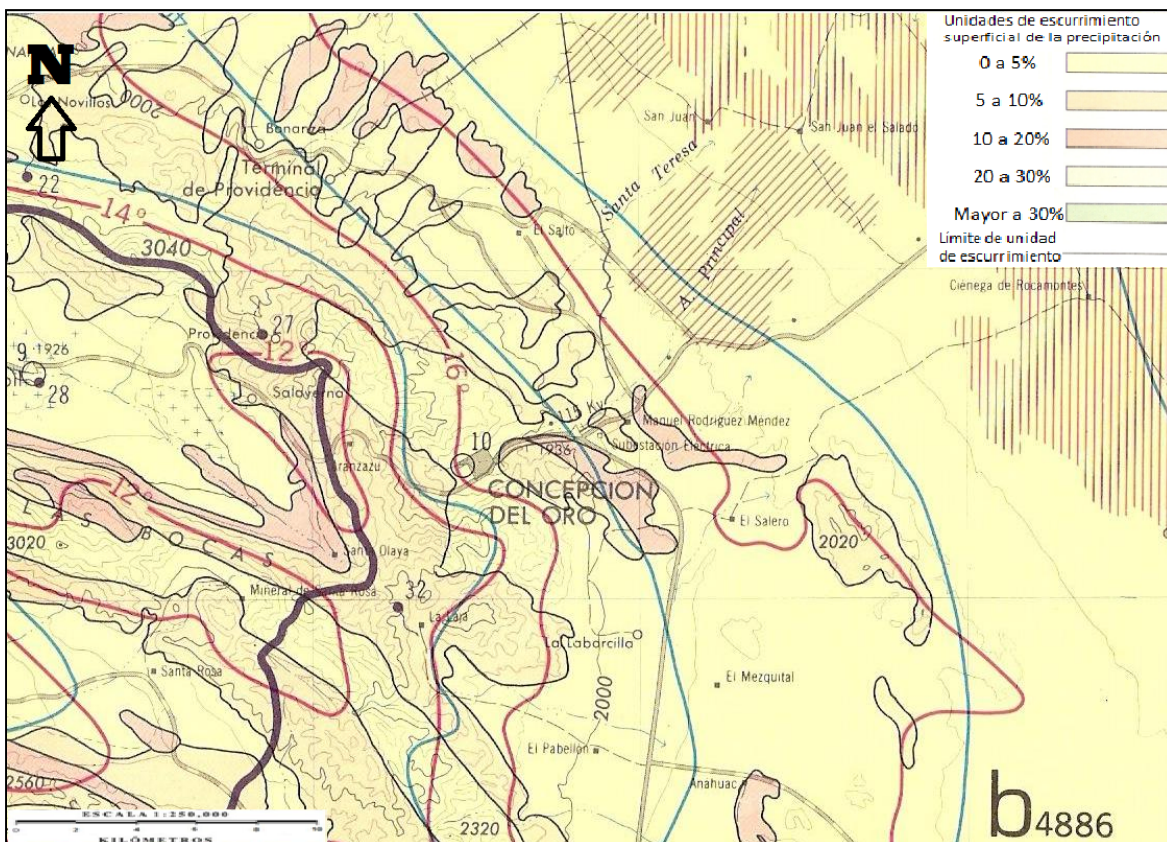


Figura 5.14 Sección correspondiente al área de estudio en la carta hidrológica de aguas superficiales G14-10 (INEGI, 1974b).

Además de la limitada precipitación, la baja disponibilidad del agua superficial en toda la región se debe a la elevada capacidad de infiltración de los suelos. En general, el coeficiente de escurrimiento es bajo para el área de estudio, ya que tan sólo del 5 al 10 % del agua precipitada escurre superficialmente (Figura 5.14).

5.6.2 Hidrología Subterránea

En lo referente al agua subterránea, en el área de estudio hay diferentes unidades geohidrológicas que nos permiten inferir la presencia o ausencia de acuíferos (Figura 5.15). El área urbana esta conformada básicamente por zonas con material consolidado con posibilidades bajas y otros con rendimiento medio (10 - 40 L/s), lo que significa que hay roca masiva, coherente y continua que presenta baja permeabilidad y áreas reducidas que no son susceptibles de contener agua económicamente explotable. El resto del área de estudio está conformado por material no consolidado con rendimiento que va de medio (10 – 40 L/s) a rendimiento bajo (< 10 L/s), es decir que el material es disgregable, suelto y no cementado, y al tener rendimiento mayormente bajo hay bajas posibilidades para encontrar agua subterránea (INEGI, 1997). Por lo tanto, en el área de estudio no es probable la existencia de un acuífero.

El agua que abastece a los habitantes del área de estudio se trae por un acueducto subterráneo de un pozo profundo (220 m) ubicado a 15 km de distancia en la localidad Anáhuac, el cual está en un acuífero que proviene del noroeste y fluye hacia el sureste (INEGI, 1974b).

Existe otra fuente de agua que abastece a la población, se trata de un antiguo socavón de mina inundado, localizado al oeste de la cabecera municipal. Cabe señalar que no se dispone de datos certeros sobre el sistema de distribución de agua en el área de estudio, por lo que se desconoce que zonas o colonias son abastecidas por el pozo de Anáhuac y cuales por el socavón o si en algún punto se mezclan.

La localidad de Estación Margarita cuenta con su propio pozo que al parecer es de uso exclusivo y se encuentra en las cercanías de esta localidad. La localidad está ubicada sobre material no consolidado con rendimiento de 10 a 40 L/s.

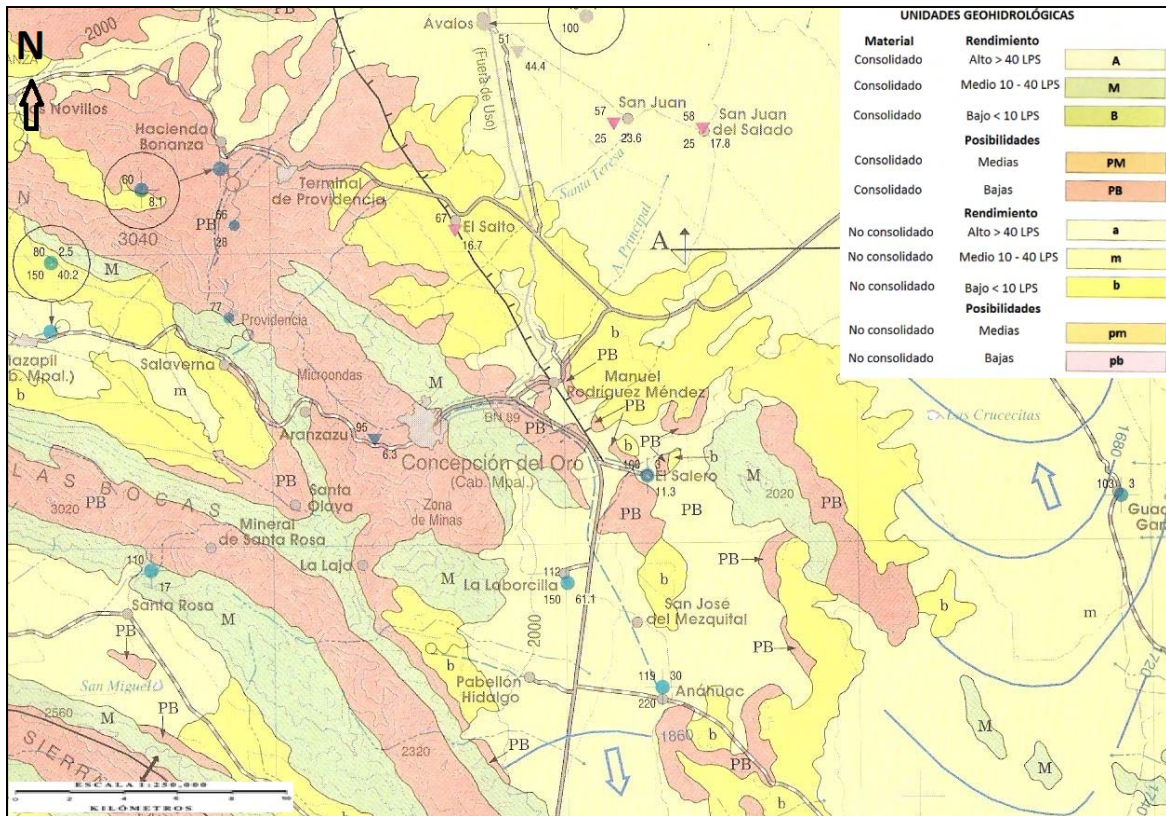


Figura 5.15 Sección correspondiente al área de estudio en la carta hidrológica de aguas subterráneas G14-10 (INEGI, 1974a).

5.7 CLIMA

En el área de Concepción del Oro, el clima imperante es del tipo semiárido. La fórmula climática, basada en el sistema Köppen modificado por Enriqueta García (Álvarez, 1999), del sitio es:

$BS_1kx'(w)(e)$, donde

B = grupo de climas secos

BS = subgrupo estepario

BS_1 = el menos seco de los esteparios, con un cociente $P/T > 22.9$

k = templado con verano cálido, temperatura media anual entre 12 y 18°C, la del mes más frío entre -3 y 18°C y la del más caliente $> 18^\circ\text{C}$

x' = régimen de lluvias intermedio entre verano e invierno

(w) = por lo menos 10 veces mayor cantidad de lluvia en el mes más húmedo de la mitad caliente del año que en el más seco, con un porcentaje de lluvia invernal < 5 de la anual

(e) = clima extremoso, oscilación anual de la temperatura media mensual entre 7° y 14°C

La temperatura promedio anual es de 16.7° C. Se presentan de 1 a 8 días de heladas en los meses de noviembre y marzo, y más de 9 días de heladas en los meses de diciembre, enero y febrero. También se presentan nevadas aunque no son tan regulares. La precipitación promedio anual es de 455.9 mm (SEDEZAC, 2008). El número de días con lluvia apreciable (lluvia mayor de 0.1 mm) en el periodo de mayo – octubre es de 30 a 59, y de 0 a 29 en el periodo de noviembre – abril (Figuras 5.16 y 5.17).

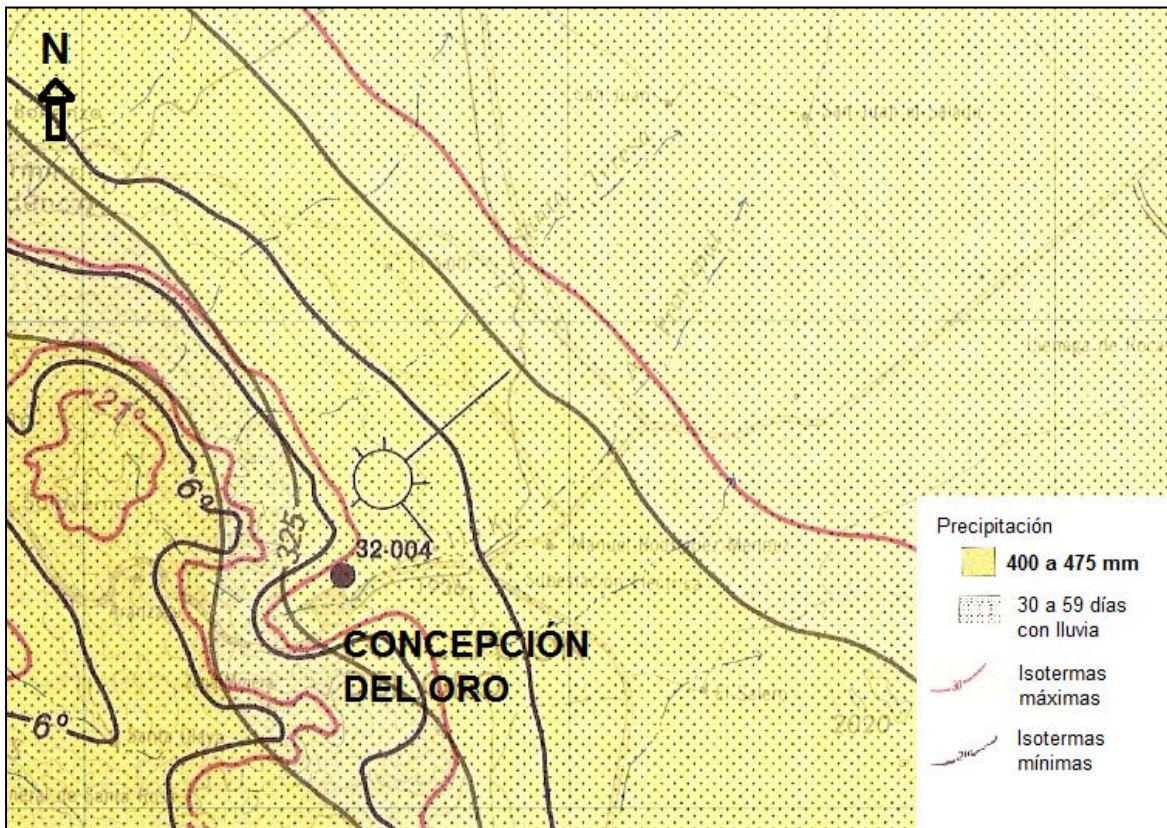


Figura 5.16 Sección correspondiente al área de estudio de la carta de Efectos Climáticos Regionales Mayo-Octubre G14-10 (INEGI, 1975b).

Los vientos dominantes regionales son del noreste y sureste, presentándose en el periodo de mayo-octubre una frecuencia de 55% de vientos en dirección noreste y 20% en dirección sureste, mientras que para el periodo de noviembre-abril el 40% de los vientos con dirección noreste y el 25% dirección sureste. Los vientos dominantes regionales (dirección noreste) en las estaciones de primavera y verano presentan una velocidad promedio de 2.22 m/s, mientras que en las estaciones de otoño e invierno presentan una velocidad promedio de 3.89 m/s (SEDEZAC, 2008).

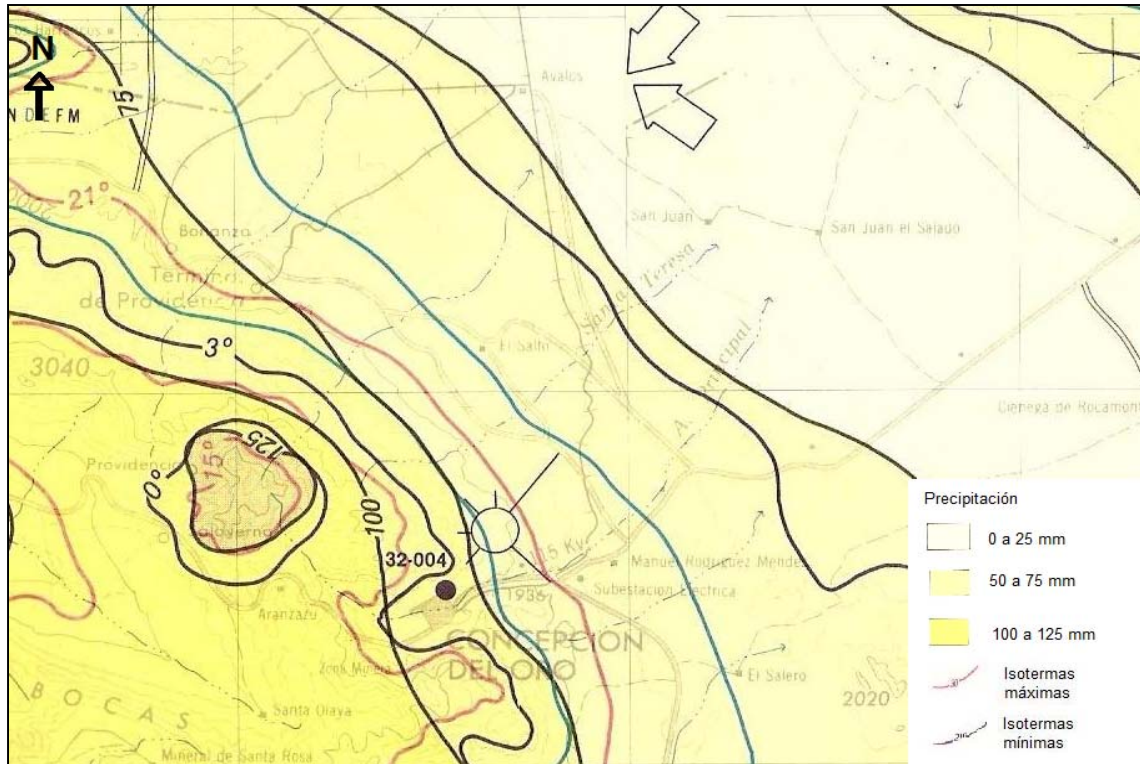


Figura 5.17 Sección correspondiente al área de estudio de la carta de Efectos Climáticos Regionales Noviembre-Abril G14-10 (INEGI. 1975c).

La estación meteorológica que brinda la anterior información, se encuentra ubicada en la localidad La Curva, a las afueras de la cabecera municipal, es decir, que la información refleja únicamente el comportamiento del viento en el área rural. Dentro de la cabecera municipal no hay una estación meteorológica que nos indique cual es el patrón de vientos, pero con los datos regionales podemos hacer algunas inferencias acerca del comportamiento del viento en el área urbana. Como se mencionó anteriormente, el área urbana está en un pequeño valle encajonado por la Sierra de Concepción del Oro, el Cerro La Chiranga y El Temeroso, que le dan forma de molcajete con una abertura hacia el noreste. Esta abertura permitiría que parte del viento dominante del noreste entrara hasta la cabecera municipal y una vez ahí podrían circular según la orografía, aunque otra parte del viento puede chocar con el Cerro La Chiranga generando turbulencia. Esto implicaría que el material suelto de las presas de jales sería arrastrado hacia la cabecera, de cual, las partículas más pesadas se depositarían por gravedad en las cercanías de las presas de jales, mientras que las partículas más finas serían transportadas a mayores distancias para depositarse en el resto de la cabecera municipal. En el área de las presas de jales y el cerro La Chiranga se estaría creando una zona de turbulencia (Figura 5.18).

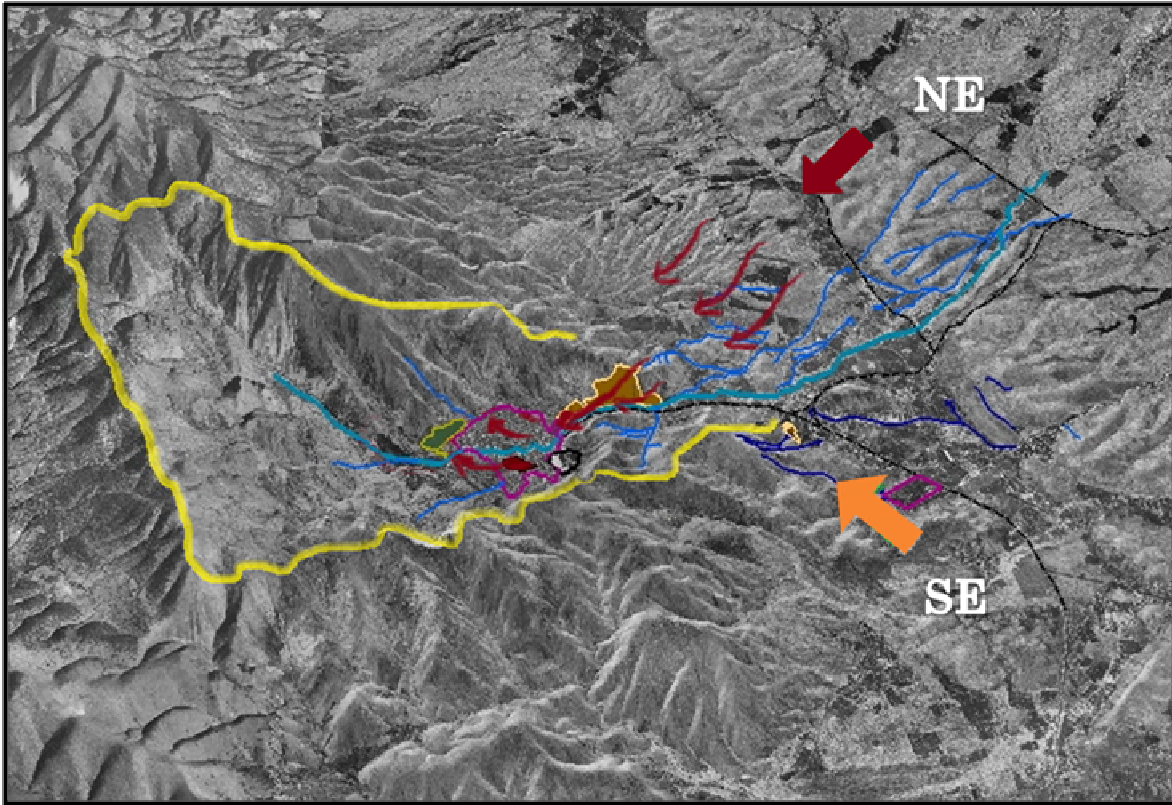


Figura 5.18 Comportamiento del viento de dirección NE dentro del área urbana.

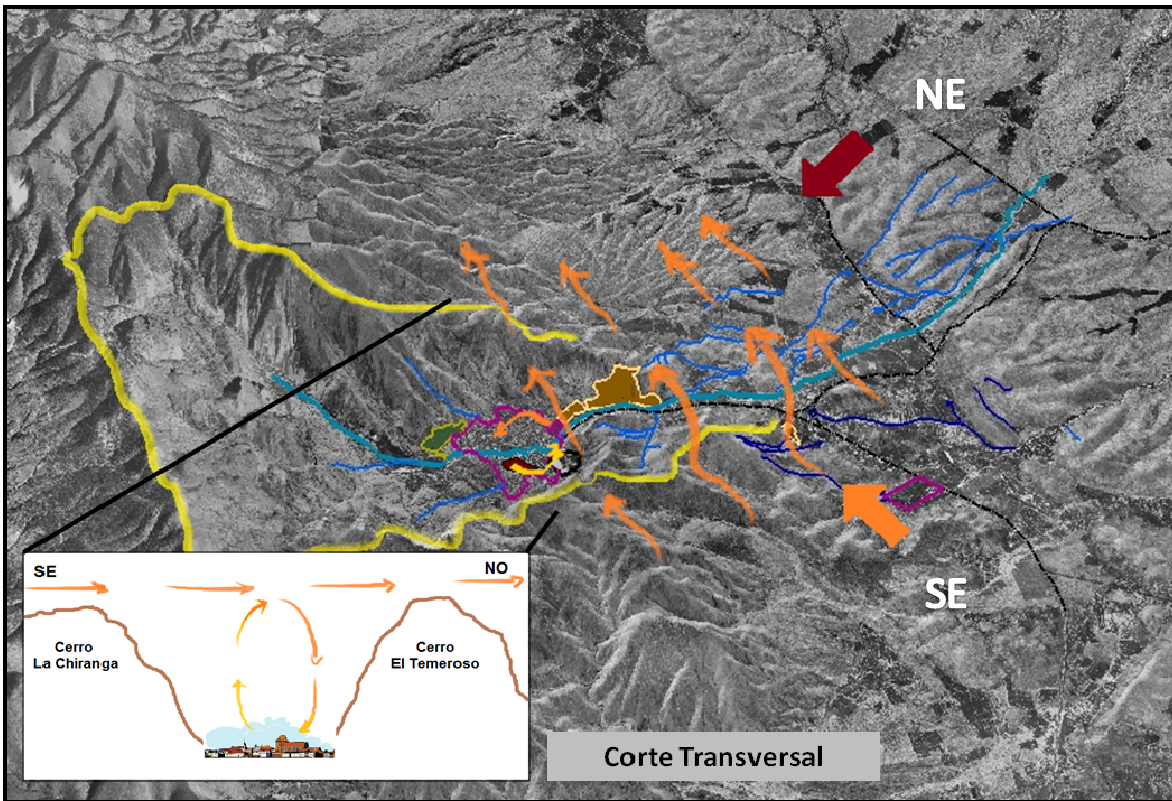


Figura 5.19 Comportamiento del viento de dirección SE dentro del área urbana.

Con el viento dominante procedente del sureste ocurriría un comportamiento diferente. Al venir el viento del sureste, se toparía con el cerro La Chiranga y subiría por él, éste viento seguiría con su dirección pasando el cerro El Temeroso tal como se muestra en la Figura 5.19. Sin embargo, el viento que pasa por arriba esta frío y en la parte baja (ciudad) es más caliente, el aire frío que es más denso desciende y al ir descendiendo se calienta así que el aire caliente (menos denso asciende) generando zonas de alta y baja presión. Entonces, parte del viento del sureste seguiría su dirección y una parte circularía de forma vertical, éste último flujo también movilizaría partículas de noroeste a sureste dentro de la ciudad.

La Figura 5.20 presenta un climograma construido a partir de registros meteorológicos del periodo 1971-2009 reportados por el Servicio Meteorológico Nacional (SMN, 2010) en donde se puede apreciar que el periodo húmedo comienza a mediados del mes de mayo, y termina a principios del mes de octubre. El periodo seco frío abarca los meses de octubre, noviembre y diciembre, y el periodo seco caliente se presenta en los meses de febrero, marzo y abril. Además, en el mes de enero se presenta una precipitación promedio cercana a 20 mm.

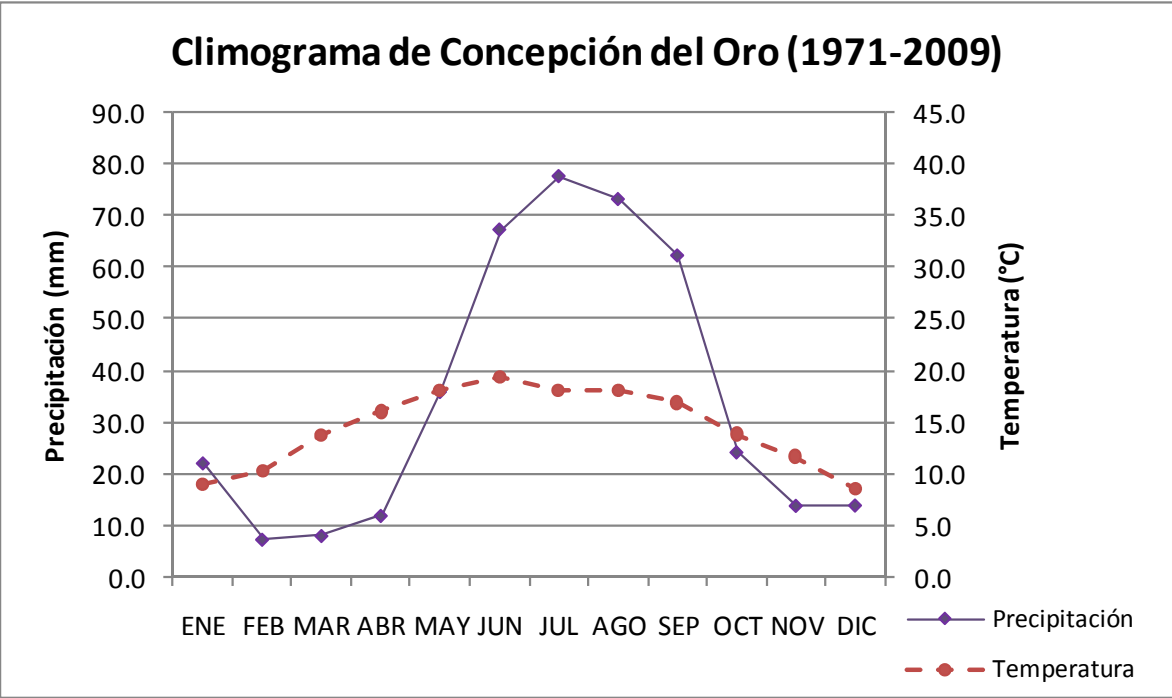


Figura 5.20 Climograma de Concepción del Oro construido con las normales climatológicas de 1971-2009 obtenidos del Servicio Meteorológico Nacional.

5.8 USO DE SUELO Y COBERTURA VEGETAL

En el municipio de Concepción del Oro, un 2.2% del suelo es usado para la agricultura (mayormente de temporal), el 1.4% del suelo está cubierto por pastizal, el 5.0% es bosque de coníferas, un 87.4% es matorral xerófilo, un 3.7% es vegetación secundaria de matorral xerófilo (desértico micrófilo y halófila desértica), un 0.2% pertenece a otros tipos de vegetación, y un 0.1% de la superficie es ocupada por áreas urbanas (INEGI, 2007).

De acuerdo a la carta de usos de suelo (INEGI, 1974c), los principales usos de suelo en el área de estudio son de pastizal natural y de agricultura de temporal permanente para cultivo de tipo anual, en las partes altas de la sierra de Concepción del Oro la cobertura es forestal (pino), mientras que en la parte baja hay matorral xerófilo. En el área urbana se observa un predominio de vegetación arbustiva y arbórea, conformada principalmente por mezquite y coníferas. En el área rural la población vegetal está constituida por matorral inerme y subinerme, crasi-rosulifolios espinosos, izotal, y en menor medida nopalera (Figuras 5.21 y 5.22).

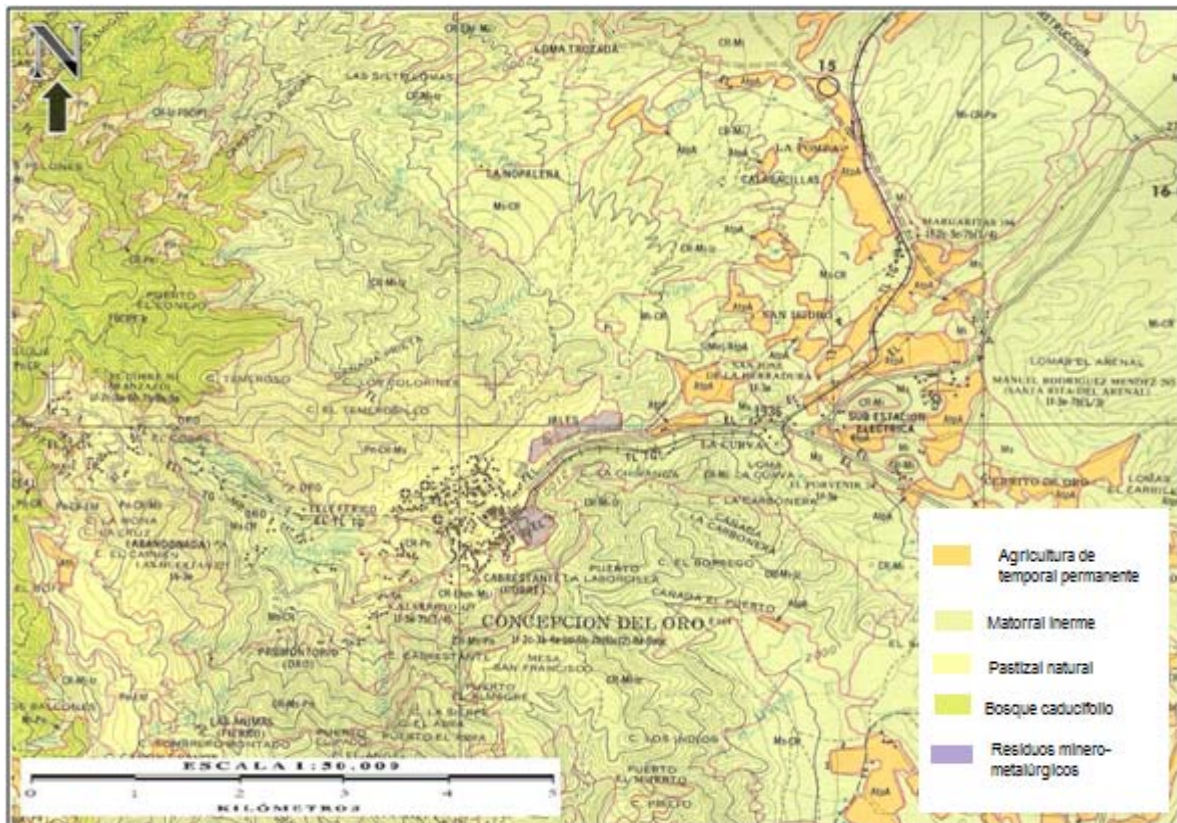


Figura 5.21 Sección correspondiente al área de estudio en la carta Uso de Suelo G14-C62 (INEGI, 1974c)



Figura 5.22 Vegetación característica del área de estudio: a) parte alta de la sierra de Concepción del Oro; b) cabecera municipal; c) ladera de cerro La Chiranga; d) algunas parcelas en el valle de Concepción del Oro; e) planicie en la zona norte del valle; y f) ladera en la zona sur del valle.

Las principales especies que dominan el paisaje son (INEGI, 2007):

- *Larrea tridentata* (gobernadora). Familia: *Zygophyllaceae*
- *Prosopis* (Mezquite). Familia: *Leguminosae*
- *Blechnum chilense* (costilla de vaca). Familia: *Blechnaceae*
- *Euphorbia antisiphylitica* (Candelilla). Familia: *Euphorbiaceae*
- *A. lechuguilla* (Lechuguilla). Familia: *Agavaceae*
- *Yucca filifera* (palma china). Familia: *Agavaceae*
- *Agave potatorum* (Maguey). Familia: *Agavaceae*
- *Ammi visnaga* (Biznaga). Familia: *Umbelliferae*
- *Acacia farnesiana* (Huizache). Familia: *Mimosaceae*

Los cultivos de tipo anual que destacan son el frijol, chile, ajo, vid y durazno, y son para autoconsumo de los habitantes de la zona (SEDEZAC, 2008). Durante las visitas al sitio se observó que la mayor parte de las tierras de cultivo en el área rural han sido abandonadas, siendo muy reducido el número de parcelas que se mantienen en producción. La mayoría de las tierras que se cultivan se encuentran hacia el oeste después de la cabecera municipal, en la parte alta de la sierra, donde hay mejores condiciones el cultivo (disponibilidad de agua principalmente).

5.9 EDAFOLOGÍA

Las unidades de suelo encontradas en Concepción del Oro son mayormente litosoles (suelos muy delgados, espesor menor de 10 cm, descansa sobre estrato duro como caliche) con textura media y se presentan en la parte media y alta de los cerros y sierras que rodean el área urbana (Figura 5.23). En casi toda el área rural se presentan suelos del tipo xerosol háplico (suelos áridos con materia orgánica de superficie clara), también de textura media con horizonte petrocálcico a 50 cm de profundidad y otros de 50 a 100 cm de profundidad.

En la cabecera municipal, en la zona de explotación minera y en las partes bajas de los cerros se presentan regosoles calcáricos (suelos poco desarrollados, constituidos por material suelto semejante a la roca) de textura gruesa, con lecho rocoso entre 10 y 50 cm de profundidad.

En una porción del área rural junto al arroyo Principal el suelo es fluvisol calcárico formados por depósitos aluviales recientes. En el lecho del arroyo Principal la textura es gravosa y se encuentran

fragmentos menores de 7.5 cm en la superficie o cerca de ella. En la Figura 5.24 se pueden apreciar las características de algunos suelos del sitio de estudio.

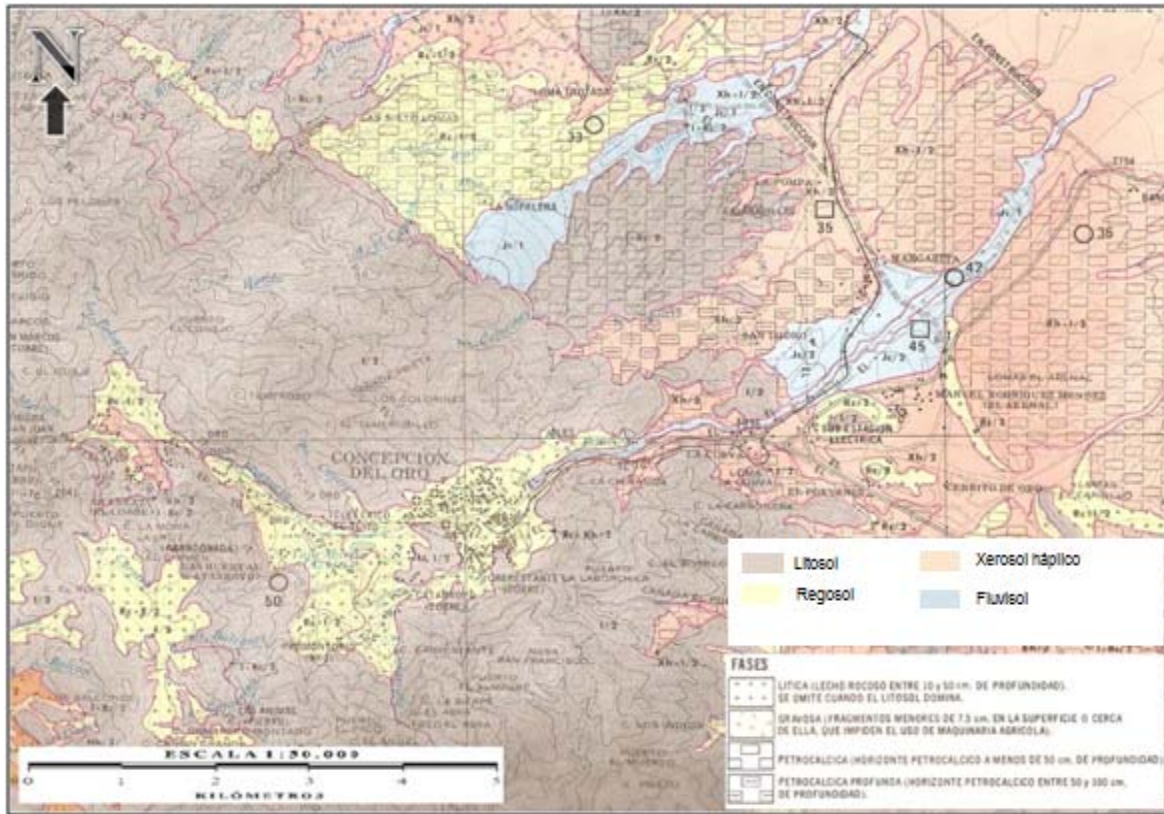


Figura 5.23 Sección correspondiente al área de estudio de la Carta Edafológica G14-C62 (INEGI, 1975a).



Figura 5.24 Suelos del área de estudio: a) Parte media del cerro El Temeroso; b) parte baja del cerro El Temeroso; c) área cercana a la zona de explotación minera; d) patio de casa en la cabecera municipal; e) área cercana a Colonia Fovissste; f) zona norte del área rural

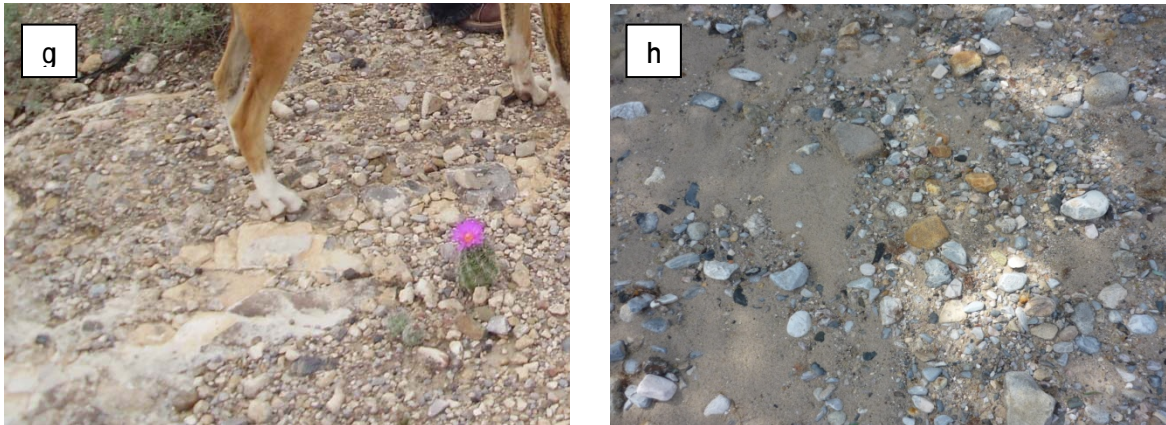


Figura 5.24 (Continuación) Suelos del área de estudio: g) zona este del área rural; y h) lecho del Arroyo Principal.

5.10 DESCRIPCIÓN CRONOLÓGICA DE LAS ACTIVIDADES MINERO-METALÚRGICAS

5.10.1 Condición geológica

En el área de estudio, la secuencia litoestratigráfica está constituida por rocas sedimentarias, ígneas y metamórficas. Las rocas más antiguas son sedimentarias que comprenden 9 formaciones litoestratigráficas: la Formación Zuloaga y La Caja que datan del Jurásico Superior; del Cretácico son las formaciones Taraises, Cupido, La Peña, Cuesta del Cura, Indidura, Caracol y Lutita Parras (Figura 5.25 y 5.26) (SEMIP, 1991). Estas rocas sedimentarias, principalmente calizas grises, contienen capas arcillosas, limosas, de sílex y algunas localizadas de fosfatos (Buseck, 1966). Bergeat (1910) reporta que las calizas son relativamente puro CaCO_3 , a excepción de la Formación La Caja, que contiene 20.5 % de SiO_2 , mientras que las otras tienen 3.2% o menos.

Las rocas ígneas intrusivas pertenecen al periodo Terciario y son de composición granodiorítica con variaciones a diorita (Mapes-Vasquez y col., 1964). La granodiorita se emplazó en la roca sedimentaria hace aproximadamente 40 millones de años (Buseck, 1966), presentando algunos afloramientos en la Sierra de Concepción del Oro, La Caja y Santa Rita, de los cuales se destacan dos y se encuentran formando stocks en la Sierra de Concepción del Oro. En la Figura 5.25 se presenta el stock del sur, donde se han presentado los yacimientos minerales más importantes, comercialmente hablando. Este stock es holocristalino, en el centro es equigranular y hacia la periferia es porfídico, está compuesto por plagioclasa, biotita, cuarzo, hornablenda, magnetita, ortoclasa, diópsido, apatita y escasamente se presenta esfeno y circón (Buseck, 1966). Además, existen otros afloramientos granodioríticos en el área que son de menor tamaño, resaltando uno que se encuentra en la cabecera municipal a la altura de las escorias de fundición y otro en el Cerro La Chiranga (Figura 5.25 y 5.26), los que son muy importantes por estar ubicados en la zona urbana.

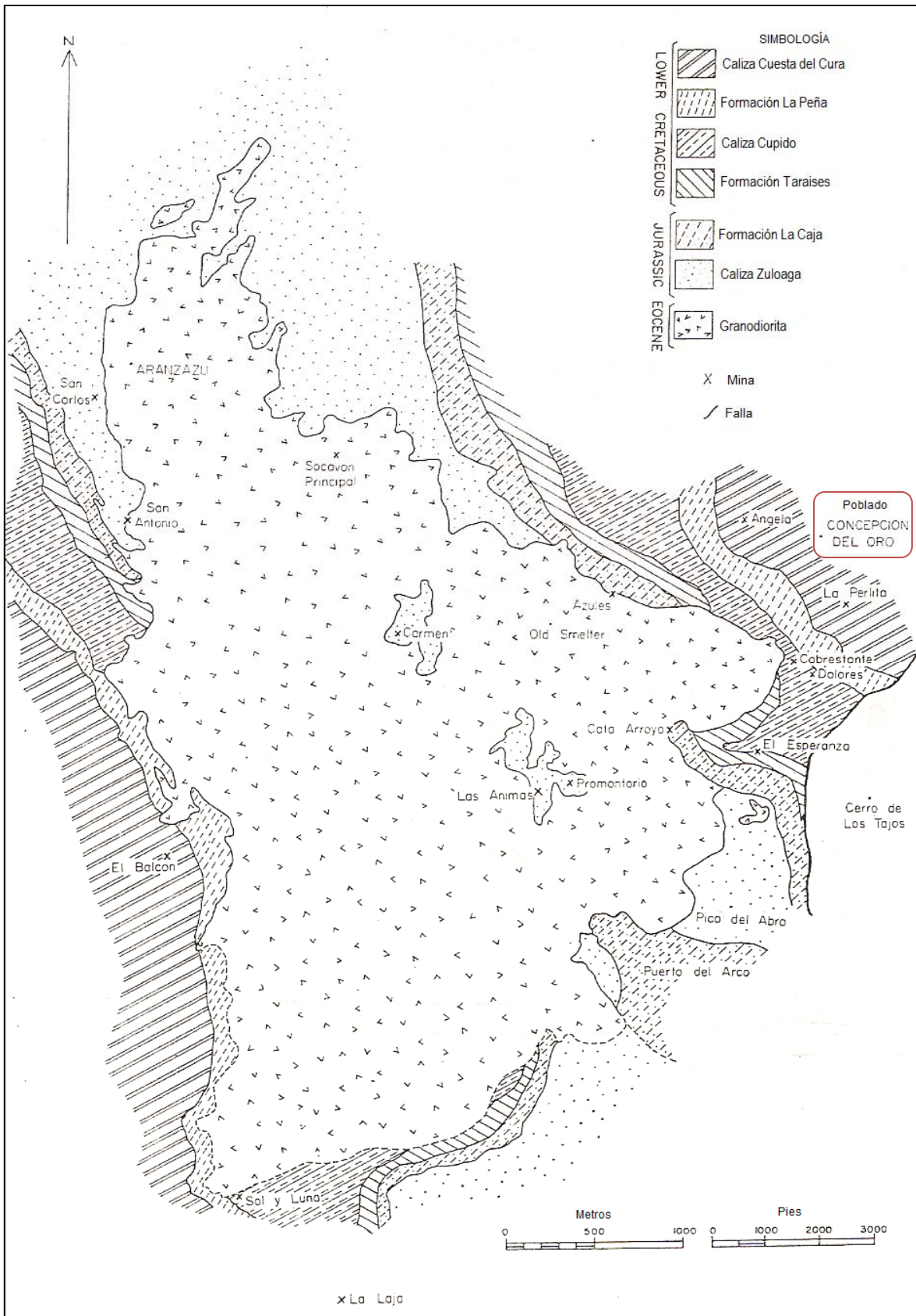


Figura 5.25 Mapa geológico del distrito minero de Concepción del Oro (tomado de Buseck, 1966).

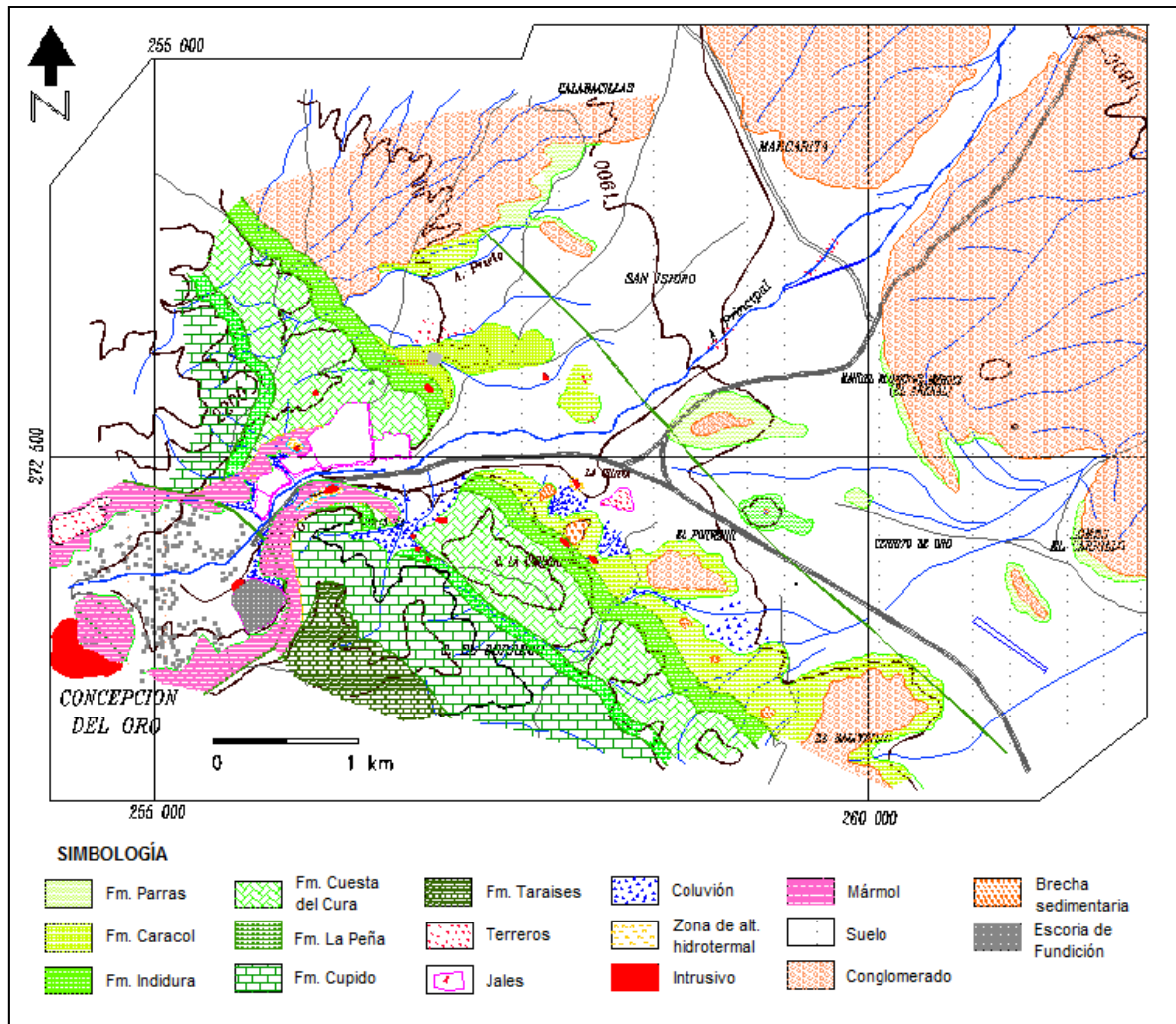


Figura 5.26 Mapa geológico detallado del área de estudio (Castro-Larragoitia, 2000).

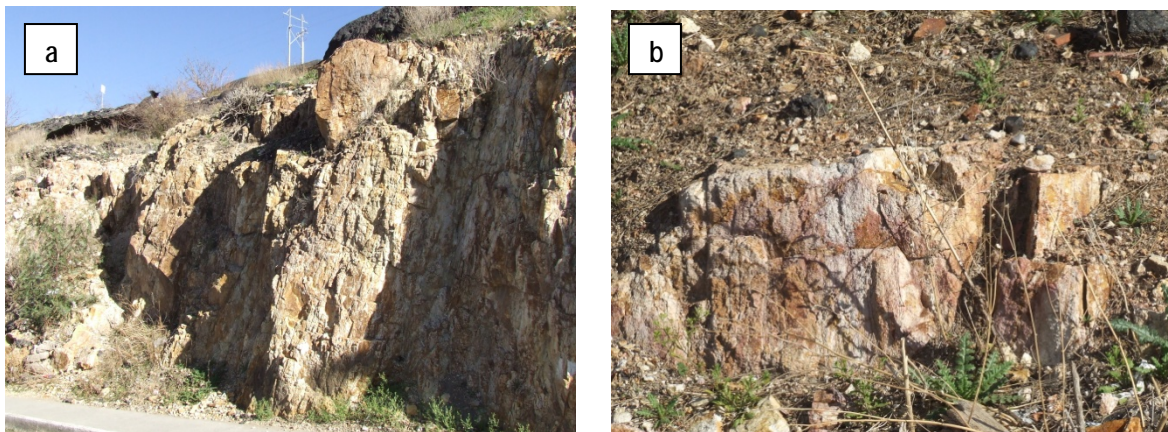


Figura 5.27 Afloramientos de roca intrusiva granodiorítica en el área de estudio: a) Faldas de las escorias de fundición; y b) Cerro La Chiranga.

Del periodo Terciario también son las rocas sedimentarias continentales que están conformadas por conglomerados, y las rocas volcánicas que son de composición andesítica.

Como consecuencia del emplazamiento del intrusivo se desarrollaron algunas aureolas de metamorfismo de contacto que formaron skarn, tactitas o mármoles (SEMIP, 1991). Fluidos metasomáticos y mineralizados permeados al stock ascendieron hasta llegar al punto de ruptura en las orillas del stock. La deposición de silicatos metasomáticos sucedió primero, de la siguiente forma: las capas de sílex en la caliza eran frágiles por lo que proporcionaron conductos silíceos para fluidos de transmisión, localizando las reacciones metasomáticas iniciales, las camas silíceas se fracturaron cuando ocurrió la deformación durante el emplazamiento del stock, la silicación intensa cerca del contacto ígneo provocó una transformación completa de la caliza y la granodiorita adyacente al skarn, la falta de etapas sucesivas desde la roca huésped fresca a skarn indica que el skarn se formó casi todo en un solo cuerpo, como a lo largo de un frente (Buseck, 1966).

5.10.2 Mineralización

Después de la deposición de silicatos metasomáticos ocurrió la mineralización metálica, es decir que los minerales metálicos se depositaron en un ambiente previamente silicatado, con excepción de la magnetita que se localiza preferencialmente reemplazando a la calcita. Precisamente la magnetita fue el mineral que ocurrió primero. Le siguieron la pirita, pirrotita, especularita, calcopirita y las sulfuros (Buseck, 1966).

Los yacimientos minerales se encuentran distribuidos en los stocks de la Sierra de Concepción del Oro, también se hayan asociados a pequeños apófisis del intrusivo que se introducen en los sedimentos adyacentes, y otros pocos asociados a algunos cuerpos hipabisales.

Los minerales de sulfuros son los de mayor importancia comercial en éste distrito. Los minerales predominantes son la pirita (FeS_2) y la calcopirita (FeCuS_4), que en su mayoría se presentan como disseminaciones en la calcita secundaria dentro de fracturas y cavidades del skarn, y asociados a especularita (Fe_2O_3) (Buseck, 1966). Estos sulfuros fueron formados casi al mismo tiempo que la calcita por lo que la sedimentación gravitacional de los sulfuros se vio impedida por la cristalización de la calcita y por lo tanto los sulfuros y la especularita están concentrados en las partes más bajas de las cavidades pero también suspendidos dentro de la calcita (Buseck, 1966). Los sulfuros son escasos dentro de la granodiorita. Otros minerales de sulfuro que se presentan en Concepción, aunque en menor abundancia, son la pirrotita ($\text{Fe}_{11}\text{S}_{12}$), marcasita (FeS_2), esfalerita (ZnS), galena

(PbS), enargita (Cu_3AsS_4), tetraedrita-tennantita ($\text{Cu}_{12}\text{Sb}_4\text{S}_{13}$ - $\text{Cu}_{12}\text{As}_4\text{S}_{13}$), bornita (Cu_5FeS_4), bismutinita (Bi_2S_3), bismuto nativo (Bi), wittichenita (Cu_3BiS_3), cosalita ($\text{Pb}_2\text{Bi}_2\text{S}_5$) y tetradimita ($\text{Bi}_2\text{Te}_2\text{S}$). La bismutinita, enargita, tetraedrita-tennantita y esfalerita son minerales inusuales en este yacimiento por lo que es sorprendente encontrarlos a todos a varios milímetros uno del otro (Buseck, 1966).

La zonación de los metales es similar a lo que comúnmente se observa en los yacimientos hidrotermales. Las principales mineralizaciones de cobre y hierro están inmediatamente adyacentes al cuerpo intrusivo, con minerales abundantes de calcopirita, magnetita, especularita y pirita. Las menas de oro, que le dieron su nombre al municipio, también se presentaron en esa zona pero en mucho menor abundancia (Buseck, 1966). Siguiendo hacia el exterior del stock, se encuentran metales como Zn y Pb con menores cantidades de Ag, aunque también hay yacimientos de alto grado de Pb-Ag pero que son muy pequeñas y se ubican a lo largo de la falla de empuje de Concepción del Oro principalmente en el sur de la cabecera municipal. Finalmente, en lo más alejado del intrusivo, se han identificado metales como Hg y Sb pero en cantidades traza.

5.10.3 Metales y metaloides asociados a yacimientos tipo skarn

En los skarn mineralizados hay una amplia distribución natural de muchos metales. Como se mencionó antes, en el sitio de estudio se presentaron menas de Cu, Pb-Zn y en menor medida de Au. En los skarn de Cu es común encontrar también Au y Ag en las zonas proximales, Pb, Zn y Ag en zonas distales y en algunos depósitos se han observado anomalías de Co, As, Sb, Bi y Mo. Por su parte, en los skarn donde la mena es de Zn-Pb, se puede encontrar Mn, Cu, Cd, Co, Au, Ag, As, W, Sn, y Be (Hammarstrom y col. 1995). En los skarn de Au se encuentran elementos traza como Ag, Cu, As, Pb y Zn y también llegan a encontrarse Bi, Co, Sb, Te, Se. Como puede verse, hay metales y metaloides que coinciden en ambos yacimientos, y que además ya se han identificado en el sitio de estudio (Buseck, 1966; Figueroa-Cervantes, 2007; Martínez-Hernández, 2008), estos son: Cu, Pb, Zn, Ag, Au, Mn, Co, As, Sb, Sn, Bi, Mo y Se.

5.10.4 Mineralogía Secundaria

En los yacimientos ricos en minerales sulfurosos puede ocurrir la formación de gossan, que son resultado de la alteración física y química de los sulfuros a causa de factores como lluvia, viento, acción solar o agua subterránea. La formación de gossan es importante porque en las reacciones de

alteración de los sulfuros (oxido-reducción) se producen diferentes compuestos como óxidos, carbonatos, sulfatos, elementos nativos o nuevos sulfuros, que pueden tener diferente movilidad o biodisponibilidad que los minerales primarios, así como también se forman iones H^+ que implican una acidificación del medio y pueden dar pie a la formación de efluentes ácidos (DAR) (Taylor y Thornber, 1992).

Los minerales secundarios que se formen y que se podrían encontrar en el sitio de estudio depende de la mineralización primaria. La alteración supergénica (por meteorización y erosión) de sulfuros como pirita (FeS_2) y calcopirita ($CuFeS_2$), permite la formación de hematita (Fe_2O_3), goethita [$FeO(OH)$]. A partir de la galena (PbS) se puede formar cerusita ($PbCO_3$) o anglesita ($PbSO_4$), sin embargo sería más probable encontrar cerusita en el sitio de estudio, ya que el Pb precipita primero a cerusita cuando existe abundancia de carbonato disuelto. Otros minerales secundarios asociados con las menas de Cu-Pb-Zn-Ag incluyen azurita ($Cu_3(CO_3)_2(OH)_2$), malaquita ($Cu_2CO_3(OH)$), smithsonita ($ZnCO_3$), cerargirita ($AgCl$), óxidos de manganeso como pirolusita (MnO_2) y groutita ($MnO(OH)$) (Hammarstrom y col., 1995).

5.10.5 Explotación y beneficio de metales preciosos

El distrito minero de Concepción del Oro ha sobresalido por su larga historia y producción. Posiblemente los indígenas guachichiles de la región ya obtenían plata nativa en este sitio, sin embargo, fue hasta finales del s. XVI que el distrito fue descubierto por el capitán Francisco de Urdiñola, quien fundó el pueblo de Concepción del Oro en 1587 (SEMIP, 1991). Otro español, Marqués de Aguayo, dio comienzo a los trabajos para explotar los minerales oxidados de plomo y plata que afloraban, abriendo las primeras minas que fueron San Eligio y Albarradón ubicadas a 14 km al oeste del pueblo de Concepción del Oro (Buseck, 1966). Poco después se encontró oro en abundancia en las montañas de la Sierra de Concepción del Oro, y las minas en este sitio llegaron a presentar leyes de 400 g/ton de Au (SEDEZAC, 2008; Buseck, 1966). Es probable que la plata y el oro encontrados fueran obtenidos utilizando sólo calor para lograr su fusión pues los yacimientos eran muy ricos en estos metales. El interés principal de los españoles eran los metales preciosos como oro y plata por lo que no fueron explotados los minerales sulfurados.

Dos siglos más tarde disminuyó la actividad minera del sitio por el agotamiento de las menas ricas junto con la Guerra de Independencia, y fue hasta el s. XIX cuando vino el repunte de la minería con la llegada en 1889 de la compañía *Mazapil Copper Company Limited* (MACOCOZAC), de

Manchester, Inglaterra, la cual adquirió las minas ya existentes y descubrió otras nuevas (SEMIP, 1991). Es entonces cuando comenzó la explotación organizada y a gran escala de los yacimientos de cobre.

Las minas que fueron primeramente explotadas por MACOCOZAC fueron: Tajo San Antonio, Tajo Jaime, Manzanillas, La Trinidad, El Guaje y San Juan, ubicadas a la altura de Aranzazú (Figura 5.25). Casi de inmediato, MACOCOZAC instaló una fundición de cobre para procesar los minerales extraídos, así como también se hicieron caminos y se instalaron vías de teleférico que les servían para trasladar los minerales del lugar de extracción en la parte alta de la sierra hacia la fundición, y vías de ferrocarril por las que se enviaba el producto final a Coahuila. En la Figura 5.28 se aprecian estas obras, donde se destaca las importantes emanaciones de la fundición en dirección suroeste de la ciudad.

La Tabla 5.1 presenta un listado de las principales minas del distrito y los elementos explotados.

Tabla 5.1 Principales Minas del área de estudio (SGM, 2004a)

Mina	Elementos económicos explotados	Naturaleza de los minerales
Aranzazú	Cu, Au, Cu	Oxidados
Tajo San Carlos	Au, Ag, Cu	Oxidados
Tajo San Antonio	Au, Ag, Cu	Oxidados
Tajo Jaime	Au, Ag, Cu	Oxidados
Palomas	Au, Ag, Cu, Pb, Zn	Oxidados
Socavón Principal	Au, Ag, Cu, Pb, Zn	Oxidados
El Balcón	Fe, Au, Ag, Cu, Pb, Zn	Oxidados
Sol y Luna	Fe, Au, Ag, Cu, Pb, Zn	Oxidados
El Carmen	Au, Ag, Cu, Pb, Zn	Oxidados
Los Reyes	Au, Ag, Cu	Oxidados
Restauradora	Au, Ag, Cu, Pb, Zn	Oxidados
Las Ánimas	Au, Ag, Cu, Pb, Zn	Oxidados
Promontorio	Au, Ag, Cu, Pb, Zn	Oxidados
Cata Arroyo	Au, Ag, Cu, Pb, Zn	Oxidados
Tajo Arroyos Azules	Au, Ag, Cu, Mo	Oxidados
La Esperanza	Au, Ag, Cu, Pb, Zn	Oxidados
Cabestrante	Au, Ag, Cu, Pb, Zn	Oxidados
Ángela	Au, Ag, Pb, Zn, Cu	Sulfuros
La Perlita	Au, Ag, Pb, Zn, Cu	Sulfuros
El Rincón	Au, Ag, Pb, Zn, Cu	Oxidados
La Chiranga	Au, Ag, Cu	Oxidados
La Cachiranga	Au, Ag, Pb, Zn, Cu	Oxidados
La Ola	Au, Ag, Cu	Oxidados

NOTA: El orden en que se presentan las minas es de aquellas más alejadas del poblado en la zona de la Sierra de Concepción del Oro, hasta la ciudad.

También cabe resaltar que el sistema de canastillas (teleférico) pasaba por encima de la parte oeste del poblado, y los relatos de los habitantes cuentan que el mineral constantemente se dispersaba en el trayecto. Como se observó en la Figura 5.28, como residuo de la fundición, se generaron escorias que fueron depositadas en la zona suroeste del poblado, y de las cuales se hablará más detalladamente en la siguiente sección.

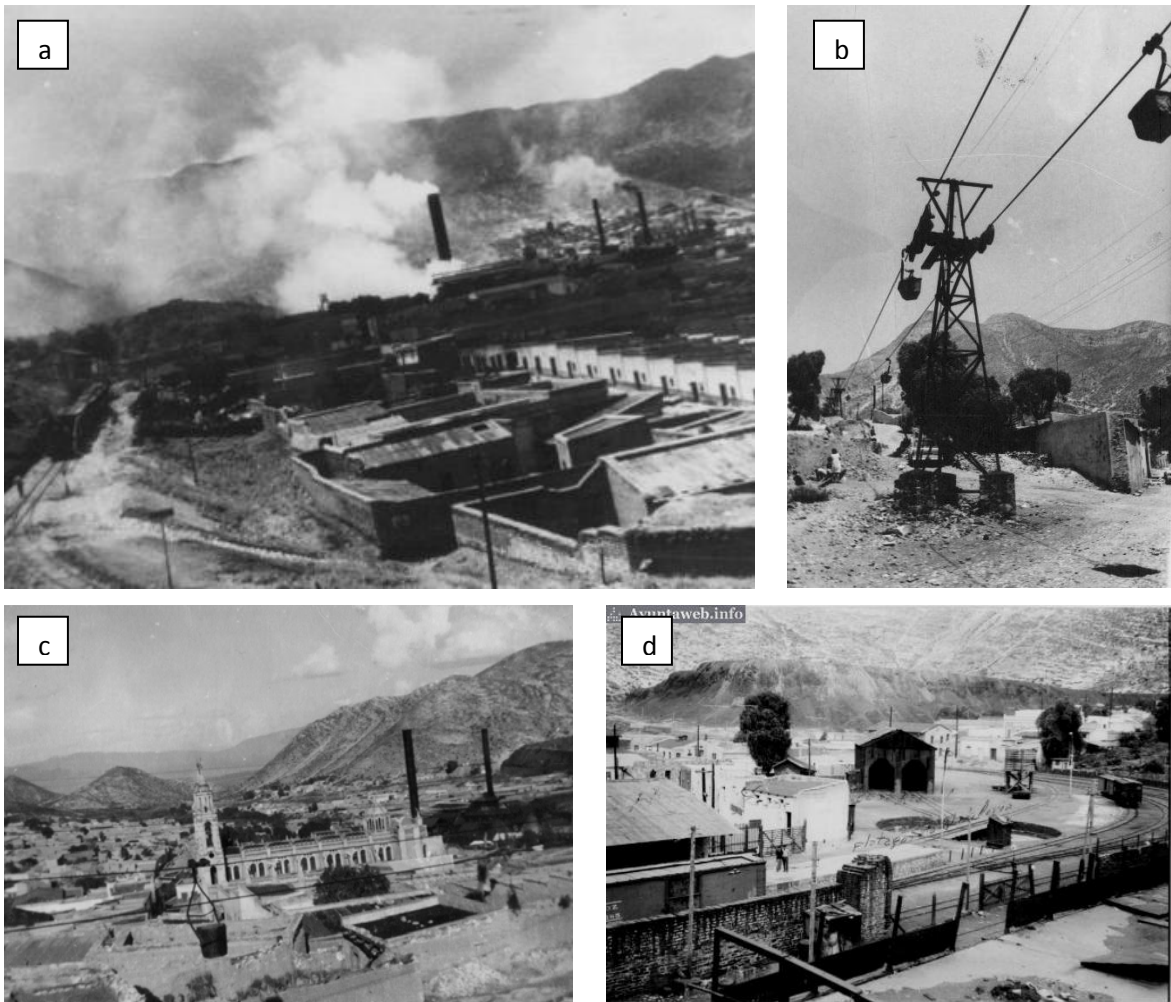


Figura 5.28 Fundición de Cobre de la compañía MACOCOZAC y vías de transporte de mineral: a) Vista de la fundidora activa y ferrocarril tomada desde el SE del poblado de Concepción del Oro; b) sistema de canastillas (teleférico) que trasladaban el mineral; c) vista de la fundidora y el sistema de canastillas, tomada desde la zona Oeste del poblado; y d) Vista de las líneas de ferrocarril y al fondo las escorias, tomada desde adentro del área de fundición.

A principios del s. XX la explotación continuó con las minas Cabestrante, Cata Arroyo, Promontorio, El Carmen, La Paloma y La Perlita. De estas minas, Promontorio fue una de las más grandes, y La Perlita fue la principal donde se explotaba menas de Pb-Zn-Ag y se encontraba dentro del poblado. Para el año de 1912, MACOCOZAC instaló una planta de cianuración que operó durante dos años.

Sin embargo, durante la Revolución Mexicana, en el distrito se suspendieron las actividades minero-metalúrgicas, así como pasó en la mayor parte de los distritos mineros del país. Fue hasta 1915 que se inician de nuevo las actividades mineras por otros 5 años y se suspenden en 1920. De nueva forma, en 1922 reinician operaciones que se extenderían hasta 1930.

Otra compañía que se instaló en esta época (1925) fue la Compañía Minera Eureka, S.A., que operó en la mina San Marcos en la Sierra de Concepción del Oro, explotando minerales sulfurosos, ya que anteriormente los minerales oxidados de este lugar habían sido explotados por la Compañía Minera San Marcos, S.A (SEMIP, 1991).

MACOCOZAC arrendó en 1930 sus propiedades al señor Santiago Palacios y después a Inversiones del Oro, posteriormente regresó MACOCOZAC a trabajar por otro corto periodo y en 1938 cedió nuevamente sus instalaciones por dos años, en esta ocasión a la Cooperativa de Mineros. En 1940 entró nuevamente en operaciones la compañía MACOCOZAC, y en esta nueva etapa se encontró la mina Elma, ubicada en los márgenes del Arroyo Principal, la cual fue explotada de 1948 a 1958.

Otra compañía que arribó a Concepción del Oro fue Metalúrgica Mexicana, S.A. que empezó operaciones en 1951, y continuó con la explotación de la mina Elma con sistema a cielo abierto, hasta 1960 cuando el empobrecimiento de las leyes de cobre hizo no redituable la actividad minera. En el sistema de minado a cielo abierto se produjeron voladuras, las cuales pudieron dispersar el material a la cabecera municipal.

Entre 1950 y 1960, la cabecera municipal ya contaba con aproximadamente 20,000 habitantes, incluidos los que ofrecían sus servicios dentro de las compañías existentes, siendo la Compañía MACOCOZAC la más grande con una fuerza laboral de 1000 personas en esa época (SEDEZAC, 2008).

Fue alrededor de estas fechas que dejó de operar la fundición de cobre, posiblemente a finales de 1962 cuando la Comisión de Fomento Minero adquirió las instalaciones del sitio, y al hacerlo el tratamiento metalúrgico se empezó a realizar por medio de una planta concentradora más moderna, que operó hasta 1990. En este año, la compañía Compañía Minera Coapas, S.A. adquirió las instalaciones y continuó con la explotación de los yacimientos cupríferos a cielo abierto en el tajo Arroyos Azules (Figura 5.29), éste sistema de minado fue necesario por las bajas leyes de cobre (0.65% o menos), aunque también se siguió trabajando con minado subterráneo en la mina Cabestrante (ley superior a 1.25%). El mineral extraído era beneficiado en dos plantas de flotación

ubicadas en la ciudad de Concepción del Oro, y con ambas se tenía una capacidad instalada de 2200 ton diarias, con leyes promedio de 0.35 g/ton de oro, 30 g/ton de plata y 0.80% de cobre (SEMIP, 1991; Corona y col., 1993). La compañía Coapas cesó actividades en 1992 pero mantienen la propiedad bajo resguardo (SEDEZAC, 2008).

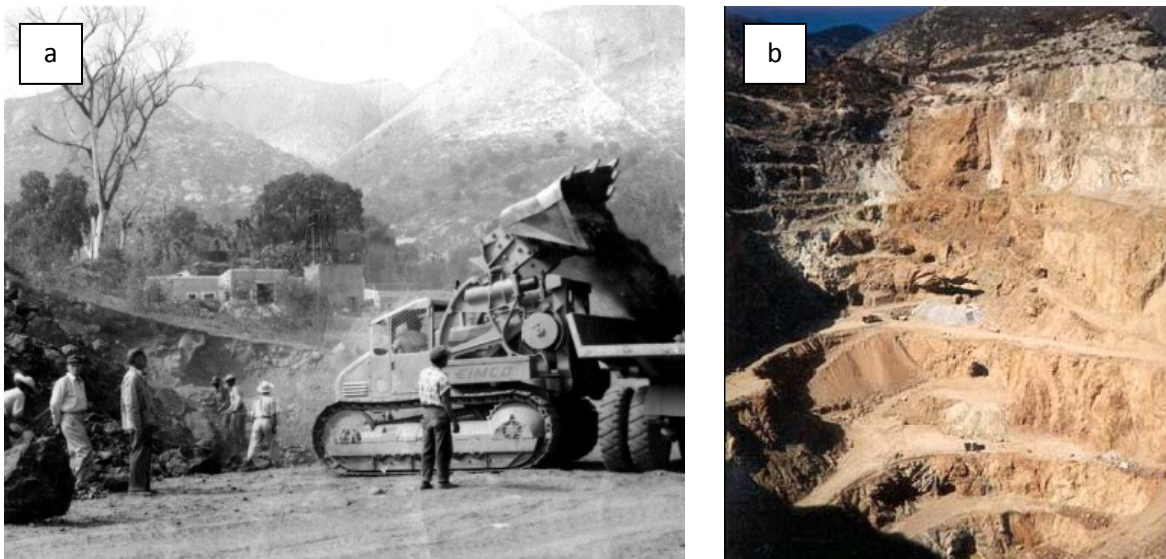


Figura 5.29 Tajo abierto Arroyo Azules (SGM, 2008): a) Principios del tajo; y b) vista desde el interior del tajo.



Figura 5.30 Vestigios de los patios de lixiviación en la zona oeste de la ciudad de Concepción del Oro.

Además, se sabe que en 1990 se aplicaban procesos de cianuración en montones para tratar el material residual de la operación, y que estuvo vigente hasta el año de 2001 (Martínez-Hernández, 2008).

Otras minas importantes para este trabajo son la mina La Chiranga y La Cachiranga, ubicadas en el Cerro La Chiranga donde se obtenían minerales oxidados de Au, Ag, Pb, Zn y Cu (SGM, 2004a). Se

desconoce que compañía minera estuvo a cargo de su explotación, la duración de operación en ellas y los volúmenes de producción.

Así mismo, el Servicio Geológico Mexicano (2004a) reporta la existencia de otra planta de beneficio ubicada a la altura de La Curva, denominada La Ola. De ella se conoce que producía concentrados de Ag, Pb y Zn (10 ton/día) mediante el proceso de flotación. Se desconoce también la duración de operaciones de esta planta y en campo no se observaron vestigios de dicha planta.

5.10.6 Residuos minero-metalúrgicos

La intensa actividad minero-metalúrgica en Concepción del Oro ha generado grandes volúmenes y variados tipos de residuos. Entre estos se encuentran: material estéril de mina depositado en forma de terreros, jales de flotación, escorias de fundición y residuos de cianuración en montones. La Figura 5.31 presenta la ubicación de los principales residuos identificados en el área de estudio.

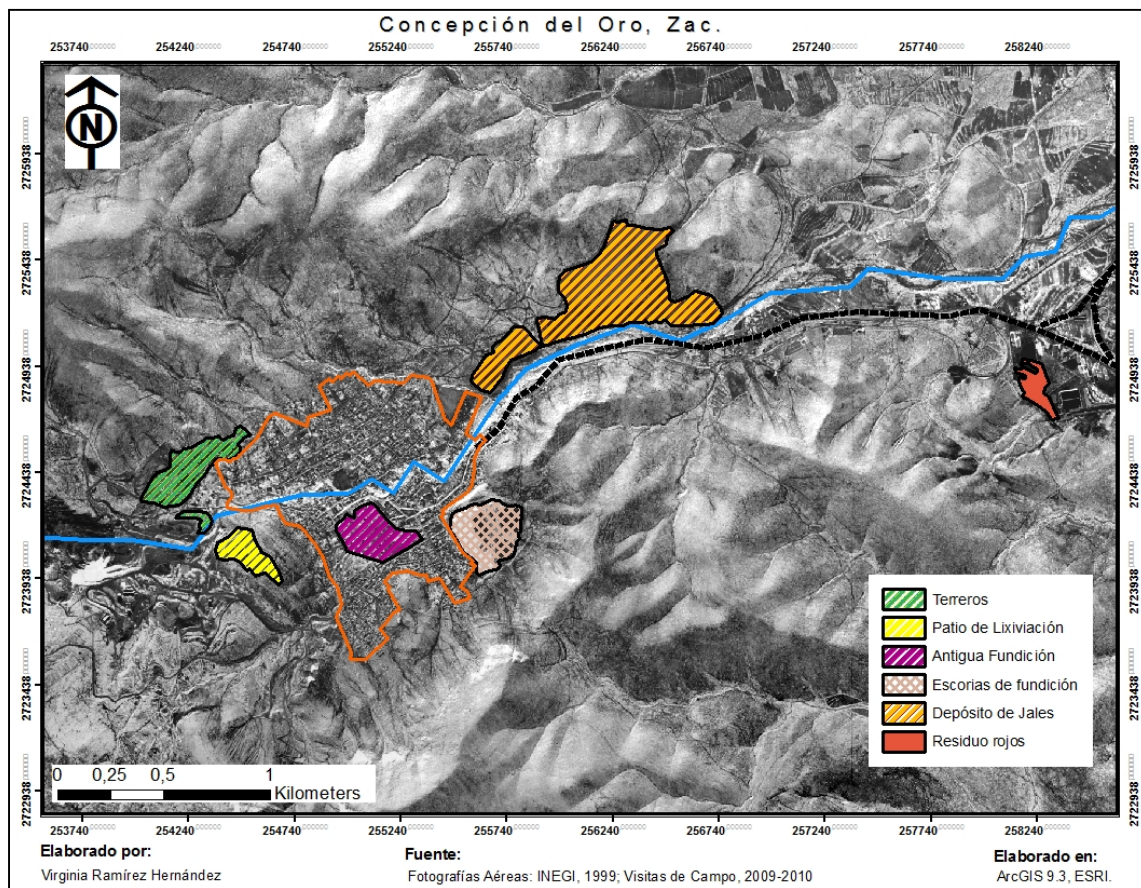


Figura 5.31 Ubicación de los depósitos de residuos más importantes por su tamaño en el área de estudio.

Con respecto a los terreros, se observa una importante acumulación de material estéril de mina, que son resultado de la explotación de las minas. En estos montones se observan diferentes tonalidades rojas que dan una idea de los diferentes grados de oxidación de los minerales de ganga ahí presentes (Figura 5.32). Estos terreros ocupan aproximadamente 10.4 ha al noroeste de la ciudad y en sus cercanías se encuentran casas de la colonia Las Lajas.



Figura 5.32 Vistas de los terreros al noroeste de la cabecera municipal de Concepción del Oro.

Sin duda, por volumen e impacto visual, los residuos más importantes localizados en el área de estudio son los depósitos de jales, que están formados por 5 presas de jales que suman un volumen aproximado de $3 \times 10^6 \text{ m}^3$ (Martínez-Hernández, 2008). Estos jales son resultado de los procesos de flotación empleados para tratar los minerales de muchas minas, por lo que los jales presentan una alta variabilidad de minerales primarios y secundarios. Cabe señalar la falta de medidas de prevención, control y restauración en estos residuos (por ejemplo, no tienen una cobertura que impida su alteración química o dispersión física y química), además de estar ubicados a un costado del arroyo Principal que facilita su dispersión. Otro aspecto importante es su cercanía con el área urbana y el área agrícola, inclusive algunas casas se ubican en las faldas de las presas de jales, además, por ser de fácil acceso a la población, niños de la localidad tienen una cancha improvisada de fútbol arriba de una de las presas (Figura 5.33).

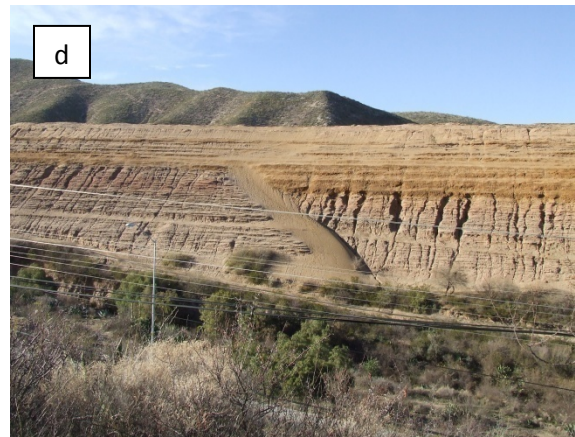


Figura 5.33 Vistas de las presas de Jales: a) primeras dos presas a la entrada de la ciudad; b) parte superior de una presa de jales; c) dispersión del material fino de los jales por acción del viento; d) estrías por erosión hídrica en el talud de las presas y un pequeño derrumbe; e) vivienda a un costado de las presas de jales; y f) niños jugando en su cancha improvisada en la parte superior de la última presa.

En el límite sureste de la cabecera municipal, se encuentra un depósito de escorias de fundición, formando una gran pila que ocupa un área aproximada de 8.3 ha. Como se mencionó antes, las actividades de la fundición cesaron en 1962, y la ciudad siguió creciendo y urbanizándose, por lo que la superficie del depósito de las escorias fue utilizada para construir la Unidad Deportiva Principal. Para tal efecto, en la parte superior de las escorias fue colocado suelo o material de préstamo, del que se desconoce su origen, formando una capa que no es uniforme en cuanto a su espesor ya que en algunas partes es de pocos centímetros de profundidad mientras que en otras se observa más gruesa. Las escorias de la parte superior presentan alteración física, ya que se puede observar una reducción en el tamaño de las mismas, encontrando incluso partículas del orden de milímetros o menores. Se observa, además, que las escorias han sido removidas, ya que en algunos lugares se observan excavaciones. Esto concuerda con lo observado en la localidad Estación Margarita, donde las vías del antiguo ferrocarril fueron instaladas sobre un terraplén con escorias. La Figura 5.34 presenta algunos de los detalles mencionados sobre este residuo.

Dentro de la zona de explotación minera se encuentran los antiguos patios de lixiviación, que permanecen con los residuos de éste proceso. A un costado de los patios se ubicó la colonia Bellavista. Durante un tiempo, después del cierre de actividades, los habitantes del sitio podían ingresar a estos patios pues los convirtieron en un área recreativa para jugar beisbol, pero actualmente el área fue cercada.

A la altura de la localidad La Curva, en el entronque de la carretera Zacatecas-Saltillo y la carretera Concepción-Morelos, se localiza otro depósito de residuos. No se sabe con certeza el origen de estos residuos ni que tipo de proceso los generó, pero presentan características granulométricas similares a jales (partículas finas) y una coloración roja característica de fases oxidadas de hierro, por lo que es probable que hayan sido generados por procesos de cianuración o flotación del mineral extraído en el sitio. La Figura 5.35 presenta algunas vistas de los residuos rojos, donde se aprecia el avance de la dispersión de estos residuos en el área circundante, dispersión que puede ser atribuida a la erosión fluvial ya que en los residuos se observan cárcavas que son comunes en este tipo de erosión. Estos residuos no cuentan con una cobertura que impida su dispersión, pero a diferencia de las presas de jales, en éstos residuos se ha desarrollado mucho mejor la vegetación, principalmente arbustos de la especie *Larrea tridentata*, lo cual podría ser benéfico para disminuir la dispersión. Otra característica de los residuos rojos es una costra que se forma en la superficie, presuntamente formada por precipitados de óxidos y sulfuros, dada su coloración.

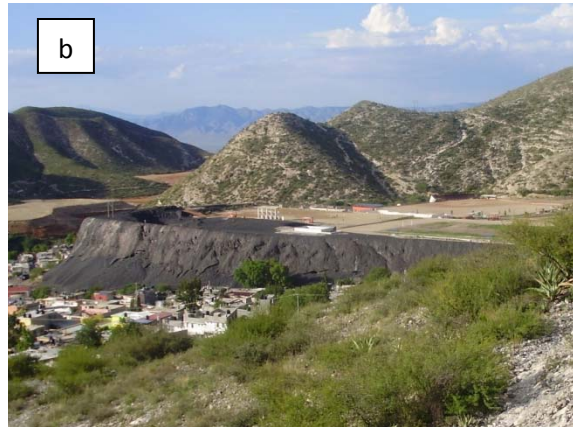


Figura 5.34 Vistas de las escorias de fundición: a) vista general; b) Unidad Deportiva Principal en la parte superior de las escorias; c) algunas canchas de juegos; d) agujeros en la parte superior; e) suelo en la Deportiva Principal con escorias de tamaño fino; y f) vestigios de la antigua vía de ferrocarril hecha con escorias.



Figura 5.35 Vistas de los residuos rojos tipo jales en La Curva: a) vista aérea de los residuos; b) acceso a los residuos; c) cobertura vegetal en los residuos, al fondo una Escuela Secundaria; d) cárcavas producto de la erosión pluvial en los residuos; e) coloración rojiza-amarilla en la superficie; y f) suelo del patio la Escuela Preparatoria contigua a los residuos, mostrando una coloración café-rojiza.

A menos de 200 metros de los residuos rojos se ubican dos escuelas, una secundaria y un bachillerato, así como también una fábrica, tal cercanía ha implicado que patios y canchas de las escuelas y fábrica estén cubiertos por los residuos dispersados por corrientes superficiales.

En el Cerro La Chiranga, se encontraron varios montones de residuos tipo terreros (Figura 5.36), que pueden ser producto de la exploración y explotación de las minas La Chiranga y La Cachiranga. La mayoría presentan una coloración rojiza, y como puede observarse en la Figura 5.36c, algunos se encuentran en el cauce de pequeños arroyos intermitentes, que son afluentes del arroyo Principal.

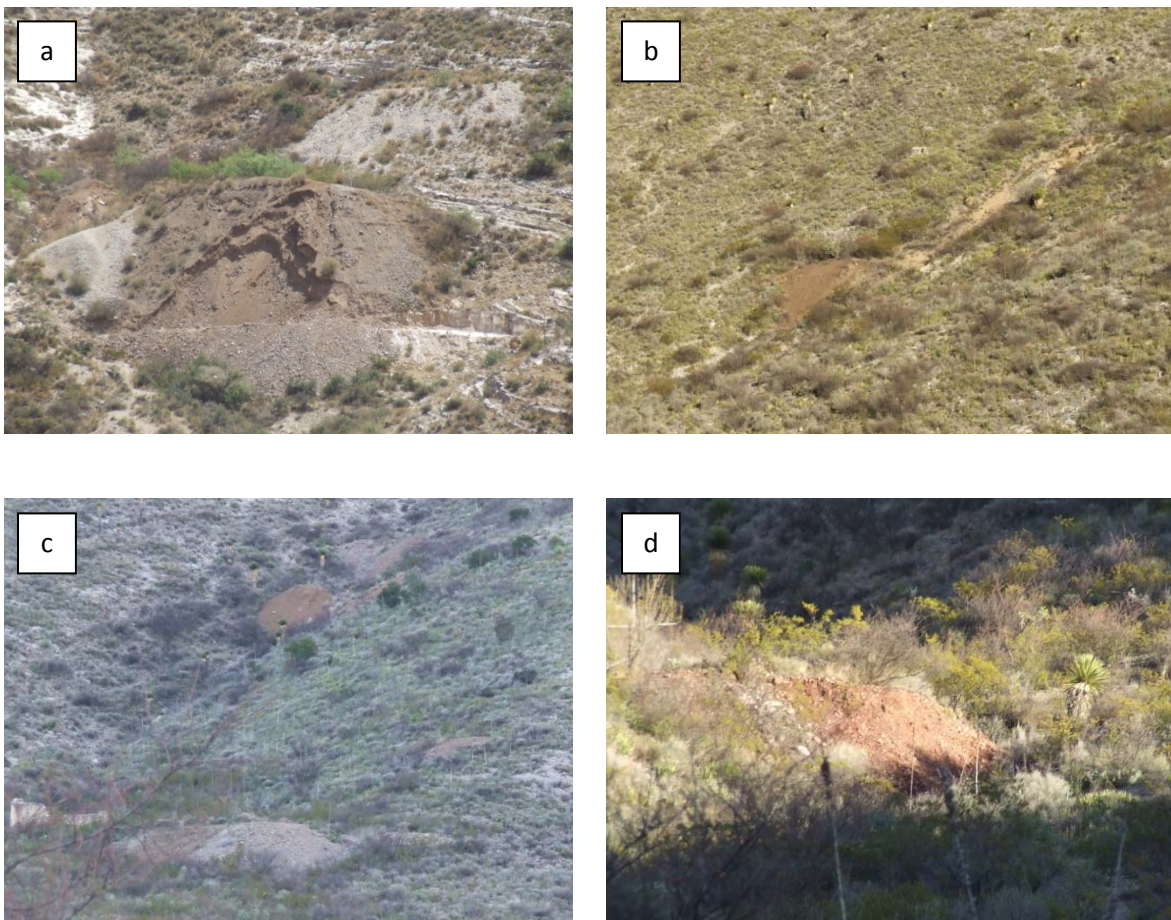


Figura 5.36 Vista de terreros de menor volumen en el área de estudio: a) Terreros en el cerro a un costado de las escorias de fundición; b, c y d) diferentes terreros en el cerro La Chiranga.

La antigua área de fundición merece una mención especial, pues posiblemente en el área aún existan residuos de fundición y de otro tipo. Esta área se encuentra cercada y no es posible el ingreso, pero con apoyo de fotografías tomadas desde fuera de las instalaciones (Figura 5.37) se

observaron bandas de las quebradoras empleadas para la trituración y lo que parecen ser residuos de éste proceso o terreros. Si bien el área es de acceso restringido para la población, su ubicación puede respresentar un riesgo para ellos por la posible dispersión de estos residuos por ubicarse dentro de la mancha urbana.



Figura 5.37 Antigua área de fundición en la ciudad de Concepción del Oro: a) Fotografía aérea del área de fundición en el centro de la ciudad; b) vista de las instalaciones; c) acercamiento a lo que parecen ser residuos de trituración o terreros; y d) banda de quebradoras en el interior de las instalaciones.

5.10.7 Situación Actual

Hoy en día no se realizan actividades minero-metalúrgicas en el área de estudio. Únicamente se encuentra explorando la compañía minera Aura Minerals Inc., en el proyecto minero Aranzazú que se encuentra en la parte alta de la Sierra de Concepción del Oro, y queda fuera del área de estudio de este trabajo (SGM, 2009). Este proyecto y otros relativamente cercanos, generan empleos para los habitantes de Concepción del Oro.

El crecimiento demográfico así como el urbano, ha sido lento durante los últimos años (INEGI, 2007). Los desarrollos habitacionales han abarcando áreas cada vez más altas de los cerros que rodean la ciudad, principalmente al sur, sureste y suroeste de la ciudad.

Respecto a los residuos, no se ha implementado una gestión adecuada de ellos que evite su dispersión física o química, y sobre todo que evite la exposición o el contacto directo de la población con éstos.

5.11 ESTUDIOS DE CARACTERIZACIÓN AMBIENTAL PREVIOS

El Distrito Minero Concepción del Oro ha sido objeto de estudios para evaluar los efectos ambientales de la actividad minera. Estos estudios se han enfocado principalmente en evaluar la contaminación por EPT de suelo, sedimento y agua subterránea, así como en la caracterización de los residuos de mina.

Un primer estudio fue realizado en los sedimentos de la corriente del Arroyo Principal (Castro-Larragoitia, 2000) en un trayecto aproximado de 12 km de distancia partiendo de los jales hacia el área rural, para identificar concentraciones totales de algunos EPT y la cantidad de materia orgánica. Las concentraciones más elevadas registradas fueron de 4500 mg/kg de Cu, 1000 mg/kg de Zn, 800 mg/kg de As y 300 mg/kg de Pb y respecto a la materia orgánica, ésta fue insignificante por lo que se consideró que la interacción entre metales y metaloides con la materia orgánica no sería importante.

Posteriormente, fue realizado un estudio de EPT (Cu y As) por Castro-Larragoitia (2000), en suelos de los costados del Arroyo Principal, enfocándose al área rural. En la Figura 5.38 se presentan los resultados obtenidos de dicho estudio, representados en un mapa de isoconcentración, donde vemos algunos sitios con concentraciones totales de hasta 400 mg/kg de As y 3600 mg/kg de Cu. En estos mapas las concentraciones elevadas parecen estar asociadas a las presas de jales, y el Arroyo Principal como el posible medio de dispersión, sin embargo, los jales no son los únicos que podrían estar aportando EPT al suelo a través el Arroyo Principal, ya que aguas arriba se encuentran otras posibles fuentes como los terreros, escorias, la zona de explotación minera, etc.

También se realizó un estudio en agua subterránea del distrito de Concepción del Oro (Viera y col. 2000). En este trabajo se realizó una caracterización hidrogeoquímica y análisis de contenidos de metales en fuentes de agua, que incluyó constituyentes mayores y metales traza como Cr, Mn, Ni, Cu, Zn, Cd, As, Se y Pb. Las fuentes analizadas incluyeron un socavón, manantiales y aguas

subterráneas del acuífero somero. De éstos cuerpos de agua, dos abastecen a la población del área de estudio, y en ellas se encontraron concentraciones de Se superiores a lo que recomienda la OMS (10 µg/L). En el resto de las muestras también se presentaron concentraciones elevadas de Se, y respecto a los otros elementos, únicamente una muestra de agua subterránea presentó una concentración de As de 73 µg/L, lo cual supera el valor límite en agua de uso y consumo humano según la NOM-127-SSA-1994 (25 µg/L). Los valores más altos de Se fueron asociados a la mineralización del distrito. Este estudio sugiere que el agua podría ser una ruta de exposición de Se para los habitantes, sin embargo no puede confirmarse la ruta sin primero verificar todos los elementos de la ruta, por ejemplo, faltó evaluar los puntos de exposición o contacto con el líquido y si en este punto las concentraciones de Se continúan siendo elevadas o si aumentan o disminuyen por algún efecto de concentración o dilución, respectivamente.

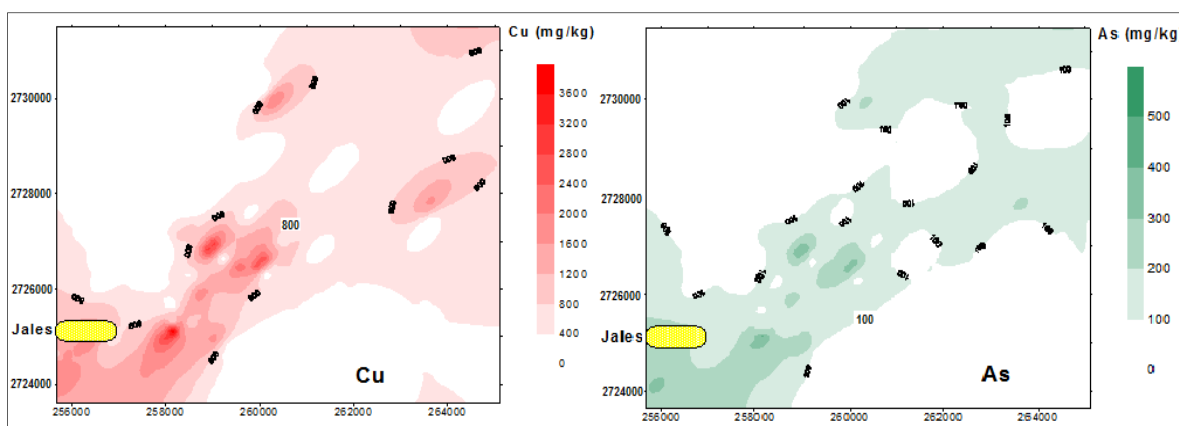
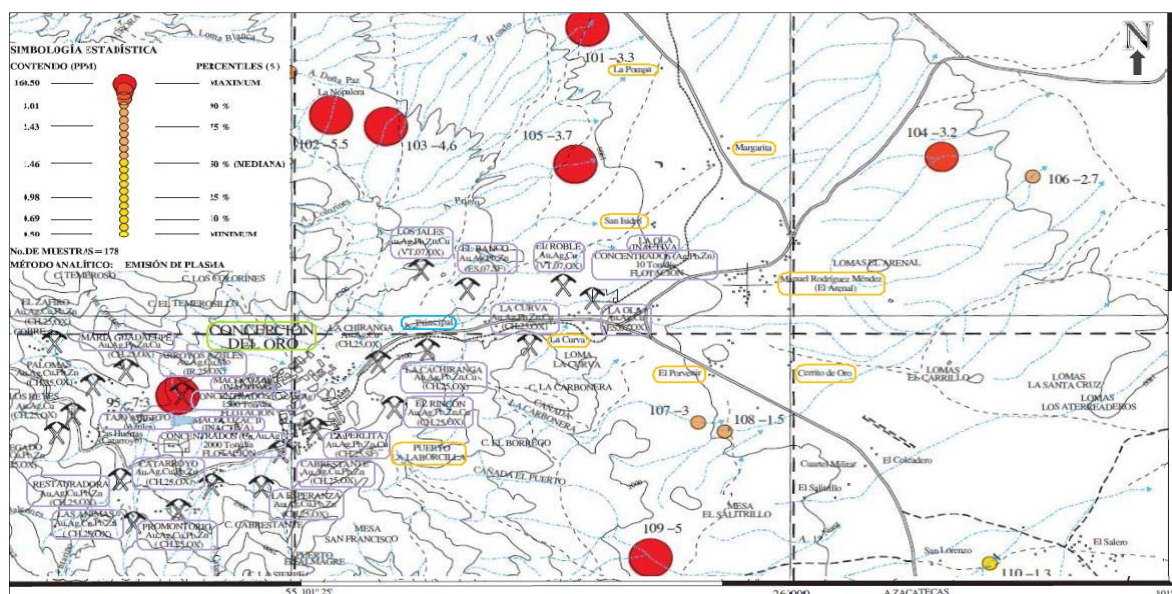
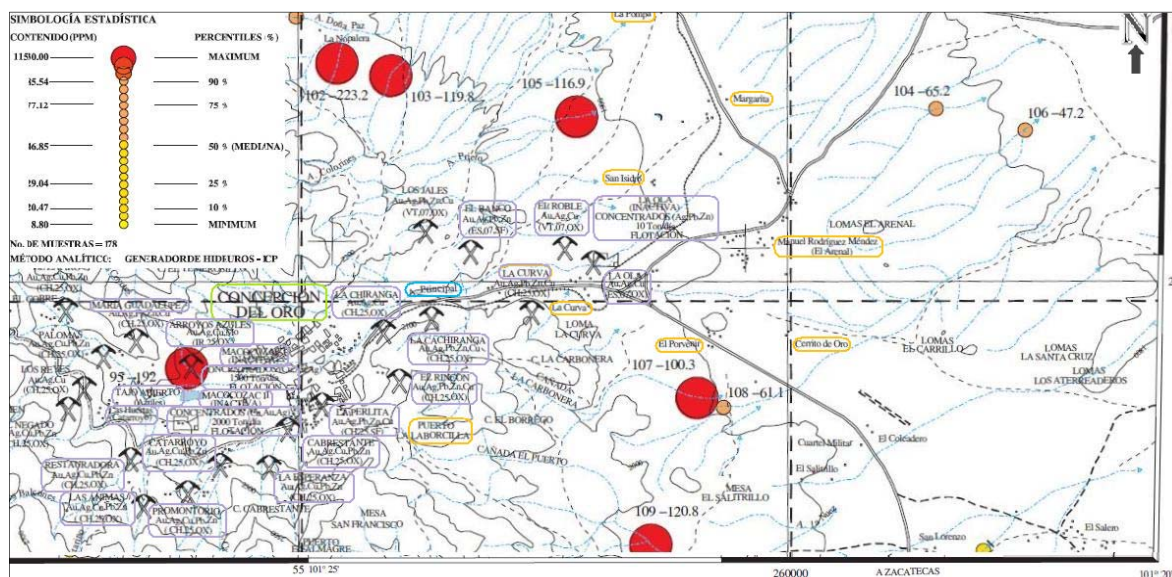


Figura 5.38 Concentraciones de As y Cu en los medios receptores. Distribución de elementos con interpolación $1/r^2$ asimétrica (Castro-Larragoitia, 2000).

El Servicio Geológico Mexicano (2004a, b, c, d y e) realizó un análisis de prospección geoquímica para 31 elementos en sedimentos de arroyos del distrito minero de Concepción del Oro. Para algunos de estos se hicieron ediciones cartográficas, como es el caso del As, Cd, Cu, Pb y Zn, de los cuales se reportan concentraciones totales que van de 8.8 a 11530 mg/kg de As, 0.5 a 160.5 mg/kg de Cd, 6 a 901 mg/kg de Cu, 11 a 4725 mg/kg de Pb y 45 a 7645 mg/kg de Zn, las cuales son concentraciones de sedimentos de toda la región minera. Del total de las muestras recolectadas, 6 están dentro del área de estudio del presente trabajo y presentan las siguientes concentraciones: 61.1 a 192 mg/kg de As, 1.5 a 7.3 mg/kg de Cd, 24 a 901 mg/kg de Cu, 23 a 117 mg/kg de Pb y 93 a 517 mg/kg de Zn. Este tipo de estudios están dirigidos a la búsqueda de yacimientos, ya que la

concentración de estos EPT en los sedimentos reflejan la ocurrencia y abundancia de los depósitos mineralizados en el área de drenaje, sin embargo presentan un panorama general de las concentraciones en todo el distrito minero y podrían ser utilizadas para contrastarlas con los sedimentos de un área en específico y observar si las concentraciones puedan reflejar no solo la mineralización sino un impacto por la presencia de fuentes antrópicas de contaminación. En las Figuras 5.39 a 5.43 se presenta la sección correspondiente al área de estudio de las cartas geoquímicas.



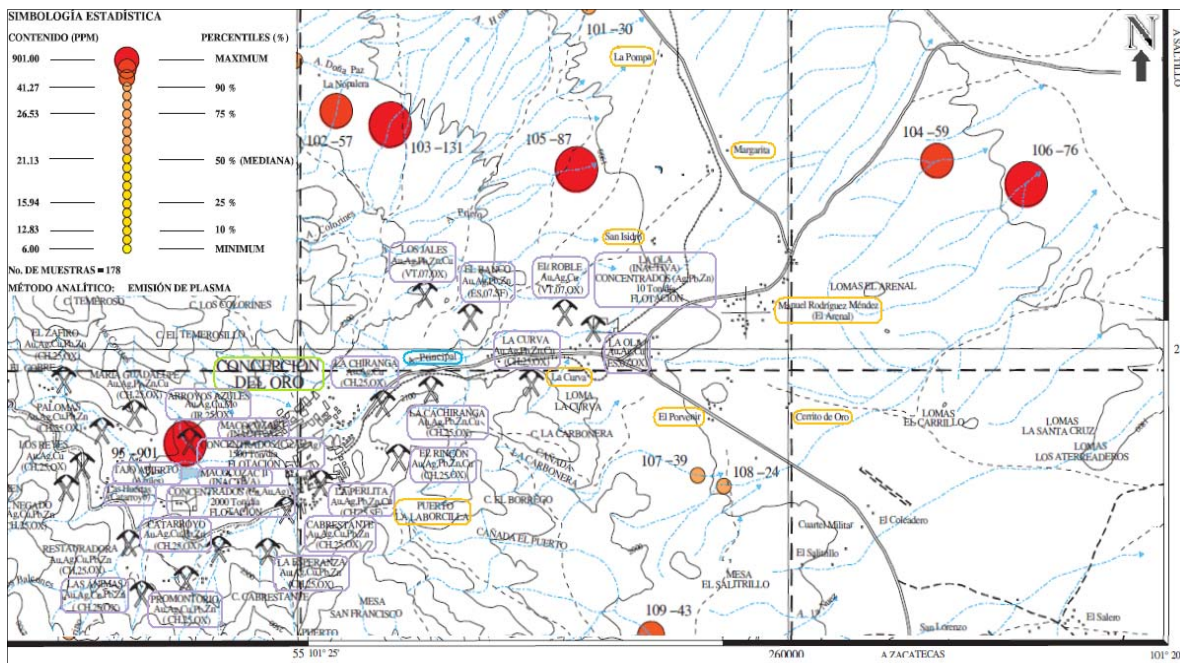


Figura 5.41 Sección correspondiente a Concepción del Oro de la Carta Geoquímica por Cobre (SGM, 2004c).

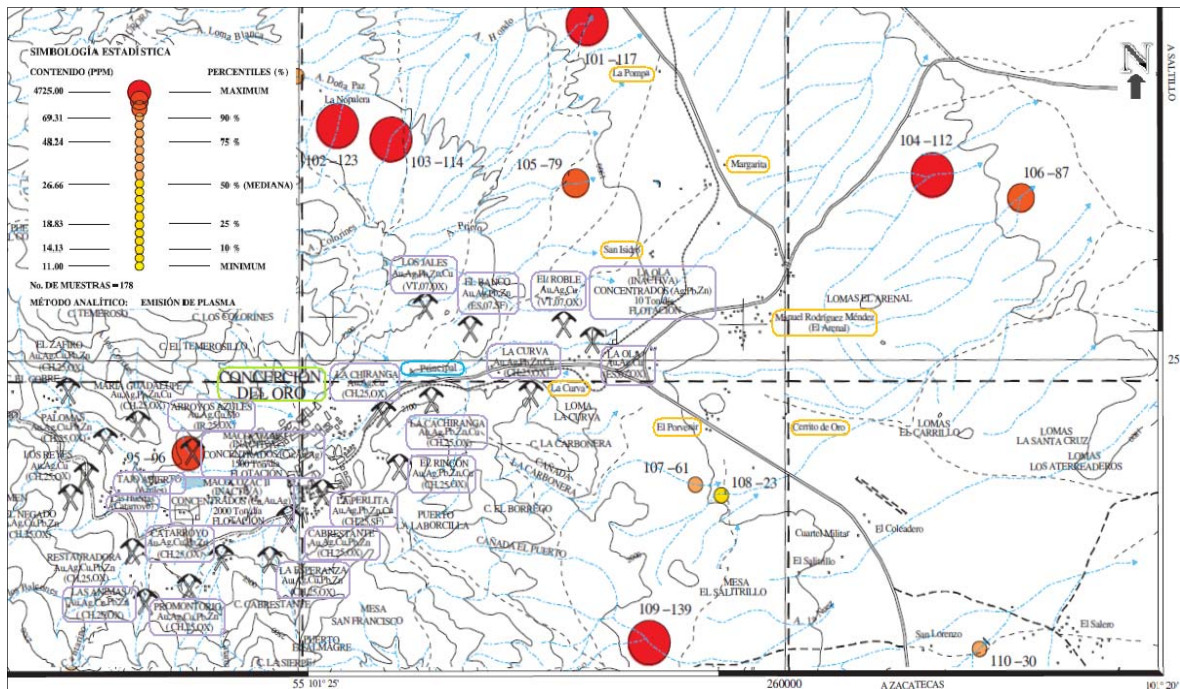


Figura 5.42 Sección correspondiente a Concepción del Oro de la Carta Geoquímica por Plomo (SGM, 2004d).

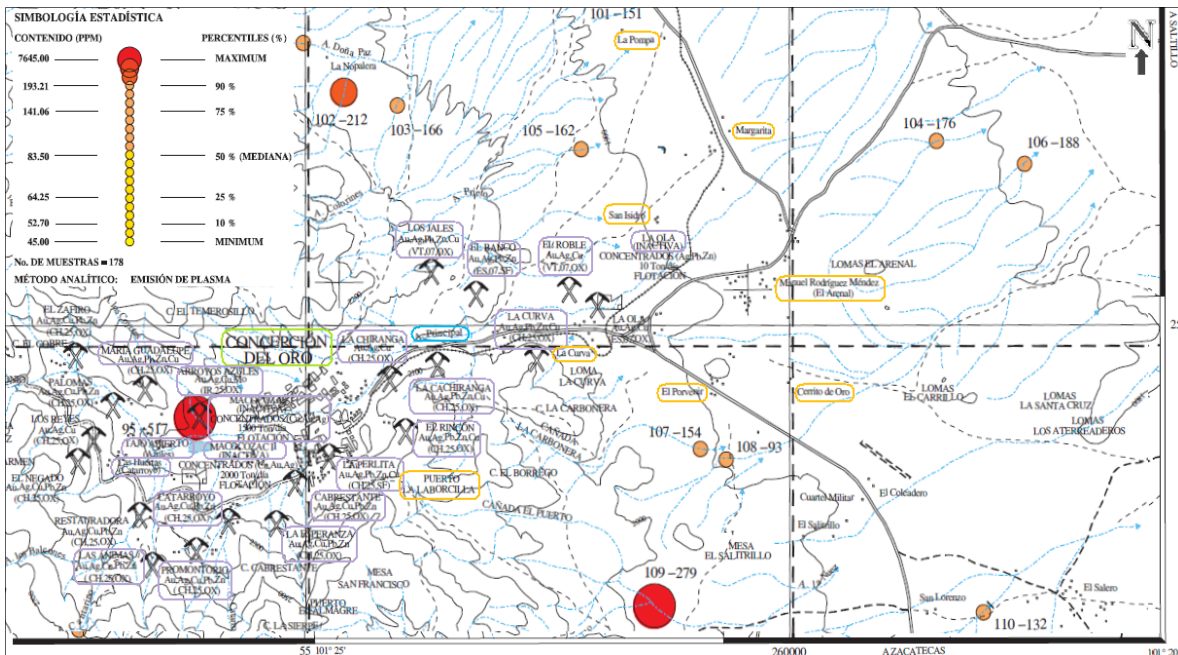


Figura 5.43 Sección correspondiente a Concepción del Oro de la Carta Geoquímica por Zinc (SGM, 2004e).

Otro estudio realizado en suelo fue el de Robles-Gutiérrez y col. (2009), en el que se determinó la concentración total de Pb en 27 muestras de suelos cercanos a tres potenciales fuentes, las presas de jales, las escorias de fundición y los antiguos patios de lixiviación. Las concentraciones encontradas fueron comparadas con el valor de referencia de la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, que es 400 mg/kg, y sólo 2 muestras recolectadas cerca de las escorias superaron este valor, por lo cual se propone a éstos residuos como fuente de contaminación de suelo y se recomienda llevar una remediación de ellos. Si bien este estudio confirma la presencia de Pb en suelo en concentraciones elevadas, no es suficiente para descartar o señalar otras posibles fuentes de contaminación debido a que el número de muestras en algunos puntos fue relativamente pequeño y el muestreo no se hizo en forma aleatoria, lo cual agrega incertidumbre a los resultados.

Ambos estudios realizados en suelo (Castro-Larragoitia, 2000 y Robles-Gutiérrez, 2009) confirman la presencia de EPT en este medio, pero con estos trabajos de caracterización no es posible visualizar la contribución de todas las posibles fuentes antrópicas, ni conocer las concentraciones de fondo en una zona tan mineralizada como lo es Concepción del Oro, y tampoco es posible saber si el suelo es una ruta de exposición completa para los habitantes del sitio.

En cuanto a los residuos tipo jales, Figueroa-Cervantes (2007) realizó un estudio en tres de las cinco presas, el cual incluyó la caracterización mineralógica de los residuos que reportó que presentan una alta heterogeneidad vertical y horizontal, que están constituidos principalmente por pirita (FeS_2),

yeso (CaSO_4), calcita (CaCO_3), y cuarzo (SiO_2); y en menor proporción contienen óxidos y sulfatos de Fe y Cu, y que presentan elevadas concentraciones totales de Cu (hasta 1348 mg/kg) y Fe (136,196 mg/kg). Otro resultado relevante obtenido por Figueroa-Cervantes (2007) es que sólo en una de las presas estudiadas, tiene características que sugieren que el residuo tiene potencial para generar DAR con metales y As disueltos, tales características son pH 2.8, potencial de neutralización de $-12.5 \text{ kgCaCO}_3\text{eq/ton}$ y contenidos altos de yeso. Además se encontraron que la textura y la humedad son las variables que determinan las diferencias entre estratos y que podrían estar jugando un papel determinante en la movilización de metales, por ejemplo, en el caso del Pb, éste se encontró en las fracciones potencialmente móviles (intercambiable y asociada a carbonatos), al contrario del Cu, Zn y As que están preferentemente adsorbidos a óxidos de Fe cristalinos. Una fase importante encontrada en las presas es arseniato de cobre (CuAsO_4) que fue asociada a la oxidación de minerales como enargita (Cu_3AsS_4).

Otro estudio de caracterización mineralógica y geoquímica de los jales abandonados en Concepción del Oro, indica que los minerales sulfurosos que contienen los residuos son: pirita (FeS_2), arsenopirita (FeAsS), galena (PbS), esfalerita (ZnS) y calcopirita (FeCuS_2), mismos que se identificaron como característicos del yacimiento polimetálico tipo skarn del sitio, y algunas fases alteradas de éstos son: oxi-hidróxidos como goethita (FeO(OH)) y sulfatos férricos hidratados como jarosita ($\text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$) (Martínez-Hernández, 2008). Las concentraciones máximas registradas fueron hasta 13,125 mg/kg de Cu, hasta 3,803 mg/kg de Zn, hasta 826 mg/kg de As, hasta 170 mg/kg de Pb y hasta 23 mg/kg de Cd. El estudio de movilidad, usando agua meteórica simulada como extractante, demostró que una fracción de los metales es lixiviada de las muestras (mayormente el Cu y Zn), y por lo tanto movilizada, sin embargo la concentración de los EPT solubles no rebasaron los límites máximos permisibles por la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004. Extracciones secuenciales indicaron que As, Zn, Cu y Pb, se encuentran en la fracción de óxidos cristalinos de Fe y Mn, sugiriendo que han sido movilizados y adsorbidos/coprecipitados en minerales secundarios, y el Cd se encontró mayormente en la fracción intercambiable y de carbonatos, indicando que está unido a la superficie de compuestos por medio de ligandos débiles y por lo cual su movilidad es alta. En las pruebas de bioaccesibilidad se encontró para el Pb una fracción bioaccesible que varió de 0.01 a 47.9%, para el Cu de 2.3 a 68.2%, para Zn de 1.2 a 51.7%, para Cd de 0.1 a 81.0% y para As de 0.5 a 11.2%, donde las muestras con mayor bioaccesibilidad

corresponden a la primera presa, que es la más cercana al área urbana, la más antigua de las 5 y probablemente la más alterada.

Quizá lo más relevante de los estudios de caracterización de jales que se han realizado en Concepción del Oro, es que se ha identificado un incremento de la movilidad química de metales como Zn, Cu y As, que se asocia a los procesos de alteración que han sufrido las fases primarias portadoras de EPT por su prolongada exposición a condiciones de intemperie. Tal incremento en la movilidad señala a estos residuos como fuente potencial de contaminación para el agua que drena los residuos, y ésta a su vez dispersaría los contaminantes a través del arroyo Principal hacia el área rural.

Finalmente, los residuos rojos tipo jales mencionados anteriormente fueron caracterizados en cuanto al contenido total de EPT, reportando concentraciones altas de As (2914 mg/kg), Zn (12800 mg/kg), Pb (2220 mg/kg), Cu (5082 mg/kg) y Cd (47 mg/kg) (Castro-Larragoitia, 2000), sin embargo, no se evaluó la dispersión de EPT a partir de estos residuos, por lo que se desconoce su contribución en la contaminación ambiental del sitio. La presencia de Pb y Zn en concentraciones elevadas, así como las características de los residuos tipo jales, sugieren que estos residuos pudieran ser resultado del proceso de cianuración o flotación para tratar las menas del Cerro La Chiranga y/o del resto de las menas del sitio.

Los estudios de caracterización ambiental previamente realizados en el Distrito Minero Concepción del Oro, evidenciaron la presencia de potenciales fuentes de contaminación por EPT y demostraron que existen afectaciones de suelo y sedimento, sin embargo, la información generada no era suficiente para estimar con precisión los riesgos para la salud asociados a la contaminación ambiental y así, categorizar a este sitio para determinar las necesidades de intervención.

CAPÍTULO 6. METODOLOGÍA

En este capítulo se presenta la metodología que se puso en marcha para caracterizar la contaminación ambiental por EPT en el sitio de estudio y el análisis de riesgos para la salud de la población.

La metodología que se implementó fue basada en la que Razo y col. (2001) propusieron para la caracterización del impacto ambiental de un sitio minero de sulfuros polimetálicos. En el presente trabajo se estudió un sitio que comparte características con el estudiado por Razo y col. (2001), como lo son: yacimiento polimetálico tipo Skarn, condiciones geoclimáticas semiáridas, corrientes intermitentes que drenan el área de explotación y de depósito de residuos minero-metalúrgicos, presencia de una población en las inmediaciones de la zona de explotación y de residuos. La metodología que se propuso en esa ocasión consistió de una descripción del sitio (considerando factores geográficos y climáticos del sitio y una visita de reconocimiento), seguida del diseño de muestreo que consiste en seleccionar el área de muestreo, los medios ambientales a analizar (suelo, sedimento de arroyos y agua), y el tipo y densidad de muestreo. Posteriormente se lleva a cabo el muestreo ambiental y se hace el respectivo análisis para EPT como As, Pb, Cu y Mn. El siguiente paso es la estimación del riesgo para la salud por exposición a los EPT mencionados. Finalmente la última etapa es la generación del sistema de información geográfica con los resultados obtenidos.

A continuación se presenta la metodología implementada en el presente trabajo, la cual contiene algunas modificaciones importantes con las que se espera obtener mayor información de la contaminación en el sitio.

1. Describir física e históricamente el sitio de estudio, identificando los factores geoclimáticos involucrados en la dispersión de EPT en suelo, sedimento, polvo, agua superficial y agua de grifo.
2. Establecer protocolos de muestreo ambiental considerando las fuentes históricas y actuales, los medios de dispersión y los potenciales receptores.
3. Determinar niveles de EPT en suelo, sedimento, polvo, agua superficial y agua de grifo.
4. Evaluar la bioaccesibilidad y movilidad de EPT aplicando los criterios establecidos en la NOM-147-SSA1-SEMARNAT-2004.
5. Realizar una estimación del riesgo para la salud considerando todas las rutas de exposición identificadas.

6.1 DESCRIPCIÓN DEL SITIO DE ESTUDIO

Una etapa fundamental de la metodología que se propone es la descripción del área de estudio pues a partir de ésta se diseñan el protocolo de muestreo y es fundamental para la interpretación de los resultados de la evaluación del sitio.

Tal descripción abarcó factores históricos, geoambientales y sociales del sitio a través de la recopilación bibliográfica, entre ésta la obtenida de las cartas topográfica, geológica, edafológica, hidrológica (agua subterránea y superficial), efectos climáticos (regionales noviembre-abril y regionales mayo-octubre) y uso de suelo, con claves G14-C62 (escala 1:50,000) y G14-10 (escala 1:250,000), y de modelos digitales de elevación, ortofotos (G14C62b, c, e y f) y conjunto de datos vectoriales (G14C62). Estos materiales fueron adquiridos en el Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI).

La información del sitio fue ampliada y corroborada gracias a las visitas de campo de reconocimiento.

A partir de la información recopilada se hizo la descripción detallada del sitio que fue presentada en el Capítulo 5.

6.2 MUESTREO AMBIENTAL

6.2.1 Construcción de mapa base

Para presentar la información del sitio y los resultados del estudio de manera más descriptiva y gráfica, se elaboraron mapas a través del software ArcGIS versión 9.3 en ArcMap y ArcScene (ESRI, EU). Para la elaboración de éstos se utilizaron ortofotos digitales, conjunto de datos vectoriales, el modelo digital de elevación con clave G14C62 (INEGI, 1999) y datos generados en este trabajo de investigación.

6.2.2 Delimitación del área de estudio

El área de estudio comprende dos secciones, un área urbana y un área rural. La delimitación del área urbana se realizó considerando la orografía del sitio, y por lo tanto las curvas de nivel. Primeramente se identificó el parteaguas de la pequeña microcuenca donde se localiza la ciudad de Concepción del Oro, y a partir de éste límite natural, se delimitó el área más accesible a las partes más elevadas de los cerros, considerando siempre las curvas de nivel. Hacia el oeste de esta sección, se delimitó hasta incluir la principal zona de explotación minera.

El área rural tiene un relieve más plano y no se puede definir un parteaguas por lo que el criterio de delimitación en esta sección fue considerar la mayor extensión posible del Arroyo Principal y su planicie de inundación, de tal forma que se delimitó con un cuadrado de 4.5 km de lado. Además, hacia el suroeste del polígono, el área se amplió para incluir a los residuos rojos tipo jales y las localidades que pudieran estar en riesgo por la dispersión de estos residuos.

En la Figura 6.1 se presenta el esquema del área definida para el muestreo ambiental del sitio.

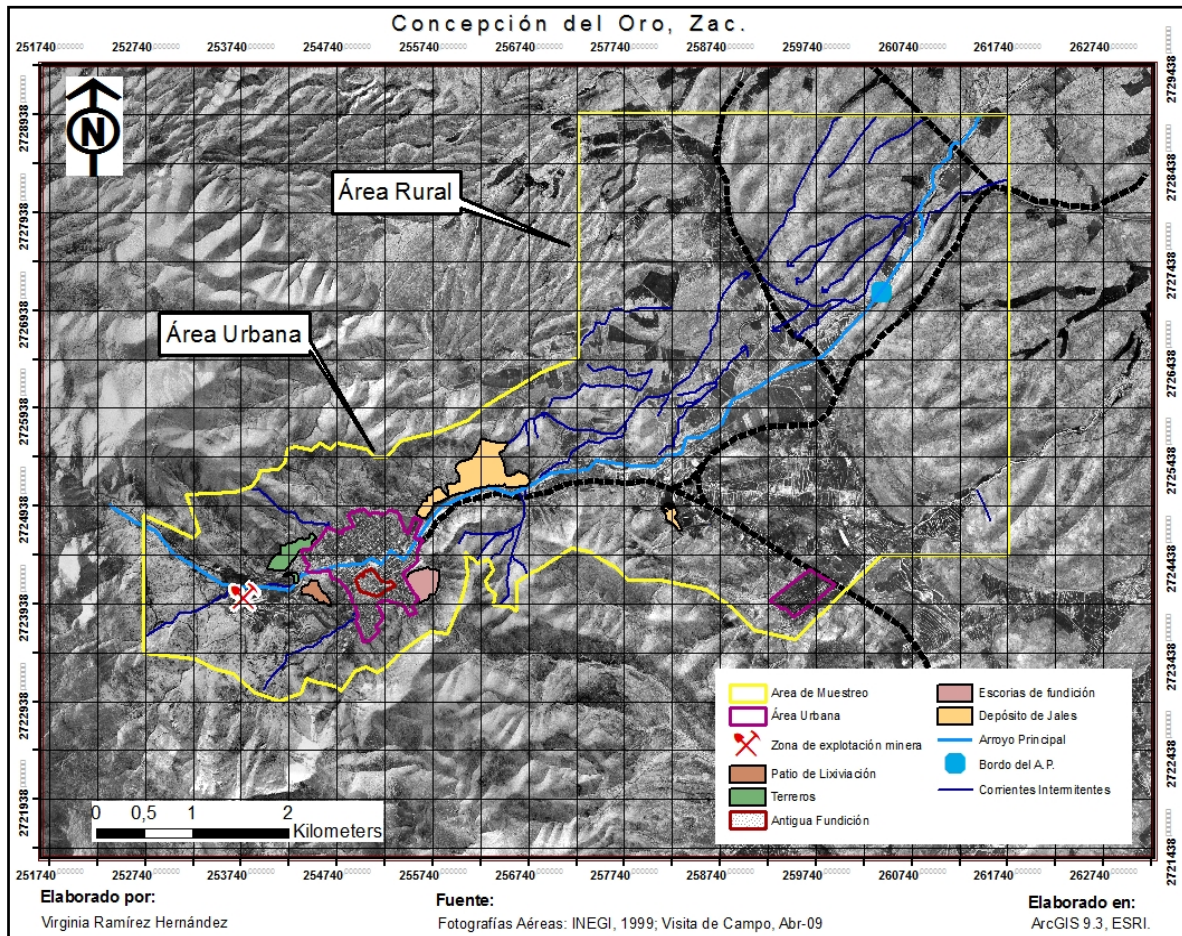


Figura 6.1 Esquema del área de estudio.

6.2.3 Muestreo preliminar

Durante una visita de reconocimiento efectuada en abril del 2009, se realizó un muestreo preliminar de suelo, polvo depositado, sedimento, agua superficial y agua de grifo, con el objeto de realizar un análisis multielemental en los medios por caracterizar. Se recolectaron 6 muestras de suelo superficial (0 a 5 cm de profundidad), 3 muestras de polvo depositado, 3 muestras de agua (1 de

grifo, 1 de uso recreativo, 1 del bordo del Arroyo Principal), y 2 muestras de sedimentos del bordo del Arroyo Principal. Los puntos de muestreo seleccionados consistieron en sitios de potencial exposición localizados en áreas visiblemente impactadas por residuos dentro y en los alrededores de la cabecera municipal (Figura 6.2).

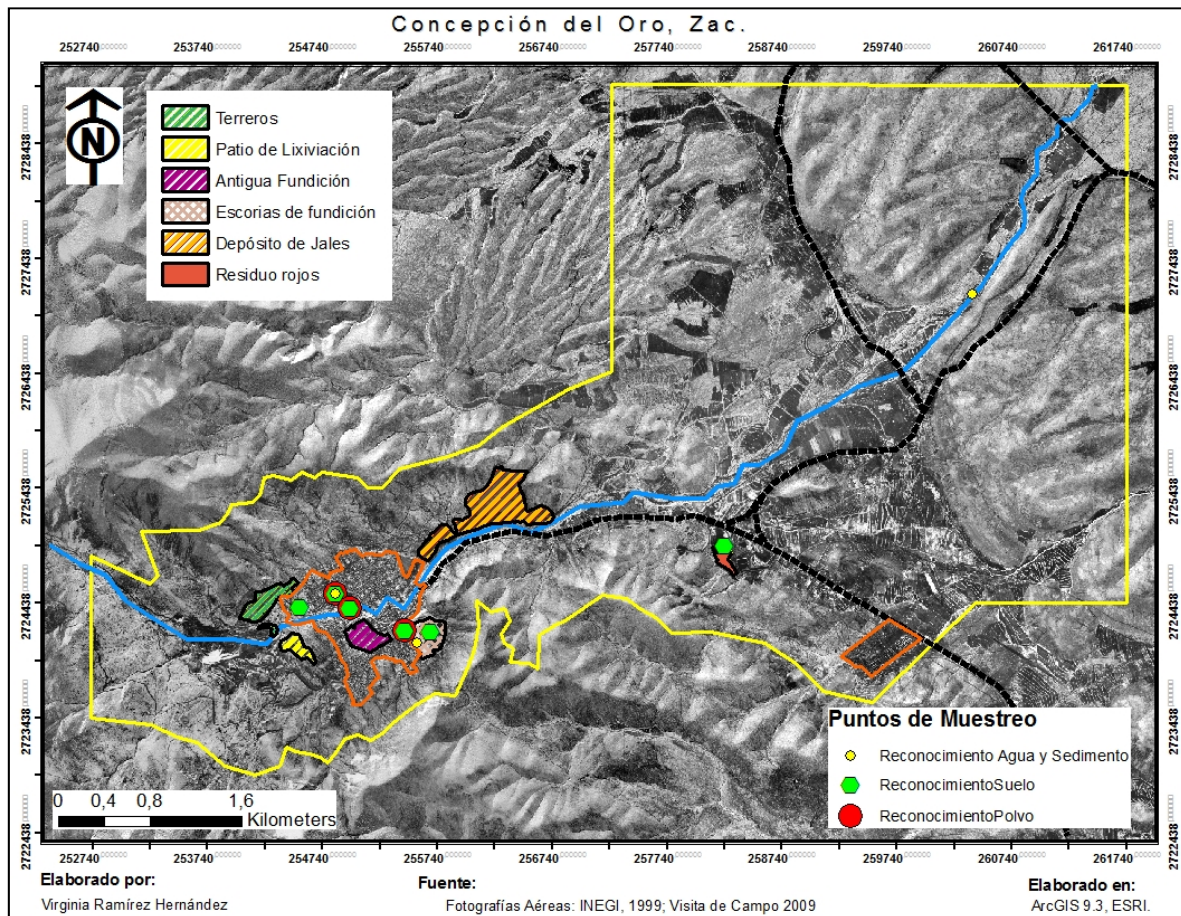


Figura 6.2 Ubicación de los puntos de muestreo tomados en la visita de reconocimiento.

6.2.4 Muestreo a detalle

6.2.4.1 Suelo superficial

El muestreo de suelo superficial se realizó en junio de 2009, en base a un diseño sistemático aleatorio en una cuadrícula con unidades de 500 m X 500 m, seleccionando como punto de muestreo el centro de cada unidad, obteniéndose así una densidad de muestreo de 4 muestras/km². El muestreo sistemático de suelo se complementó con un muestreo dirigido o también denominado “a juicio de experto”, mediante el cual se colectaron muestras en puntos de potencial exposición humana, como son patios de escuelas, casas y áreas recreativas, además se incluyeron áreas de

cultivo. En total se recolectaron 116 muestras, de las cuales 95 corresponden al muestreo sistemático y 21 al muestreo dirigido. La Figura 6.3 presenta la ubicación de cada punto de muestreo, en donde se resalta con un recuadro verde el área que se seleccionó para la obtención de muestras de referencia de suelo superficial, ya que en ésta área no se identificaron obvias fuentes de contaminación y presenta características edafológicas, geológicas y de uso de suelo similares al resto del área de estudio, con excepción de que no se encuentra mineralizada ni tiene uso urbano.

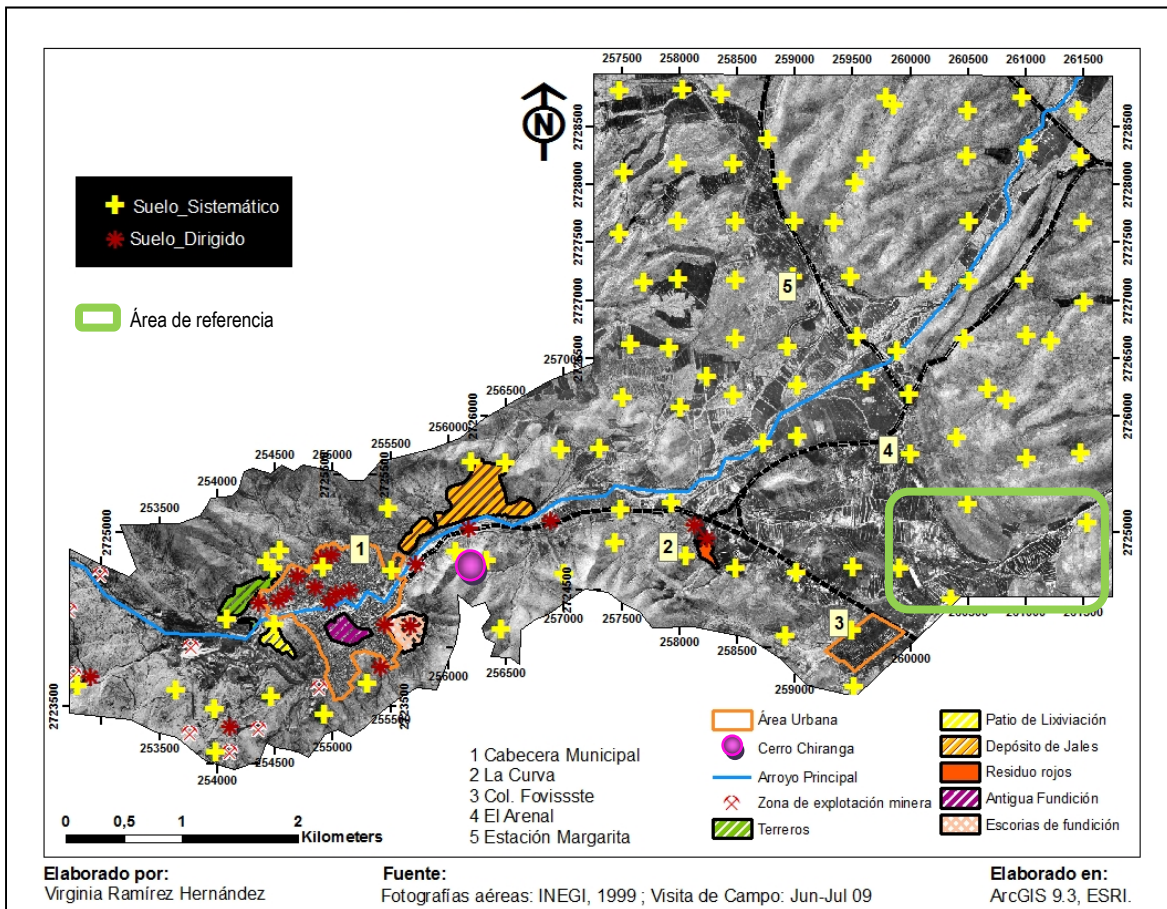


Figura 6.3 Ubicación de los puntos de muestreo de suelo superficial.

En el procedimiento de muestreo se consideraron las recomendaciones de la norma mexicana NMX-AA-132-SCFI-2006. Todas las muestras de suelo superficial se colectaron mediante la excavación de los primeros 5 cm de un área de aproximadamente 1 m² con un cucharón de acero inoxidable, para obtener aproximadamente un kilogramo de suelo que fue almacenado en bolsas de polietileno de calibre grueso que se identificaron con etiquetas donde se registraron los datos de clave de identificación, fecha y responsable de toma. En todos los casos, la ubicación geográfica del punto de

muestreo se registró con un GPS marca Garmin modelo Etrex. Cuando fue posible, las muestras fueron tamizadas *in situ* a la fracción < 2 mm utilizando un tamiz de acero inoxidable.

6.2.4.2 Sedimentos

El muestreo de sedimento se realizó a finales de febrero de 2010. Se recolectaron en total 21 muestras de sedimentos, de las cuales 13 se obtuvieron del cauce del arroyo Principal (presumiblemente el más impactado por la dispersión de jales depositados a su costado), iniciando aproximadamente 1 km aguas arriba del área de explotación minera y colectando las muestras a distancias más o menos regulares de 500 m en el área urbana y de 1 km en el área rural. Adicionalmente, se colectaron muestras de sedimento de otros arroyos intermitentes que son afluentes del arroyo Principal, así como de los arroyos que drenan el área noreste de las presas de jales.

La Figura 6.4 presenta la ubicación de los puntos de muestreo de sedimentos de arroyos intermitentes.

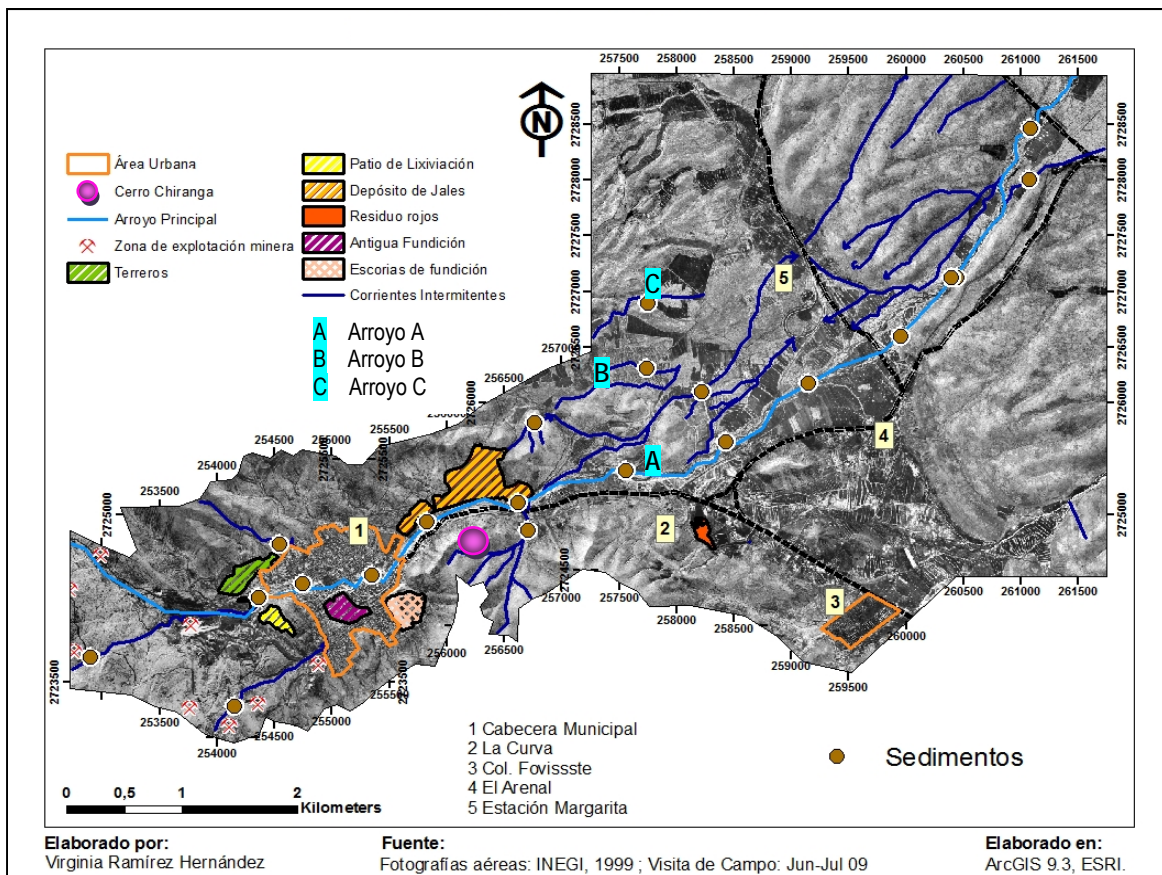


Figura 6.4 Puntos de muestreo en sedimentos de las principales corrientes intermitentes del área de estudio.

Las muestras de sedimento se colectaron de las zonas activas de los arroyos, empleando un cucharón de acero inoxidable para recuperar aproximadamente 1 kg de muestra, que se almacenó en una bolsa de polietileno de calibre grueso debidamente etiquetada. En todos los casos, se registraron las coordenadas geográficas de los puntos de muestreo empleando un GPS marca Garmin modelo Etrex.

En el caso del muestreo de sedimento, no fue posible obtener muestras de referencia debido a que aguas arriba del arroyo Principal se encuentra el área de explotación minera que presenta un elevado grado de disturbio. Sin embargo, se consideró que el diseño del muestreo de sedimento cumpliría con el objetivo de evaluar la contribución de la erosión hídrica de los terreros y jales, localizados a un costado del arroyo, en las concentraciones de EPT en el cauce de esta escorrentía.

6.2.4.3 Polvo depositado

Las muestras de polvo depositado fueron colectadas en el área urbana y en algunas localidades ubicadas en el área rural. El muestreo fue dirigido, seleccionando 34 puntos (Figura 6.5) que incluyeron banquetas, patios y alféizares exteriores de ventanas.

El muestreo se realizó en dos campañas, la primera fue en julio de 2009 (temporada húmeda) y la segunda fue en febrero de 2010 (temporada seca), en ambas campañas de muestreo se seleccionaron los mismos puntos.

Las muestras se colectaron con ayuda de una brocha (USEPA, 1994) y se midió el área de la superficie de donde fue recuperada cada muestra. El polvo obtenido en cada punto de muestreo se colocó en una bolsa pequeña de polietileno debidamente identificada para su transporte y almacenamiento. En todos los casos, se registraron las coordenadas geográficas de los puntos de muestreo empleando un GPS marca Garmin modelo Etrex.

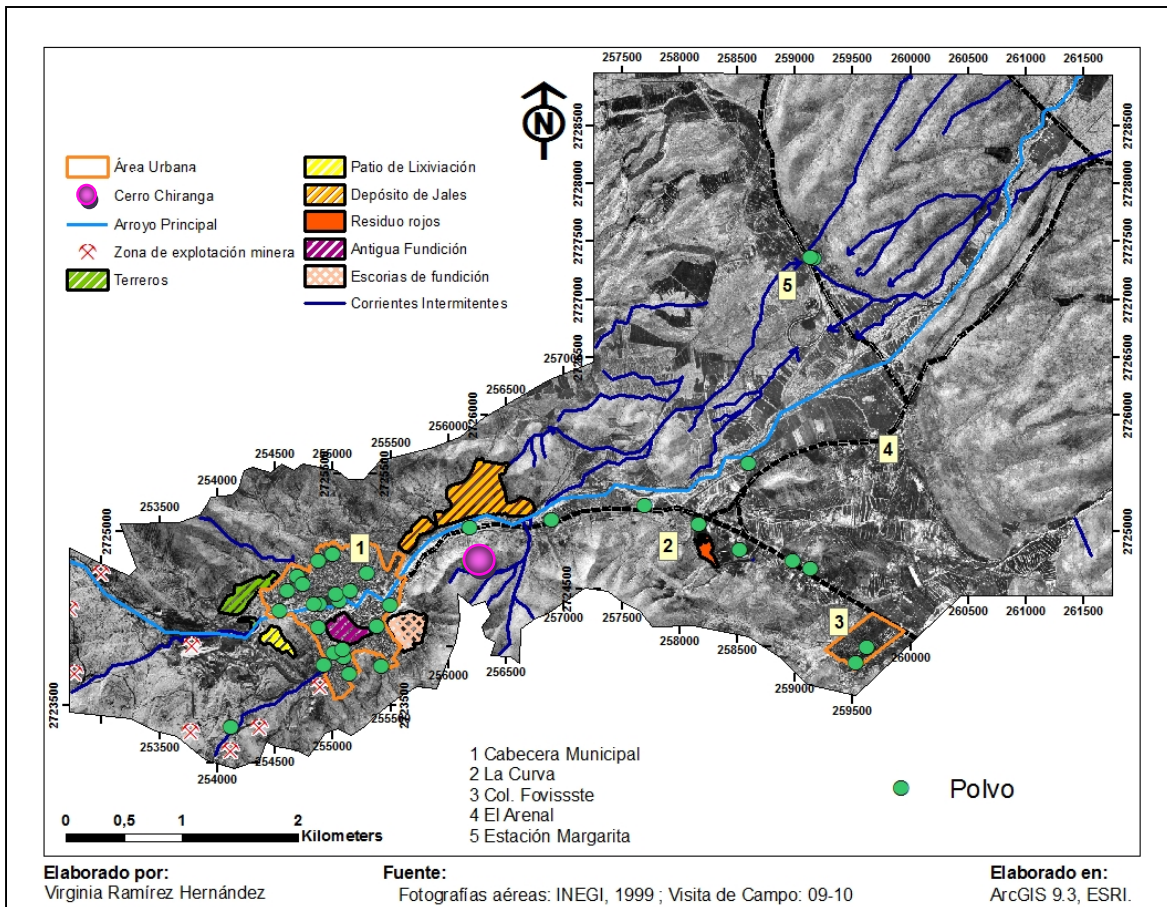


Figura 6.5 Ubicación de los puntos de muestreo de polvo de las temporadas húmeda y seca.

6.2.4.4 Agua de grifo

Para evaluar la ruta de exposición a EPT por consumo de agua, se realizó un muestreo de agua de grifo. El muestreo de agua fue dirigido en casas habitación del área urbana y de localidades ubicadas en el área rural. En total se obtuvieron 43 muestras de agua de grifo (Figura 6.6).

Las muestras fueron colectadas siguiendo los criterios de la Norma Oficial Mexicana NOM-014-SSA1-1993. Las muestras se recolectaron en botes de polietileno de 500 mL debidamente identificados. Estos recipientes fueron previamente lavados con HNO₃ al 10 % y enjuagados tres veces con agua desionizada. Previo a la toma de la muestra, cada bote fue enjuagado tres veces con el agua corriente del grifo donde se tomó la muestra. En cada muestra se determinó el pH de campo con un medidor de pH portátil marca OAKTON RS323 que cuenta con compensación de temperatura. Antes de medir el pH de cada muestra el equipo se calibró utilizando soluciones buffer de pH 7 y 10.

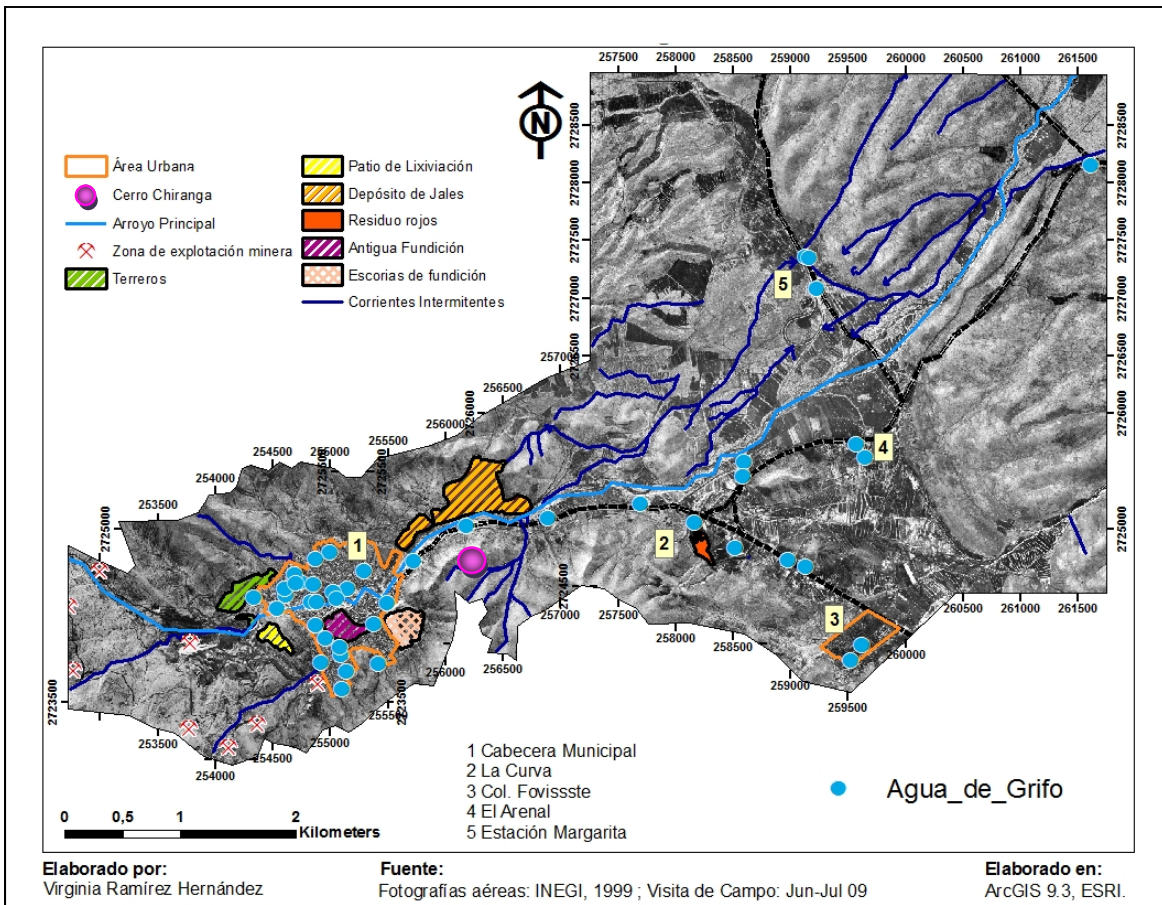


Figura 6.6 Ubicación de los puntos de muestreo de agua de grifo.

Para su transporte, las muestras se sellaron perfectamente y colocaron en una hielera para conservarlas frías durante el transporte y una vez en el laboratorio se almacenaron bajo refrigeración a 4 °C hasta su análisis. Las muestras de agua de grifo no fueron filtradas con la intención de determinar la concentración total de EPT en solución y en suspensión.

6.2.4.5 Agua superficial

El muestreo ambiental incluyó también el agua de cuerpos superficiales. En este caso, debido a las condiciones climáticas del sitio, los únicos sitios disponibles para la colección de muestras son cuerpos de agua artificiales. Como se explicó en la descripción del área de estudio, en el área de estudio hay un limitado número de cuerpos de agua superficial, y en la mayoría de los casos corresponden a depósitos artificiales donde se almacena agua de escorrentía. Sin embargo, la importancia de considerar el muestreo de estos reservorios radica en que el agua que captan proviene de áreas donde se localizan fuentes potenciales de contaminación. Los puntos de muestreo

de agua superficial fueron 2 (Figura 5.12): un bordo donde se capta agua que escurre por el arroyo Principal y la Presa Las Margaritas.

Las muestras de agua superficial se colectaron siguiendo las recomendaciones de la NOM-014-SSA1-1993, en botes de polietileno de 500 mL, sumergiendo el bote a una profundidad entre 15 a 30 cm, evitando tomar la muestra de la capa superficial, del fondo o de la orilla. Se determinó el pH de campo con un medidor de pH portátil marca OAKTON RS323 calibrado con soluciones buffer de pH 7 y 10. Las muestras se sellaron y etiquetaron, se colocaron en una hielera para conservarlas frías durante el transporte y una vez en el laboratorio se almacenaron bajo refrigeración a 4 °C hasta su análisis. Las muestras de agua superficial no fueron filtradas con la intención de determinar la concentración total de EPT en solución y en suspensión.

6.3 ANÁLISIS QUÍMICO Y CARACTERIZACIÓN DE LAS MUESTRAS AMBIENTALES

6.3.1 Preparación de muestras

Previo al análisis químico de EPT en suelo, sedimento y polvo, cuando fue necesario, las muestras fueron secadas en una estufa eléctrica a 30° C durante un periodo de 24 a 48 hrs. Todas las muestras de suelo superficial y sedimento se tamizaron en criba de acero inoxidable para obtener la fracción menor a 2 mm, posteriormente, se homogeneizaron y redujo su volumen mediante cuarteo. Las muestras de polvo se tamizaron para recuperar la fracción de partículas menores a 0.25 mm. Cuando fue posible, el tamizado de las muestras de suelo, sedimento y polvo se realizó *in situ*.

Posteriormente se llevó a cabo una digestión ácida en un horno de microondas marca CEM modelo MDS-2000. La digestión se realizó a partir de una cantidad de muestra que varió de 0.2 a 0.4 g, a la que se le adicionó 15 mL de una solución de HNO₃ al 25%. La digestión se llevó a cabo durante 30 minutos manteniendo una presión constante de 550 kPa en el interior de los vasos de digestión. Finalmente, el extracto se filtró utilizando papel filtro Whatman 1, con apertura de poro de 11 µm y fue aforado a un volumen conocido. La digestión aplicada a las muestras de suelo, sedimento y polvo es equivalente al método de digestión EPA 3051 para la determinación de las *concentraciones totales recuperables* de EPT a partir de matrices sólidas (EPA, 2007).

Con respecto a las muestras de agua de grifo y de agua superficial, el tratamiento previo al análisis químico consistió en una digestión ácida empleando un horno de microondas marca CEM modelo MARSX. Para ello, a una alícuota de muestra de 20 mL se le adicionó 5 mL de HNO₃ concentrado. El protocolo de digestión consistió en un calentamiento durante 20 minutos, de los cuales en los

primeros 10 min se alcanza una temperatura de 160 °C y en los siguientes 10 min se lleva a 170 °C, una vez frío se transvasan y aforan a un volumen conocido. Este método es similar al método EPA 3015 para digestión ácida de muestras acuosas (EPA, 1994).

6.3.2 Análisis químico

Para el análisis químico de EPT se emplearon diversas técnicas analíticas que a continuación se describen.

En las muestras de suelo, sedimento y polvo obtenidas en el muestreo preliminar, así como todas las muestras de agua de grifo y superficiales que se obtuvieron tanto en el muestreo preliminar como en el de detalle, se realizó un análisis multielemental por la técnica de Espectrometría de Masas con fuente de Plasma de Acoplamiento Inductivo (ICP-MS, por sus siglas en inglés) utilizando un equipo marca Thermo Electron modelo X-Series II. Los elementos analizados fueron Al, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Se, Ag, Cd, Hg y Pb. Cabe recordar que las muestras obtenidas en la visita de reconocimiento (muestreo preliminar) fueron analizadas con el objetivo de seleccionar a los EPT que serían incluidos en la caracterización ambiental a detalle. Así, por su importancia ambiental y por las elevadas concentraciones registradas, los EPT que se seleccionaron para el resto de los análisis químicos de las muestras de suelo, sedimento y polvo, fueron Mn, Cu, Zn, As, Cd y Pb, mientras que en las muestras de agua superficial y de grifo, se analizaron As, Se, Pb, Mn, Al, Cu y Fe, los cuales se analizaron por ICP-MS, según lo descrito anteriormente.

Los análisis de Mn, Cu, Zn, Cd y Pb en suelo, sedimento y polvo, se realizaron por Espectrofotometría de Absorción Atómica en el modo de Flama (EAA-F) utilizando un equipo marca Perkin Elmer modelo Analyst 200. Aquellas muestras que presentaron concentraciones de alguno de los analitos por debajo del límite de detección de la técnica EAA-F, se analizaron por Espectrofotometría de Absorción Atómica en el modo de Horno de Grafito (EAA-HG) utilizando un equipo marca Perkin Elmer. En el caso de As, su análisis se realizó por la técnica de Espectrofotometría de Absorción Atómica en el modo de Generador de Hidruros (EAA-GH) utilizando un equipo marca Perkin Elmer modelo Analyst 200 acoplado a un sistema de inyección de flujo (FIAS) marca Perkin Elmer, modelo FIAS-100.

No obstante que las muestras preliminares registraron bajas concentraciones de Hg en suelo, sedimento, polvo y agua, se decidió realizar el análisis de este EPT en un número mayor de muestras de suelo para tener mayor evidencia para descartar su presencia en el sitio como

contaminante ambiental. Para ello se seleccionaron 35 muestras de suelo superficial para analizar Hg mediante la técnica de Espectrofotometría de Absorción Atómica en el modo de Vapor Frío (EAA-VF) utilizando el mismo equipo que se mencionó previamente para los análisis de As.

Previo al análisis químico de las muestras ambientales, se realizó la validación de todas las técnicas antes mencionadas, la cual consistió en establecer el rango de linealidad, reproducibilidad, límite de detección y límite de cuantificación, para cada uno de los analitos.

6.3.2.1 Control de calidad de las mediciones analíticas

Como control de calidad interno de los procedimientos de digestión y analíticos realizados en esta investigación, se analizaron Materiales Estándares de Referencia (SRM por sus siglas en inglés) certificados por el Instituto Nacional de Estándares y Tecnología de los Estados Unidos (NIST por sus siglas en inglés). Para suelo, sedimento y polvo se empleó el SRM 2710a y para agua el SRM 1643e. El análisis de cada SRM se hizo por cada lote de 50 muestras. En todos los casos en que se analizaron los SRM, se obtuvieron recuperaciones aceptables (Anexo 1 y 2).

También se analizaron blancos de reactivos en cada lote de muestras analizadas, y se realizaron análisis por duplicado de las muestras (10% del total de muestras).

Para la preparación de soluciones, diluciones y aforos, siempre se utilizó agua desionizada y el material utilizado fue previamente lavado siguiendo el siguiente procedimiento: se enjuagan con agua de grifo, y se dejan remojando en detergente Extran por un par de horas, luego se vuelven a enjuagar y se dejan remojando una noche en HNO_3 al 10%, al siguiente día se enjuagan tres veces con agua desionizada y se secan antes de usarse.

6.3.2.2 pH y conductividad de suelos y sedimentos

Para determinar el pH y conductividad del suelo y sedimento del área de estudio, se seleccionaron 19 muestras de suelo superficial y 3 muestras de sedimento, considerando tener representatividad de los 4 diferentes tipos de suelo del sitio y de las áreas rural y urbana.

El pH en muestras de suelo y sedimento se determinó mediante el método ASTM D 4972-95a, que consiste en la medición de pH en el sobrenadante de una suspensión de 20 g de muestra de suelo/sedimento en 20 mL de agua desionizada y en 20 mL de una solución 0.01 M de CaCl_2 (ASTM, 2000). Se utilizó un medidor de pH portátil marca OAKTON modelo RS323.

Para medir la conductividad de las muestras de suelo y sedimento se utilizó el mismo sobrenadante preparado con agua desionizada para la determinación del pH y se empleó un conductímetro portátil marca Thermo Electron modelo Orion Star 5.

6.4 EVALUACIÓN DE LA MOVILIDAD QUÍMICA DE EPT EN SUELO Y SEDIMENTO

Para estimar la movilidad química de los EPT a partir de matrices sólidas, se realizaron eluciones de nueve muestras de suelo y una muestra de sedimento que fueron seleccionadas en base a las siguientes consideraciones: a) que presentaran concentraciones de Pb y As superiores a los criterios de referencia de la NOM-147-SEMARNAT-SSA1-2004; b) que fueran representativas de suelos de uso agrícola; o c) que provinieran de las áreas urbana y rural.

Debido a que el interés de esta etapa de la investigación era conocer el potencial de movilización de los EPT cuando el suelo o sedimento entran en contacto con el agua meteórica, se aplicó el método ASTM D 3987-85 (incluido en la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004), el cual establece una extracción de los EPT contenidos en matrices sólidas utilizando como extractante agua en equilibrio con CO₂ a pH 5.5 (agua de lluvia artificial).

El procedimiento de extracción consiste en colocar 25 g de muestra en recipientes de politetrafluoroetileno (PTFE) de boca ancha y adicionar 500 mL de solución extractante para obtener una relación de 1:20 peso/volumen. Los recipientes se mantienen en agitación continua de 30 rpm en un agitador rotatorio durante 18±2 h a temperatura ambiente. Después, se recupera la fase acuosa por centrifugación y posteriormente por filtración al vacío utilizando una membrana con apertura de poro de 0.45 µm. Para preservar la solución filtrada, se adiciona HNO₃ hasta alcanzar un pH<2. Como control de calidad interno se analizaron blancos reactivos y se duplicó el 10% de las muestras.

El análisis químico de EPT en la solución de extracción se realizó mediante las técnicas previamente descritas.

6.5 BIOACCESIBILIDAD DE EPT

Como una estimación de su biodisponibilidad por vía de exposición oral, se determinó la bioaccesibilidad de los EPT considerados en esta investigación.

La evaluación de la bioaccesibilidad se realizó en 17 muestras de suelo y 13 muestras de polvo, aplicando el método establecido por la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, que es análogo del

método EPA 9200 (USEPA, 2008), el cual establece la extracción de los EPT bajo condiciones que simulan el ambiente ácido del tracto gástrico, así, se establece la fracción bioaccesible de EPT, es decir, la fracción que sería soluble bajo tales condiciones y podrían ser absorbidos en la etapa intestinal. Este método también es conocido SBRC, por las siglas del grupo de investigación que los desarrollo *Solubility/Bioavailability Research Consortium* (Kelley y col., 2002).

Las muestras empleadas para la determinación de la bioaccesibilidad se seleccionaron porque cumplían alguno de los criterios siguientes: a) concentraciones de Pb y/o As superiores a las establecidas como de referencia en la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004; b) muestras obtenidas de puntos de potencial exposición humana tanto del área urbana como del área rural; y c) muestras presumiblemente contaminadas por las diferente fuentes de contaminación; y d) muestras no contaminadas (muestras de referencia).

Debido a que se evalúa la bioaccesibilidad para la vía de exposición oral, el método seleccionado establece analizar la fracción menor a 0.25 mm del suelo, por ser considerada la fracción del suelo o polvo que se adhiere con facilidad en las manos y que tiene una mayor probabilidad de ser ingerida. Por lo tanto, las muestras de suelo seleccionadas fueron tamizadas con una criba de acero inoxidable para obtener la fracción menor a 0.25 mm. Además, es necesario determinar las concentraciones totales de EPT en esta fracción, por lo que se procedió a digerir y analizar el contenido total de EPT, siguiendo los mismos procedimientos en las fracciones antes mencionadas. Como extractante, en el método SBRC se utiliza una solución acuosa donde se disuelven 60.06 g de glicina en 1.5 L de agua desionizada. La mezcla se pone en un baño de agua a 37° C (temperatura corporal del ser humano) hasta que la solución de extracción alcance la misma temperatura. En este momento se le agrega HCl 2.1 N hasta que la solución alcance un pH de 1.5 ± 0.05 . Finalmente, la solución se afora a 2 L.

En la etapa de extracción se procedió como sigue. Se transfirieron 100 ± 0.5 mL de la solución extractante a matraces Erlenmeyer de 250 mL. Se adicionaron 1.00 ± 0.05 g de muestra dentro del matraz, que se colocó en un agitador orbital con control de temperatura, manteniéndose constante a 37 °C. El matraz se mantuvo en agitación durante 1 h, verificando que el pH de la solución se mantenga en 1.5 ± 0.05 , y cuando fue necesario, se ajustó a este valor adicionando HCl concentrado. Transcurrido el tiempo de agitación, el contenido del matraz se filtró utilizando un filtro de acetato de celulosa de 0.45 μ m de diámetro de poro. Todo el procedimiento se realizó en menos de 1.5 h, tal como lo especifica el método. Las soluciones recuperadas en la filtración se conservaron a 4°C

hasta su análisis. Los análisis de las concentraciones de EPT en los extractos se realizaron utilizando las técnicas analíticas previamente descritas. La fracción bioaccesible para cada EPT considerado en este estudio, se calculó de acuerdo a la Ecuación 1.

$$\text{Fracción bioaccesible} = \frac{(\text{Concentración del extracto, mg/L})(0.1\text{L})}{(\text{Concentración en sólido, mg/L})(0.001\text{kg})} \quad (1)$$

No existen materiales estándares de referencia para la bioaccesibilidad de EPT en suelo o polvo, sin embargo, el método SBRC establece incluir el análisis del SRM 2711 del NIST, estableciendo que cuando el procedimiento es ejecutado correctamente, las concentraciones de Pb y As en los extractos finales son 9.22 ± 1.5 mg/L y 0.59 ± 0.09 mg/L, respectivamente. En el caso de las determinaciones de bioaccesibilidad realizadas en este estudio, las concentraciones en el extracto de las muestras de SRM 2711 variaron de 10.37 a 10.44 mg/L para Pb y de 0.59 a 0.60 mg/L para As, por lo que en todos los casos, se cumplió con la especificación del método. Adicionalmente, durante el procedimiento de extracción y análisis, se incluyeron blancos de reactivos y el 10% de las muestras fueron analizadas por duplicado.

6.6 IDENTIFICACIÓN DE LAS PRINCIPALES FASES MINERALES EN SUELO Y SEDIMENTO

Las principales fases minerales que constituyen muestras de suelo y sedimento se determinaron mediante análisis por difracción de rayos X (DRX). Las muestras se molieron en un mortero de ágata hasta un tamaño de partícula menor de $44 \mu\text{m}$. Este tamaño de partícula se adhiere con facilidad al porta muestra. El equipo que se utilizó es el RIGAKU DMAX 2200, se empleó una radiación de $K\alpha$ de Cu. Se utilizó el programa Rigaku 2.0 y el Diffrac AT para identificar las fases por comparación de los difractogramas con una base de datos del programa.

6.7 ANÁLISIS GEOESTADÍSTICO

Para una mejor interpretación de los resultados de las concentraciones totales de los EPT en el suelo superficial del área de estudio, se realizó un análisis geoestadístico para cada elemento considerado en este estudio.

Un análisis geoestadístico consiste en tomar los puntos de muestreo en donde se haya realizado alguna medición (como concentración de EPT) en diferentes lugares de un sitio y, por medio de interpolación, crear una superficie continua (mapas de isoconcentración). El muestreo que se diseñó para el suelo (sistemático y dirigido) nos permite elaborar estos mapas de isoconcentración de EPT

para identificar patrones de dispersión, poblaciones potencialmente expuestas y áreas que requieran mayor información.

Para la construcción de los mapas se empleó la herramienta de análisis geoestadístico del programa ArcGis 9.3 (ESRI, EU). A continuación se describen las actividades llevadas a cabo para obtener los mapas, las cuales fueron basadas en las sugerencias propuestas por Webster y Oliver (2001).

El primer paso consistió en corroborar la posición geográfica de los puntos de muestreo con respecto a las ortofotos digitales georeferenciadas, verificando que la ubicación de los puntos correspondientes a las coordenadas registradas de cada sitio de muestreo, coincidieran con los puntos reales donde se colectaron las muestras.

Enseguida, se realizó el análisis estadístico descriptivo de cada variable (concentraciones de EPT) y el análisis de normalidad con la prueba Kolmogorov-Smirnov con apoyo del programa Minitab 15 Statistical Software. Todas las variables presentaron una distribución no normal por lo que se realizó la transformación para normalizarlas, que en todos los casos fue usando el logaritmo de base 10. Cabe señalar que en el caso del Pb, Zn, Mn y Cd fue necesario eliminar algunos datos atípicos para lograr la normalización.

El método de interpolación seleccionado para la construcción de los mapas fue el kriging ordinario. Éste es un método de interpolación que se basa en el supuesto de que los puntos que están cerca son más parecidos que los puntos más alejados entre sí (autocorrelación espacial) (ESRI, 2003). Al emplear este método obtenemos, partiendo de una muestra de puntos distribuidos en una zona, valores estimados que son una combinación lineal ponderada de los puntos que se muestrearon. La gran ventaja de este método frente a otros es que podemos determinar la incertidumbre de la interpolación.

La ecuación de interpolación que se aplica en este método es la siguiente:

$$Z(x_0) = \sum_{i=1}^N \lambda_i Z(x_i) \quad (2)$$

Donde $Z(x_0)$ es el valor por predecir de concentración en el punto de interpolación x_0 , $Z(x_i)$ representa el valor o grupo de valores reales de los N puntos de muestreo localizados en x_i considerados en la interpolación y λ es el factor de ponderación para cada valor de $Z(x_i)$, el cual es mayor para puntos de muestreo más cercanos al punto interpolado y viceversa.

El método de kriging requiere de un modelo del variograma o semivariograma, que es una representación gráfica de la autocorrelación de los datos en función de la distancia, este variograma obedece la siguiente ecuación:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2M(h)} \sum_{i=1}^{M(h)} [Z(x_i) - Z(x_i + h)]^2 \quad (3)$$

Donde, $\gamma(h)$ es la semivarianza para todas las muestras localizadas en el espacio separado por el intervalo de distancia h . $M(h)$ es el número de pares de muestras separados por un intervalo de distancia h . $Z(x_i)$ es el valor de la muestra en una localización x . $Z(x_i + h)$ es el valor de la muestra a la distancia de intervalo h desde x .

El paso siguiente es determinar un modelo que se ajuste al variograma graficado contra la distancia o clase de distancia que separa los puntos. El modelo es la base de la superficie interpolada por lo que cuanto más preciso sea, más precisa será la interpolación.

Para establecer el modelo de predicción, la herramienta Geostatistical Analyst del programa ArcGis 9.3, permite variar los parámetros que intervienen en la definición del modelo, tales como el tipo de modelo, el tamaño y número de clases de distancias, y el número de vecinos del punto de interpolación incluidos para la estimación. Dichos parámetros se ajustaron hasta encontrar la combinación de ellos que proporcionó el mejor modelo.

Al generar un modelo para realizar la interpolación, el programa calcula cinco diferentes errores de predicción a partir de la comparación entre los valores de concentración reales y los que predice el modelo para los puntos de muestreo. Estos errores son: Error Medio (EM), Error Medio Estandarizado (EMEst), Error Estándar Medio (EEstM), Raíz del Cuadrado del Error Medio (RCEM) y la Raíz del Cuadrado del Error Estándar Medio (RCEMEst).

El Error Medio (EM) es el promedio de las diferencias entre los valores reales y los estimados, por lo que idealmente debería ser lo más cercano a cero, entendiendo que si se obtienen un valor de EM mayor a cero (EM positivo), el modelo subestimó en promedio los valores que predijo, mientras que valores de EM menores a cero (EM negativo) indican que el modelo sobrestimó en promedio tales valores. Sin embargo, la sobrestimación o subestimación pueden ser poco significativas dependiendo de la magnitud de EM. Por su parte, en interpolaciones precisas, el Error Medio Estandarizado (EMEst) y la Raíz del Cuadrado del Error Medio (RCEM) deberían ser lo más pequeños posible, mientras que la Raíz del Cuadrado del Error Estándar Medio (RCEMEst) debería ser lo más cercano a la unidad, pues esto indicaría que el EMEst es muy cercano a la varianza de la predicción.

En el Anexo 3 se encuentran los parámetros seleccionados para la generación del modelo de interpolación y los errores de predicción obtenidos para cada caso. Para todos los EPT analizados,

el modelo que mejor se ajustó fue el exponencial. Respecto a la interpolación, el EM de la predicción fue positivo en el caso del As y Cu, lo cual indica que el modelo subestimó las concentraciones reales, mientras que para el resto de los EPT el EM tuvo un valor negativo, indicando que para ellos el modelo sobreestima las concentraciones reales. Se puede considerar que la interpolación fue precisa al tener un EMEst y RCEM pequeños y que la RCEMEst es muy cercana a la unidad y que por lo tanto el EMEst es muy similar a la varianza de las respectivas interpolaciones.

6.8 ESTIMACIÓN DEL RIESGO PARA LA SALUD

Con la finalidad de predecir afectaciones a la salud de la población potencialmente expuesta a EPT en el área de estudio, se realizó una estimación del riesgo para salud aplicando parte de la metodología propuesta por Díaz-Barriga (1999) y avalada por la Organización Panamericana de la Salud. A continuación se describen las etapas que comprendieron a esta parte de la investigación.

6.8.1 Selección de contaminantes críticos

En la estimación del riesgo para la salud se incluyeron sólo los EPT considerados como “contaminantes críticos”, que fueron aquellos cuya concentración en alguno de los medios ambientales analizados (suelo, sedimento, polvo y agua) superaron el valor de referencia establecido por la normativa correspondiente, por ejemplo, las concentraciones totales de referencia en suelo establecidas por la Norma Oficial Mexicana NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004. Cuando no existe un valor de referencia reconocido, las concentraciones se comparan contra las Guías de Evaluación para Medios Ambientales (EMEG por sus siglas en inglés), propuestas por la Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades (ATSDR por sus siglas en inglés). Para la selección de los contaminantes críticos se considera además, si se transportan de un medio a otro (presencia del contaminante en más de un medio ambiental), sus efectos tóxicos y si la presencia del contaminante causa preocupación social (Díaz-Barriga, 1999).

Para el cálculo de las EMEG en este estudio, se consideró a la población infantil como la población de alto riesgo por ser ésta la que más en contacto con los puntos potenciales de exposición que se incluyeron en el muestreo ambiental. El cálculo de las EMEG se realizó de acuerdo a la Ecuación 4.

$$EMEG = \frac{MRL \text{ o } RfD(mg/kg/día)*PC(kg)}{TI(kg \text{ o } L/día)} \quad (4)$$

Donde:

MRL o RfD = Dosis de riesgo mínimo de la ATSDR (MRL) o dosis de referencia de la EPA (RfD)

PC = Peso corporal de 25 kg correspondiente a niños de 6 a 9 años

TI = Tasa de ingestión diaria. Para suelo es de 350 mg/niño, para polvo de 35 mg/niño y para agua de 1 L/niño (Día-Barriga, 1999).

6.8.2 Análisis de las rutas de exposición

Por ruta de exposición se entiende el camino que sigue un contaminante desde su fuente hasta que entra en contacto con la población. Así, se definieron las rutas de exposición para los contaminantes críticos, considerando los medios ambientales que se caracterizaron previamente. Para cada ruta se definieron las fuentes de contaminación, los medios ambientales contaminados, los puntos de exposición de mayor riesgo, las vías de exposición más probables (oral o inhalatoria) y la población de alto riesgo. Las rutas de exposición se clasificaron como pasadas, presentes o futuras y como completas o potenciales. La importancia de las rutas de exposición identificadas en el área de estudio se definió de acuerdo al número de niños afectados, la cantidad de contaminantes críticos que compartían la ruta o si eran rutas que comparten la misma población receptora (Díaz-Barriga, 1999).

6.8.3 Análisis dosis-respuesta

El análisis dosis-respuesta consistió en la revisión bibliográfica de las dosis de seguridad existentes para cada contaminante crítico por cada vía de exposición identificada. Las dosis de seguridad son aquellas para las cuales no deben presentarse efectos adversos en la salud. Las dosis de seguridad utilizadas en esta investigación fueron dosis de referencia (RfD) y Niveles de Mínimo Riesgo (MRL), que se obtuvieron, respectivamente, de las bases de datos de la Agencia de Protección Ambiental (EPA, por sus siglas en inglés) y de la Agencia de Registro de Sustancias Tóxicas y Enfermedades (ATSDR, por sus siglas en inglés), ambas de los Estados Unidos. Además, se utilizaron dosis máximas en las que no se han observado efectos adversos (NOAEL, por sus siglas en inglés) y dosis mínimas en las cuales se han observado efectos adversos (LOAEL, por sus siglas en inglés).

6.8.4 Estimación de la exposición

La estimación del riesgo para la salud realizada en este estudio se fundamenta en el cálculo de dosis de exposición a partir de la información de contaminación ambiental generada en la etapa de

caracterización del sitio, es decir, a partir de las concentraciones de contaminantes críticos en los diferentes medios ambientales estudiados, se estima cual sería la dosis de un contaminante que, en este caso, un niño podría absorber en su organismo cuando se expone al medio contaminado por alguna vía en particular. Las dosis de exposición fueron estimadas para cada contaminante crítico aplicando la Ecuación 5.

$$\text{Dosis}(\text{mg}/\text{kg}/\text{día}) = \frac{\text{Conc}\left(\frac{\text{mg}}{\text{kg o L}}\right) \times \text{TI}\left(\frac{\text{kg o L}}{\text{día}}\right)}{\text{PC}(\text{kg})} \times \text{FE} \times \text{FB} \quad (5)$$

Donde:

Dosis = Dosis de exposición del elemento crítico

Conc = Concentración del elemento en el suelo, polvo o agua

TI = Tasa de ingesta diaria. Para suelo es de 350 mg/niño, para polvo de 35 mg/niño y para agua de 1 L/niño.

PC = Peso corporal (como se está considerando niños de 6 a 9 años el peso será de 25 kg)

FE = Factor de exposición, para suelo y polvo se consideran 6 hrs diarias de lunes a viernes y 8 hrs el fin de semana = $46/168 = 0.27$

FB = Fracción bioaccesible gástrica del elemento en suelo o polvo (se consideró la bioaccesibilidad promedio de las muestras analizadas por el método SBRC).

Para estimar las dosis de exposición se emplearon las concentraciones promedio totales, concentraciones máximas y mínimas de los contaminantes críticos seleccionados en este estudio, considerando el cálculo para cada medio ambiental analizado, para obtener así tres dosis: dosis promedio, dosis máxima y dosis mínima.

6.8.5 Caracterización del riesgo

Para caracterizar el riesgo, se compararon las dosis de exposición estimadas contra las dosis de seguridad definidas en el análisis dosis-respuesta. La comparación entre la dosis de exposición estimada contra la dosis de referencia es conocida como Cociente de Riesgo (CR). Tannenbaun y col. (2003) mencionan que existe un riesgo "inaceptable" cuando el CR es mayor a 1, y mientras más alto sea este factor, mayor es el riesgo de desarrollar el efecto adverso al que está referida la dosis de seguridad.

6.8.6 Estimación del riesgo por exposición a plomo

Para el caso del plomo se recurrió al modelo biocinético de exposición integral IEUBK 1.1 (Syracuse Research Corporation-USEPA, EU). Este modelo considera la exposición, absorción y la biocinética

del plomo en población infantil para estimar una posible distribución de plomo en sangre de niños (Díaz-Barriga y Corey, 1999).

El modelo se alimentó con las concentraciones ambientales registradas en el área de estudio. El modelo requiere de información adicional del sitio no disponible, de tal forma que se hicieron algunas consideraciones adecuadas a las características del sitio de estudio (Yáñez y col. 1997). Tales consideraciones se mencionan a continuación.

- Concentración de plomo en aire de exteriores: $0.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (valor predeterminado del software basado en la concentración de Pb en el aire libre en las ciudades de EE.UU. sin fuentes puntuales de plomo).
- Concentración de plomo en polvo de interior: se utilizó el promedio calculado por el software que considera múltiples fuentes.
- Factor de permanencia al aire libre: 6 horas/día
- Ingesta de plomo por dieta: $9.3 \mu\text{g}/\text{día}$
- Consumo promedio de agua: 1 L/día
- Porcentaje de ingestión suelo/polvo: 66%
- Ingesta total de suelo y polvo: $0.35 \text{ g}/\text{día}$

6.8.7 Calificación del sitio

Los resultados de la estimación del riesgo son empleados para calificar el sitio, con el objetivo de darle un nivel preliminar de riesgo (bajo, alto o muy alto) y en base a éste señalar acciones a realizar en él, como la vigilancia ambiental, evaluación de exposición y/o restauración inmediata del sitio. La calificación se hizo de acuerdo a la metodología de la Organización Panamericana de la Salud (Díaz-Barriga, 1999).

La siguiente es la clasificación de acuerdo al puntaje que se obtenga para el sitio:

- a) Puntaje: 75 a 100 puntos. Clasificación: Urgencia ambiental y de salud pública. Acción: El sitio requiere restauración inmediata y se deberían generar en el corto plazo datos sobre la evaluación de la exposición.
- b) Puntaje: 40 a 74 puntos. Clasificación: Riesgo ambiental y de salud pública. Acción: El sitio requiere de una evaluación de la exposición. Los resultados de dicho análisis determinarán el nivel de intervención requerido para la restauración del área.

- c) Puntaje: 0 a 39 puntos. Clasificación: Mínimo riesgo ambiental y de salud pública. Acción: El sitio no requiere un análisis más profundo. Sin embargo, se desarrollará un programa de vigilancia ambiental para evitar un riesgo futuro.

Para obtener el puntaje, se contestan una serie de interrogantes que se presentan en el Anexo 12.

CAPÍTULO 7. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

7.1 SUELO SUPERFICIAL

7.1.1 Caracterización química y distribución espacial de EPT

En la Tabla 7.1 se presentan las concentraciones de EPT registradas en las muestras de suelo superficial obtenidas durante la visita de reconocimiento en puntos de potencial exposición. Cabe recordar que en estas muestras se analizaron 14 EPT, pero en la Tabla 7.1 sólo se presentan aquellos encontrados en concentraciones relativamente elevadas. Los resultados completos para estas muestras se presentan en el Anexo 4.

Tabla 7.1 Concentraciones de EPT en las muestras de reconocimiento de suelo superficial < 2 mm.

Muestra	Ubicación	Concentración de EPT (mg/kg)				
		As	Cd	Pb	Cu	Zn
SUE1-Deportiva	Arriba de escorias	126	5	959	1816	1941
SUE2-Esc. Juárez	Costado de escorias	37	2	174	867	294
SUE3-Esc. Carmona	Centro de la ciudad	604	29	3032	6266	3251
SUE4-Parque Terreros	Costado de terreros	74	1	22	957	247
SUE5-Cancha Principal Fútbol	Centro de la ciudad	29	7	15	338	1464
SUE6-Residuos Rojos	Costado de residuos rojos	28	84	1539	2272	8621

Los EPT que destacaron por su concentración en las muestras de reconocimiento son el As, Cd, Pb, Cu y Zn. Estos elementos concuerdan con los esperados según la mineralización del sitio y que ya han sido reportados en los jales y en los residuos rojos, por lo que se decidió enfocar la investigación sobre éstos. El Mn es un EPT que también fue agregado a la anterior lista ya que es un EPT que se asocia a los skarn de Zn-Pb como el que se presenta en el sitio de estudio.

Un resumen estadístico de los resultados obtenidos para Pb, As y Cd en el muestreo a detalle de suelo superficial aparece en la Tabla 7.2. El Anexo 5 presenta la localización geográfica y resultados del análisis químico para todas las muestras de suelo superficial.

Tabla 7.2 Estadísticas descriptivas para Pb, As, y Cd en suelo superficial < 2 mm

Elemento	N	Mín. (mg/kg)	Máx. (mg/kg)	Media (mg/kg)	Mediana (mg/kg)	D. E.	VR (mg/kg)	% > VR
Pb	116	15	4176	376	190	620.9	400	17
As	116	14	1391	177	96	205.7	22	97
Cd	111	1	84	11	9	9.9	37	2

VR: Valor de Referencia para suelo de uso residencial de la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004

Los rangos de los niveles de EPT son muy amplios, encontrando un valor máximo de Pb de hasta 11 veces más que la media registrada para el área de estudio, y para el As y Cd las concentraciones máximas son casi 8 veces más que la concentración media. Son aquellas áreas de mayor concentración las que estarían más impactadas por los EPT, para el caso del Pb la muestra con mayor concentración fue colectada en el Cerro La Chiranga. Debe recordarse que este lugar presenta mineralizaciones de Pb-Zn que han sido explotadas por las minas La Chiranga y La Cachiranga y además se encuentran ahí depositados varios residuos que podrían ser producto de la exploración y explotación de estas minas, lo cual explicaría las altas concentraciones de Pb en este lugar. Por otra parte, los niveles de concentración más bajos provienen de dos zonas, una al oeste del área urbana (aguas arriba de la zona de explotación minera a tajo abierto) y la otra en el extremo sureste del área rural, que anteriormente fue señalada como área de referencia para este trabajo ya que es un área no mineralizada y sin alteraciones evidentes por actividades minero-metalúrgicas y antrópicas, salvo por el pastoreo.

Para el As, la concentración máxima corresponde a un patio de casa aledaño a las presas de jales. Este valor máximo es inferior al máximo registrado por Martínez-Hernández (2008) en los jales. Por otra parte, la concentración más baja se registró en el extremo sureste del área de estudio (área de referencia).

Para el Cd se observó un patrón diferente en cuanto a la ubicación de las muestras que presentaron las mayores y menores concentraciones, algunas de éstas están dispersas en la ciudad y otras en el área rural. La máxima concentración de Cd se registró en las cercanías de los residuos rojos de La Curva. Cabe señalar, que para el Cd, cinco muestras presentaron concentraciones por debajo del límite de detección, las cuales son tanto del área urbana como rural, y la concentración mínima registrada corresponde a una muestra cercana a los terreros del noroeste de la ciudad.

Las concentraciones de Pb, As y Cd fueron comparadas con los valores de referencia (VR) establecidos en la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 para suelo de uso residencial. Respecto al Pb, la concentración media no supera el valor de referencia, sin embargo el 17% de las muestras superaron el VR (400 mg/kg) y la concentración máxima fue 10 veces mayor al VR. Cabe resaltar que 11 de las 19 muestras que superan el VR son de sitios de potencial exposición pues consisten en áreas recreativas y patios de casas.

En lo que respecta al As, casi la totalidad de las muestras recolectadas superaron el VR para suelo de uso residencial (22 mg/kg). De las muestras con concentraciones elevadas se destacan 7 que

corresponden a patios de casas y de escuelas. Además, en el área de referencia se presentaron concentraciones superiores al VR, lo que podría sugerir que las concentraciones naturales o basales de As en suelo del sitio son superiores al VR. Tal situación nos habla de la dificultad que representaría alcanzar este valor de referencia propuesto por la NOM en caso de remediación. Si bien tener valores de referencia tiene la ventaja de que se pueden aplicar a diferentes sitios presumiblemente contaminados evitando estudios más complejos y costosos, los resultados de este trabajo dejan entrever que el establecimiento de valores generalizados de referencia no siempre es la opción más adecuada.

En el caso del Cd, sólo 2 muestras superaron el VR, las cuales corresponden a muestras cercanas a los residuos rojos y las presas de jales. Una de las muestras es de un patio de casa.

Los niveles elevados de Pb, As y Cd son de preocupación ambiental y señalan que es necesario realizar una estimación de riesgo para la salud por estos EPT en suelo, análisis que se presenta más adelante.

La Tabla 7.3 presenta un resumen estadístico para Zn, Mn y Cu. En el Anexo 5 se encuentran los resultados para cada una de las muestras de suelo así como su localización geográfica.

Tabla 7.3 Estadísticas descriptivas para Zn, Mn y Cu en suelo superficial < 2 mm.

Elemento	N	Mín. (mg/kg)	Máx. (mg/kg)	Media (mg/kg)	Mediana (mg/kg)	D.E.	EMEG (mg/kg)	% > EMEG
Zn	116	40	8621	584	270	1010.1	21429	0
Mn	116	102	7247	1271	953	1006.5	10000	0
Cu	116	6	6266	546	179	891.9	714	25

EMEG: Guías de Evaluación para Medios Ambientales

La concentración máxima de Zn corresponde a las cercanías de los residuos rojos, donde la concentración en suelo fue 8621 mg/kg, que es menor a la reportada por Castro-Larragoitia (2000) para estos residuos. En las partes altas y bajas del Cerro La Chiranga también se registraron concentraciones elevadas. Debe recordarse que ésta es una zona mineralizada de Pb-Zn, por lo que las concentraciones elevadas de Zn se explicarían por dicha mineralización. En cuanto a la concentración mínima de Zn, ésta se registró en el área rural cerca al entronque de la carretera Zacatecas-Salttillo y la carretera a Estación Margarita, fuera del área de referencia.

Respecto al Mn, las concentraciones más altas se presentaron en el cerro La Chiranga, lo cual concuerda con la zona mineralizada de Pb-Zn, ya que se ha reportado que el Mn se encuentra

asociado a este tipo de yacimientos (Hammarstrom y col., 1995). Las concentraciones más bajas, entre ellas la mínima, se ubican al suroeste del área urbana, y no coincide con el área de referencia. En el caso del Cu, las concentraciones más elevadas se encontraron en muestras provenientes del área urbana, la máxima en el norte de la ciudad. Otras concentraciones elevadas se encontraron en las cercanías de las presas de jales, de los terreros y de los antiguos patios de lixiviación. Tal situación sugiere que estos residuos son las principales fuentes de Cu, pero también debe considerarse la influencia de la mineralización de Cu que se presenta en el área urbana. Por otro lado, las concentraciones más bajas de Cu en suelo se presentaron en el área rural, específicamente en los extremos noroeste y sureste (área de referencia).

Para Zn, Mn y Cu no existe un valor de referencia en la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, por lo que se optó por comparar sus concentraciones contra las Guías de Evaluación para Medios Ambientales (EMEG por sus siglas en inglés) para determinar si las concentraciones de estos EPT representan una preocupación ambiental. En el Anexo 6 se puede consultar el cálculo de las EMEG para los EPT. En los casos del Zn y Mn, ninguna muestra registró un valor superior a sus respectivas EMEG. Para el Cu la situación fue distinta, pues el 25% de las muestras tienen concentraciones superiores a la EMEG de este elemento, incluso de máxima concentración superó por 9 veces el valor de la EMEG, indicando que el Cu es un elemento que merece ser considerado en la estimación del riesgo para la salud.

Tabla 7.4 Estadísticas descriptivas para EPT en suelo superficial < 2 mm correspondientes a las áreas de referencia.

Elemento	N	Mín (mg/kg)	Máx (mg/kg)	Media (mg/kg)	D.E.
Pb	4	61	96	73	16.3
As	4	14	32	21	8.4
Cd	4	2	8	4	2.7
Zn	4	90	159	116	31.3
Cu	4	37	68	48	13.7
Mn	4	542	871	688	162.6

En el área de referencia se registraron concentraciones bajas para todos los EPT (Tabla 7.4), y los niveles registrados de Pb, As, Zn, Mn y Cu son comparables con los niveles registrados en suelos no contaminados (Tabla 2.1). Sin embargo, los niveles de Cd son ligeramente superiores a los registrados para diferentes suelos del mundo no contaminados. Hay que resaltar el caso del Mn porque las concentraciones mínimas y máximas encontradas en el área de estudio son comparables

con las reportadas para diferentes tipos de suelos no contaminados (Tabla 2.1), lo que podría sugerir que los niveles de Mn en el sitio de estudio son naturales.

Para determinar la distribución de los EPT en suelo superficial y poder identificar patrones de dispersión, mecanismos de dispersión y fuentes de contaminación, se generaron mapas de isoconcentración, los cuales se presentan en las Figuras 7.1 a 7.6. Para la elaboración de estos mapas se consideraron clases que permitieran visualizar adecuadamente las áreas de bajas y altas concentraciones con respecto a valores del área de referencia de la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 y las EMEG.

En los mapas es posible apreciar diferencias en la distribución de los EPT respecto de las posibles fuentes. Las concentraciones elevadas de Pb, Zn y Cd se asocian preferentemente al cerro La Chiranga, lo cual señala una fuente de contaminación en este lugar, la cual podría ser la mineralización Pb-Zn del sitio, o los residuos de la exploración y explotación minera depositados en la zona, o ambos. En cualquier caso, la asociación mineralógica Pb-Zn, y a su vez Zn-Cd, soporta esta consideración.

Una particularidad que debe destacarse es el caso del Zn, ya que en su distribución se observan dos anomalías, una se presenta en el centro norte de la ciudad. En este lugar, cuatro muestras de suelo tuvieron concentraciones de Zn elevadas y diferentes a las demás muestras aledañas, lo cual sugiere la presencia de una fuente de contaminación en este lugar. Dentro de estas muestras se destaca la muestra colectada en el patio de la Escuela Primaria Damián Carmona, la cual tuvo una concentración de 3251 mg/kg de Zn, mientras que otras tres muestras que rodean a ésta tienen concentraciones de 1222 a 1464 mg/kg de Zn, por lo que es probable que en esta área se presente una fuente localizada de Zn. Una posible explicación a las elevadas concentraciones de Zn en este suelo es que pueda ser de préstamo y que haya sido traído ya sea de una zona mineralizada o de otro lugar impactado, esta suposición surge de las observaciones de campo, ya que el nivel del suelo del lugar es superior al resto del área y es probable que para la construcción de la escuela se rellenara el área con material de préstamo hasta llegar al nivel requerido. Cabe señalar que la muestra de esta escuela también presenta concentraciones elevadas de Pb (3032 mg/kg), Cd (29 mg/kg), Cu (6266 mg/kg) y As (604 mg/kg).

La otra anomalía de la distribución de Zn se presentó en el extremo oeste del área de muestreo, coincidiendo con la ubicación de algunas minas, por lo que la mineralización puede ser la razón de que dos muestras de suelo presentaran concentraciones de 1618 y 1908 mg/kg de Zn.

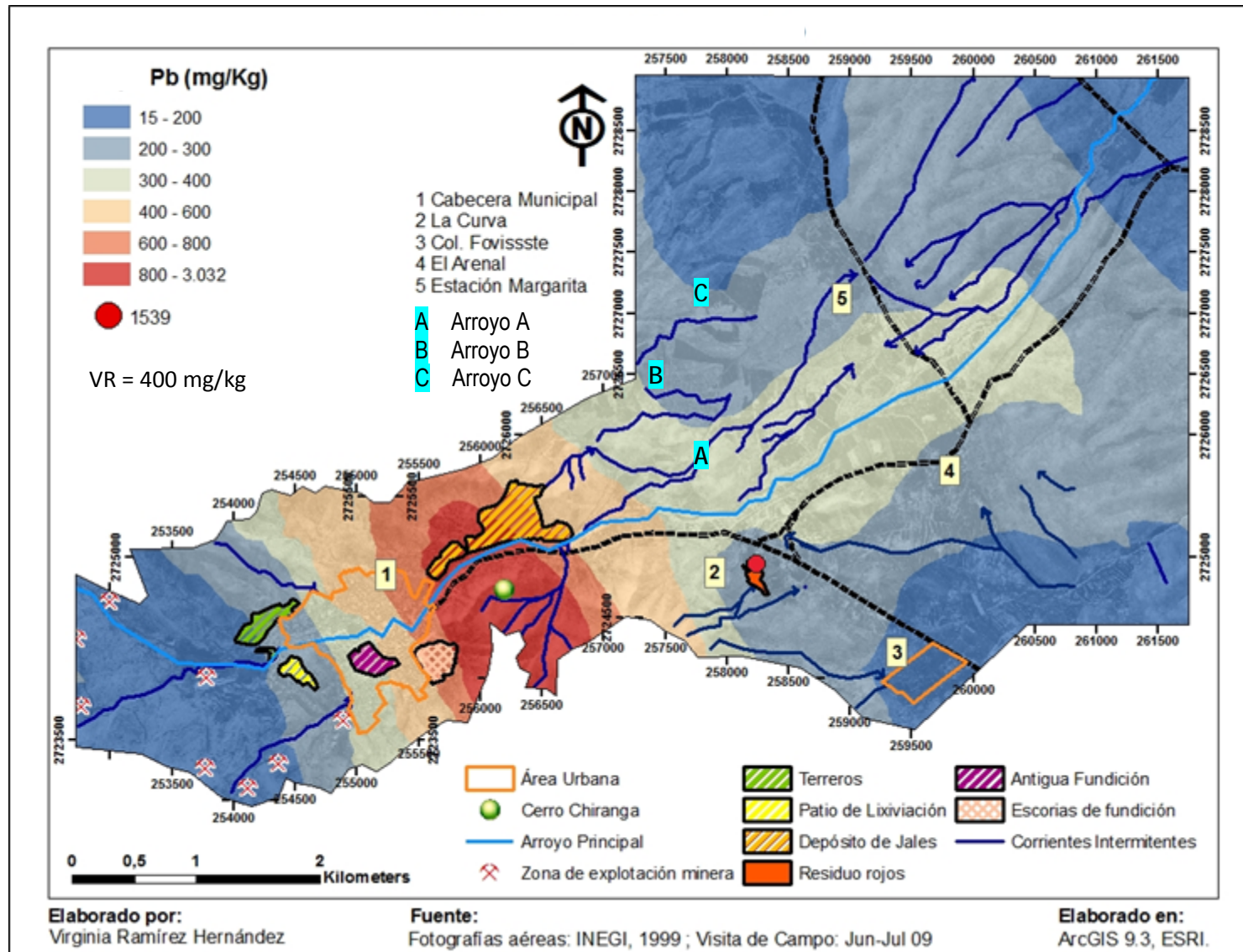


Figura 7.1 Distribución espacial de Pb en suelo superficial < 2 mm obtenida por el método de interpolación geoestadístico *kriging*.

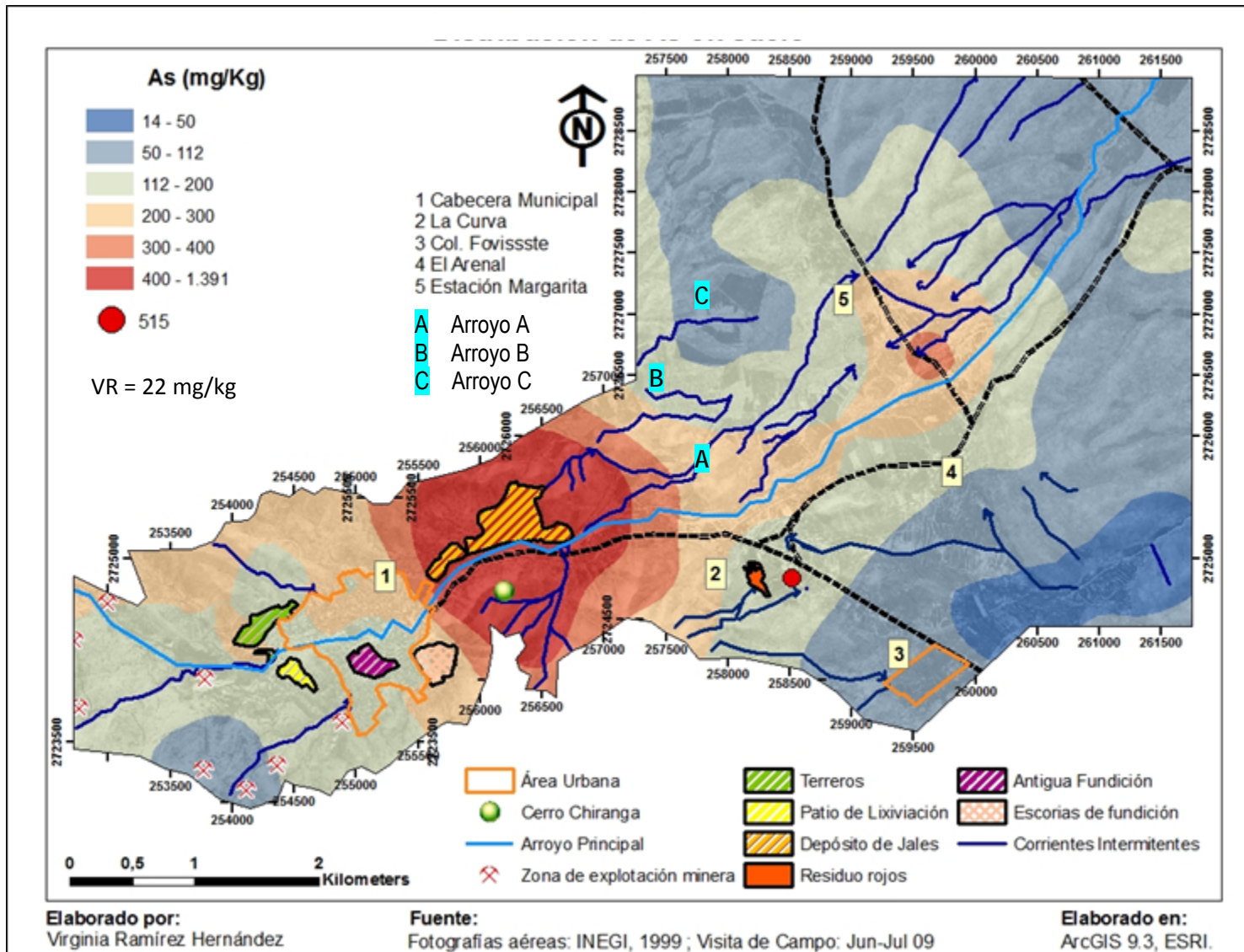


Figura 7.2 Distribución espacial de As en suelo superficial < 2 mm obtenida por el método de interpolación geoestadístico *kriging*.

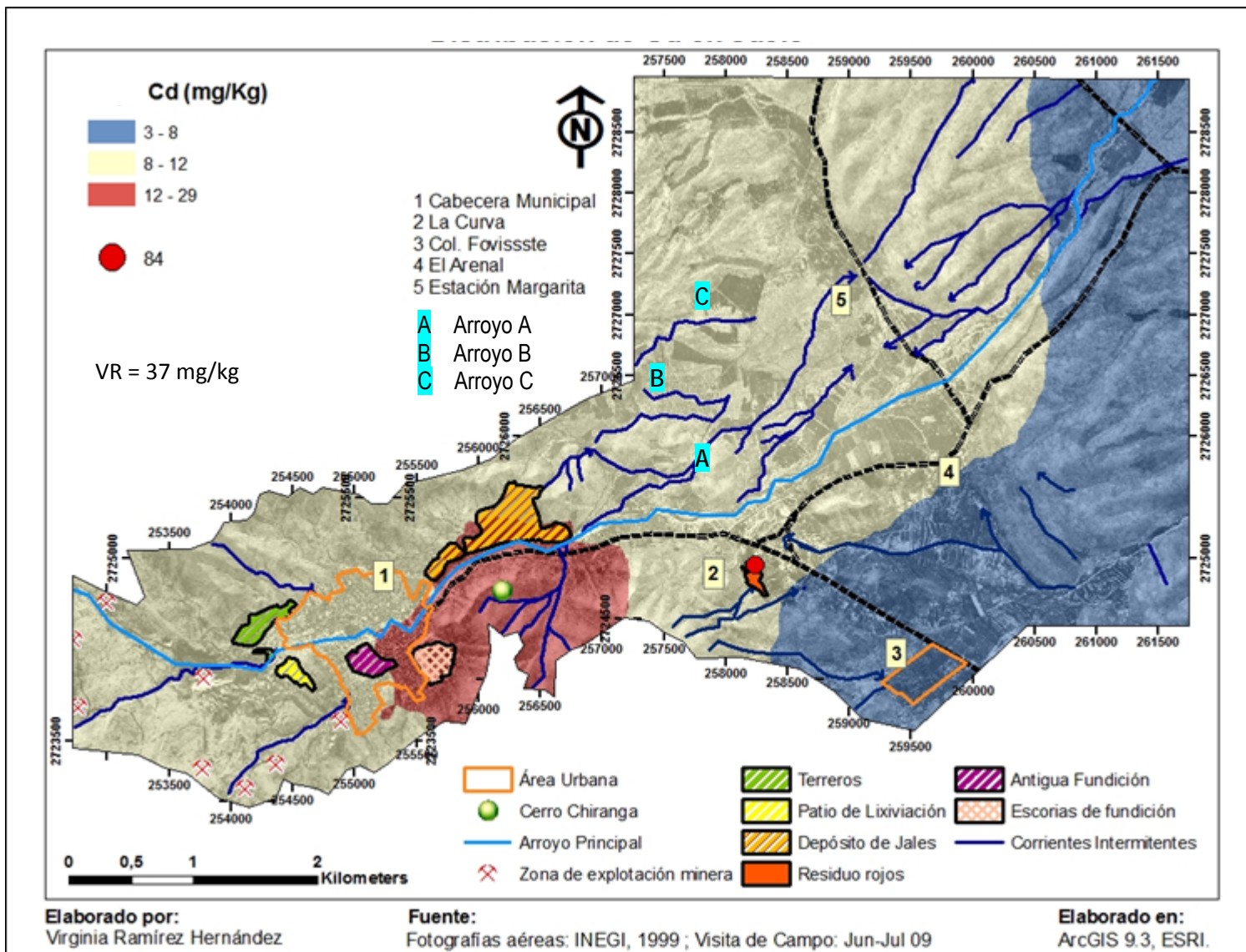


Figura 7.3 Distribución espacial de Cd en suelo superficial < 2 mm obtenida por el método de interpolación geoestadístico *kriging*.

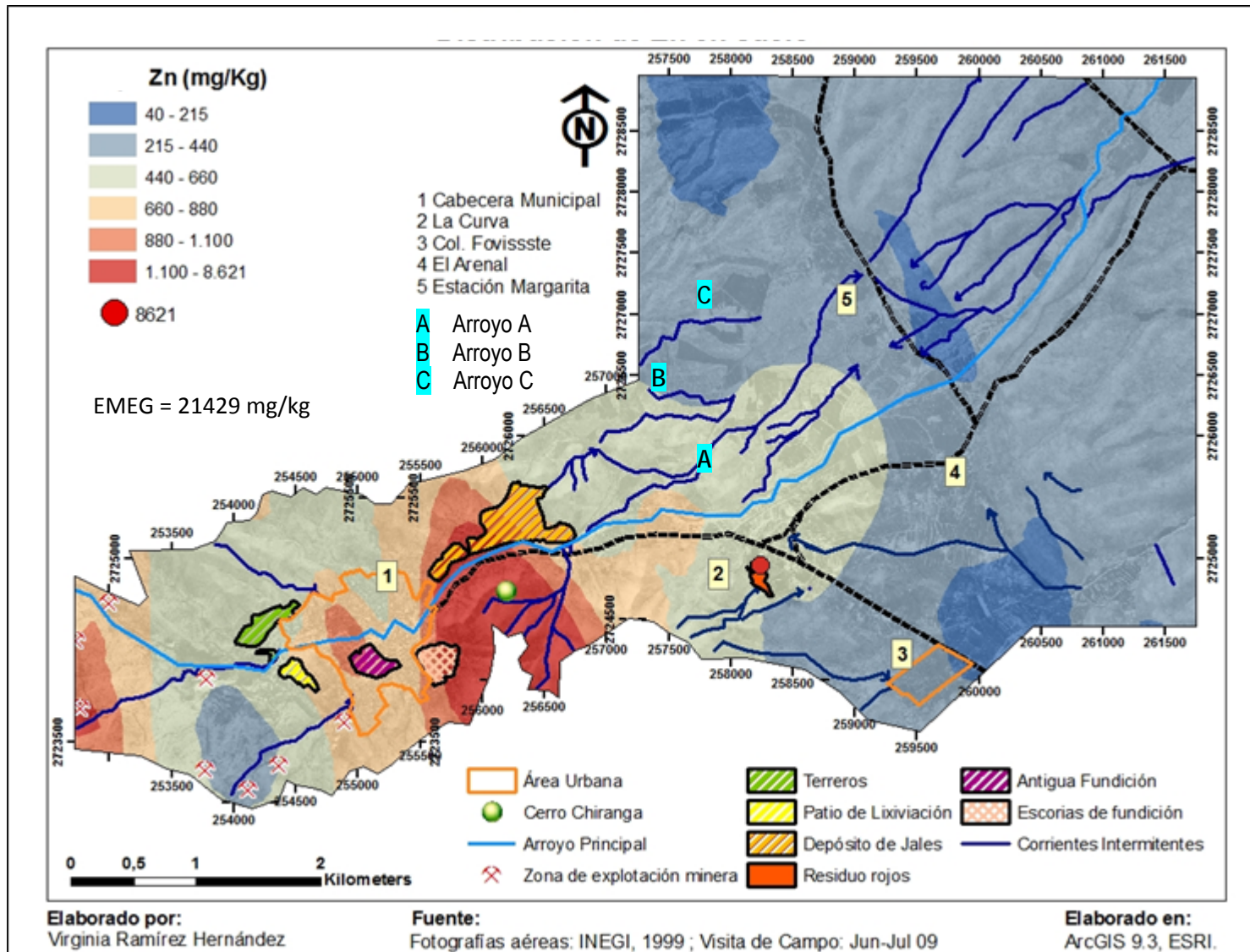


Figura 7.4 Distribución espacial de Zn en suelo superficial < 2 mm obtenida por el método de interpolación geoestadístico *kriging*.

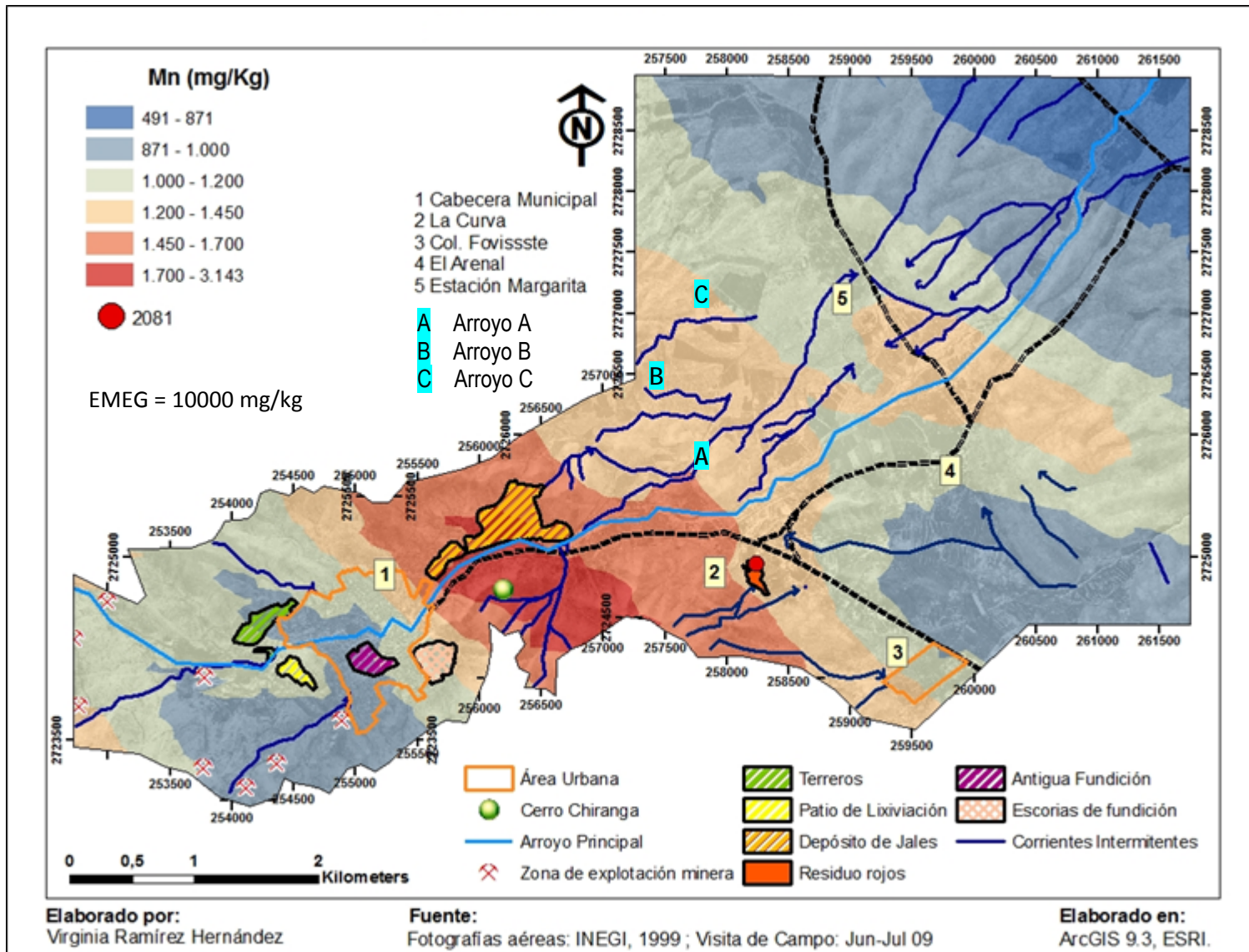


Figura 7.5 Distribución espacial de Mn en suelo superficial < 2 mm obtenida por el método de interpolación geostadístico *kriging*.

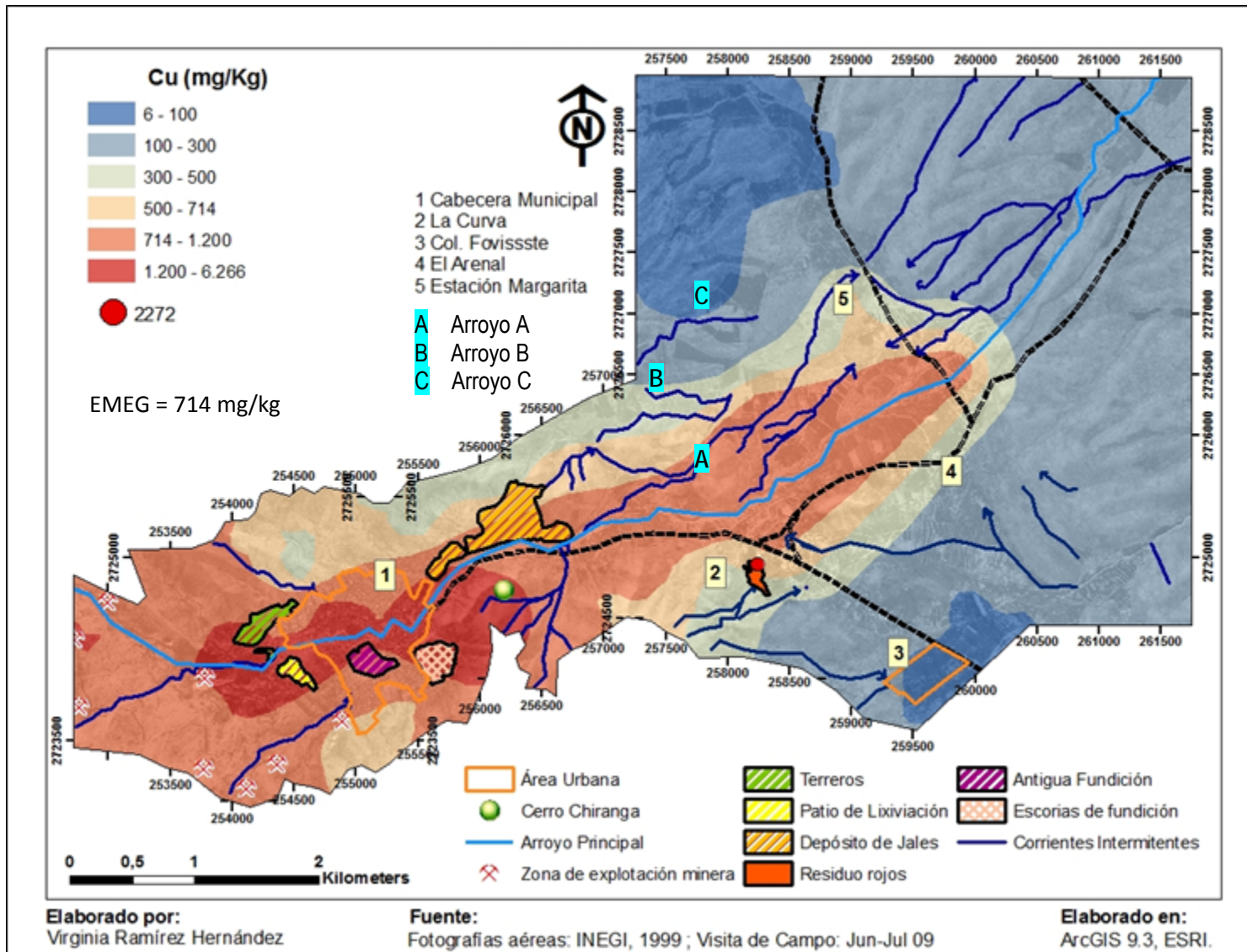


Figura 7.6 Distribución espacial de Cu en suelo superficial < 2 mm obtenida por el método de interpolación geoestadístico *kriging*.

Las elevadas concentraciones de As se asocian preferentemente a los jales, señalando a éstos como su fuente principal de contaminación. En menor medida que los jales, el cerro La Chiranga parece ser fuente de As.

En el caso del Cu, la distribución en suelo mostró un patrón asociado a las potenciales fuentes en el área urbana, entre las que se pueden mencionar a la zona mineralizada de Cu, las emisiones pasadas de material particulado suspendido de las voladuras del tajo, los antiguos patios de lixiviación, terreros, el área de antigua fundición y las escorias de fundición. Es claro que la mineralización y los residuos en el área urbana contribuyen con la contaminación por Cu, aunque no se sabe para cada uno de ellos en qué proporción aportan este EPT. Para el resto de los EPT, la mineralización, los residuos en el área urbana, o las antiguas emisiones de función, no parecen ser fuentes de contaminación, de acuerdo a los mapas de isoconcentración, lo cual podría deberse al constante lavado del suelo por las escorrentías, de tal forma que los EPT fueran arrastrados hacia el área rural.

Los resultados de la distribución de concentración y distribución de Cu y As en suelo del área rural concuerdan con los resultados reportados previamente por Castro-Larragoitia (2000).

En el mapa de Mn, se puede observar una distribución singular, pues los niveles más elevados se asocian al cerro La Chiranga, lo cual concuerda con la mineralización del sitio, sin embargo en el área rural, la dispersión es mucho más amplia y no se asocia con la dirección de los arroyos ni la del viento. Este comportamiento parece apoyar la suposición de que este elemento presenta una distribución natural, y que las concentraciones encontradas en el área de estudio, con excepción de las registradas en el Cerro La Chiranga, representan los niveles normales de Mn en suelo superficial del sitio.

Como se mencionó anteriormente, para construir los mapas de isoconcentración fue necesario no incluir las concentraciones extremas o atípicas de los EPT ya que estos representan una discontinuidad en el suelo y afectan la normalidad del conjunto de datos y pueden incrementar el error de la interpolación. Al no incluir estos valores atípicos, los mapas de isoconcentración no reflejan algunas fuentes de contaminación que son muy localizadas. Ejemplo de esto son los residuos rojos de La Curva, pues se observó una dispersión de Pb, Cd, Zn, Cu y en menor medida de As a causa de estos residuos. Cabe recordar que los residuos rojos previamente fueron caracterizados por Castro-Larragoitia (2000), reportando en ellos concentraciones elevadas de Pb,

As, Cd, Zn y Cu que son comparables con las registradas por este estudio en los suelos aledaños a los residuos.

De igual forma, una fuente que no es mostrada en los mapas, son los depósitos de escorias pues en la Unidad Deportiva Principal fueron identificadas concentraciones elevadas de Pb (959 mg/kg), As (126 mg/kg), Cu (1816 mg/kg) y Zn (1941). Cabe recordar que el suelo de la Deportiva es de préstamo y se desconoce su origen, sin embargo se observó mezclado con escorias de tamaño fino, lo que podría estar causando estas elevadas concentraciones.

En los mapas se observa un patrón de dispersión del Pb, As, Cd, Zn y Cu asociado al arroyo Principal, y los arroyos A y B, por lo que se puede considerar que los residuos del área urbana como jales, terreros, inclusive suelo impactado, es arrastrado por el arroyo Principal y sus afluentes, así como también aquellas corrientes que provienen del cerro El Temeroso y drenan la última presa de jales, de tal forma que el transporte hídrico es un claro mecanismo de dispersión de EPT en el sitio. También se observa que la dispersión a través del arroyo Principal es limitada al llegar a la planicie del área rural (zona de más baja energía) donde el agua de los arroyos inunda los alrededores, esparciendo los EPT en los suelos. Este mecanismo es más evidente en el mapa de As (Figura 7.2). Otro mecanismo de dispersión que participa en la contaminación del suelo por EPT, es el viento. Como puede observarse en los mapas de isoconcentración de Pb, As y Zn, en el área rural hay un incremento de estos EPT en el suelo a medida que se acorta la distancia a las presas de jales y el cerro La Chiranga. Se debe recordar que el patrón de vientos en el área rural es predominantemente de dirección noreste y sureste, y que dentro del área urbana este patrón puede modificarse (Figuras 5.18 y 5.19), de tal forma que el viento del noreste puede transportar el material suelto de las presas de jales y el suelo o residuos del cerro La Chiranga hacia el área urbana, preferentemente al noreste de la ciudad. Mientras tanto, el viento de dirección sureste podría contribuir con la circulación del material particulado fino y dispersarlo por toda la ciudad. El transporte eólico también contribuye a la dispersión del suelo impactado del área rural, ya que la dirección de los corrientes intermitentes en ésta área es contraria a la dispersión observada de los EPT. Las corrientes van en dirección noreste e inundan sólo los suelos al noroeste del arroyo Principal, mientras que los suelos al sureste del arroyo Principal tienen una mayor altitud y la única forma de que los EPT se dispersen a esta parte sería a través del viento que sopla en esa dirección. Así, el sedimento del arroyo Principal participaría como fuente de los EPT que se dispersan por mecanismos hídricos y eólicos hacia los suelos circundantes.

Los EPT en los suelos cercanos a los residuos rojos serían dispersados principalmente por transporte fluvial, ya que la dispersión coincide con la dirección de las corrientes intermitentes en ésta zona, además de que es evidente los residuos presentan cárcavas características de erosión hídrica.

La representación espacial de los EPT en suelo superficial también permitió ubicar a la población potencialmente expuesta a EPT por esta ruta de exposición. Se identificó a la población que habita en las proximidades de las presas de Jales y en las partes bajas del cerro La Chiranga como la población que podría estar más expuesta. La población que habita la ciudad, la población escolar que asiste a las escuelas cercanas a los residuos rojos de La Curva y a la escuela Carmona en el centro de la ciudad también estaría potencialmente expuesta. También se debe señalar a la población del área rural, principalmente aquella que habita en las cercanías del arroyo Principal, como potencialmente expuesta a los EPT presentes en el suelo superficial. Por su parte, la población que habita la localidad de Estación Margarita podría considerarse como la menos potencialmente expuesta pues las concentraciones de EPT en suelo en este lugar no son elevadas (a excepción del As).

Claro que la concentración alta de contaminantes no necesariamente implica riesgos para la salud de los habitantes de estos sitios, por ello se realizó una estimación de la exposición y cuyos resultados se presentarán más adelante.

Los mapas de isoconcentración presentaron similitudes en los patrones de dispersión para la mayoría de los EPT, sugiriendo que comparten fuentes y mecanismos de dispersión, por lo que se llevó a cabo un análisis de correlación de Pearson entre los EPT para corroborar esta suposición. La Tabla 7.5 presenta los resultados de éste análisis, en donde se encontró que hay correlación estadísticamente significativa, positiva y alta entre Zn y Cd, lo cual podría explicarse por el hecho de que la forma mineral más abundante reportada para el Zn en el sitio es la esfalerita (ZnS) (Buseck, 1969), en la cual puede encontrarse el Cd sustituyendo al Zn en la red cristalina (Hurlbut y Klein, 1992). Entre el Zn, Pb, As y Cu la relación es significativa pero no tan alta como la de Zn-Cd, de tal forma que estos elementos pueden compartir fuentes o mecanismos de dispersión. La única correlación que no fue significativa es la del Mn-Cu, lo cual se esperaba por lo observado en sus respectivos mapas de isoconcentración ya que los patrones de distribución son muy diferentes, lo cual puede explicarse al considerar que el Mn presenta una distribución natural en el área de estudio mientras que en la dispersión de Cu contribuyen las actividades minero-metalúrgicas. Además, las

mineralizaciones que contribuyen en los niveles de estos elementos en suelo son diferentes, en el caso de Cu, la mineralización de Cu en el área de explotación, y en el caso del Mn, la mineralización Pb-Zn del cerro La Chiranga.

Tabla 7.5 Análisis de correlación de concentraciones de EPT en suelo.

Elementos	Pb	Zn	Mn	Cd	Cu
Zn	0,580*				
Mn	0,551*	0,493*			
Cd	0,604*	0,883*	0,483*		
Cu	0,490*	0,517*	0,189	0,500*	
As	0,598*	0,357*	0,525*	0,473*	0,553*

* Nivel de significancia: $p < 0.01$; El número de muestras empleadas para el análisis de correlación fue de 116 a excepción del Cd para el cual fue de 111 muestras.

Como parte de la caracterización química de los suelos, se midió el pH y la conductividad de muestras representativas de los diferentes tipos de suelos del área de estudio.

El rango de los valores de pH del suelo en agua desionizada (acidez activa) va de 6.8 a 8.1. Estos resultados indican que los suelos del área de estudio son neutros a ligeramente alcalinos. La acidez potencial del suelo, que fue medida en la solución de CaCl_2 0.1 M., indicó pH de 6.7 a 7.6, los cuales son ligeramente inferiores a los medidos en agua desionizada, lo cual es un resultado normal y se debe a que en la solución de CaCl_2 no sólo se miden los protones libres en equilibrio en la fase líquida del suelo sino también los protones que se liberan de las sedes de intercambio, protones que son mayormente de aluminio (Navarro-Blaya y Navarro-García, 2003). Los rangos de pH registrados en suelo concuerdan con los tipos de suelos de Concepción del Oro, que en su mayor parte son regosoles calcáricos y xerosoles. Los pH encontrados en las muestras analizadas de suelo muestran que no hay afectación por DAR y/o la oxidación de sulfuros en suelo.

En cuanto a la conductividad eléctrica, el 73.7% de los suelos analizados resultaron tener muy baja conductividad (0 – 2 dS/m) y pueden clasificarse como suelos no salinos (Richards, 1972), es decir que las sales solubles en el suelo no son abundantes. Estos suelos corresponden a suelos agrícolas o de agostadero del área rural y del área de referencia. También se encontró que un 15.8% de los suelos analizados se pueden clasificar como ligeramente salinos (2 – 4 dS/m), los cuales son suelos del área urbana. El 10.5 % de los suelos analizados se puede clasificar como medianamente salinos (4 – 8 dS/m), es decir que estos suelos tienen más contenidos de sales solubles. Este análisis era importante realizarlo ya que si en los suelos hubieran grandes cantidades de sales, se favorecería la

complejación de los metales, lo cual incrementa la movilización y la fitodisponibilidad de los metales en suelos (Marín y Gómez, 2002; Han, 2007). Sin embargo, este no es el caso para las muestras analizadas, por lo que se esperaría una movilidad limitada de los EPT en suelo.

7.1.2 Comparación entre la concentración de EPT en diferentes fracciones

Se ha documentado que los EPT en suelo se asocian principalmente a la fracción fina (Castro, 1995, Razo y col., 2004, Kabata-Pendias y Mukherjee, 2007), y al estar en esta fracción son más biodisponibles porque pueden ingresar con mayor facilidad al organismo (Duggan y col., 1985; Barltrop y Meek, 1979), es por esto que se llevó a cabo un análisis cuantitativo de EPT en la fracción < 250 μm en 19 muestras de suelo para llevar a cabo una comparación con las concentraciones de EPT observadas en la fracción < 2 mm y verificar a que fracción se asocian preferentemente los EPT en los suelos del área de estudio.

La Figura 7.7 presenta las correlaciones entre la concentración de los EPT en las fracciones < 250 μm y < 2 mm para los EPT analizados en suelo. Los resultados muestran que la concentración entre una y otra fracción presentan correlación estadísticamente significativa ($p < 0.001$), con $r^2 > 0.9$ para Pb, Zn, Mn, Cd y Cu, y una $r^2 = 0.842$ para As. El hecho de que se hayan encontrado correlaciones significativas indica que la concentración en la fracción < 250 μm es directamente proporcional a la concentración en la fracción < 2 mm. Las pendientes de las líneas de regresión para Pb, Zn, Mn, Cd y As indican que hay una asociación preferente en la fracción fina. En el caso del Cu, la relación también es significativa, pero la pendiente indica que el Cu se asocia preferentemente a la fracción gruesa, sin dejar de estar presente en la fracción fina. Una posible explicación a la situación del Cu es que la fuente principal de este EPT en el suelo sea el material particulado emitido durante la explotación del tajo, o por la erosión hídrica y/o eólica de los terreros que contienen mayormente partículas gruesas. Al estar el Cu preferentemente en las partículas gruesas su dispersión hacia el área rural por medio del viento y las escorrentías sería más lento que para aquellos EPT en partículas finas. Lo cual concuerda con lo observado en los mapas de isoconcentración, ya que en el área urbana se puede apreciar las mayores concentraciones de Cu.

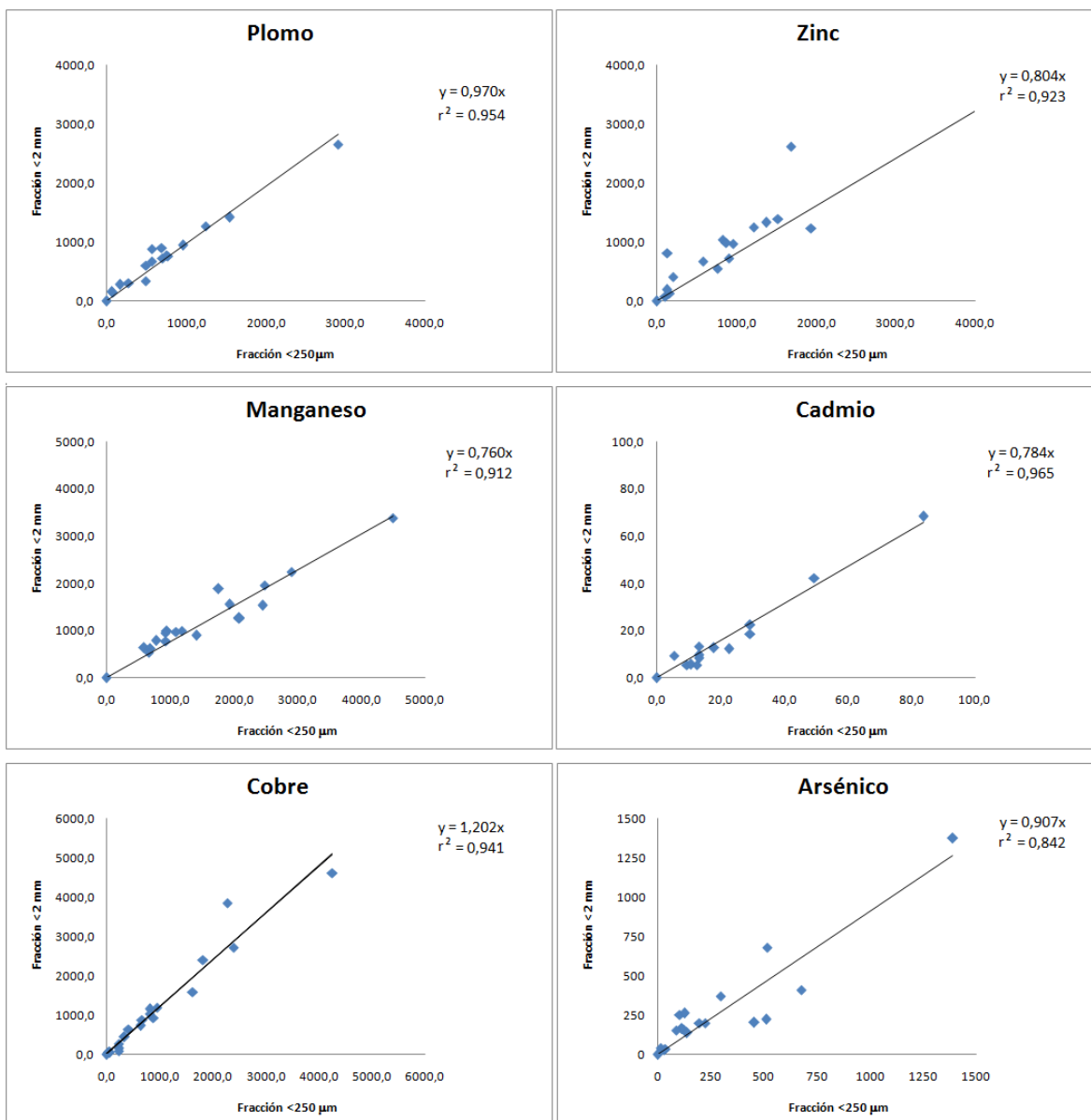


Figura 7.7 Correlaciones de la concentración de EPT (mg/Kg) en las fracciones <250 μm y < 2 mm.

7.1.3 Principales fases minerales

Con el análisis de DRX de las muestras de suelo representativas se pudieron identificar las tres principales fases minerales que los conforman. En la Figura 7.8 se presentan los difractogramas de RX obtenidos, en los que se señalan las principales fases minerales identificadas. Cabe señalar que pueden haber otras fases que no fueron identificadas porque se encuentran en concentraciones inferiores al límite de detección de la técnica (<3%).

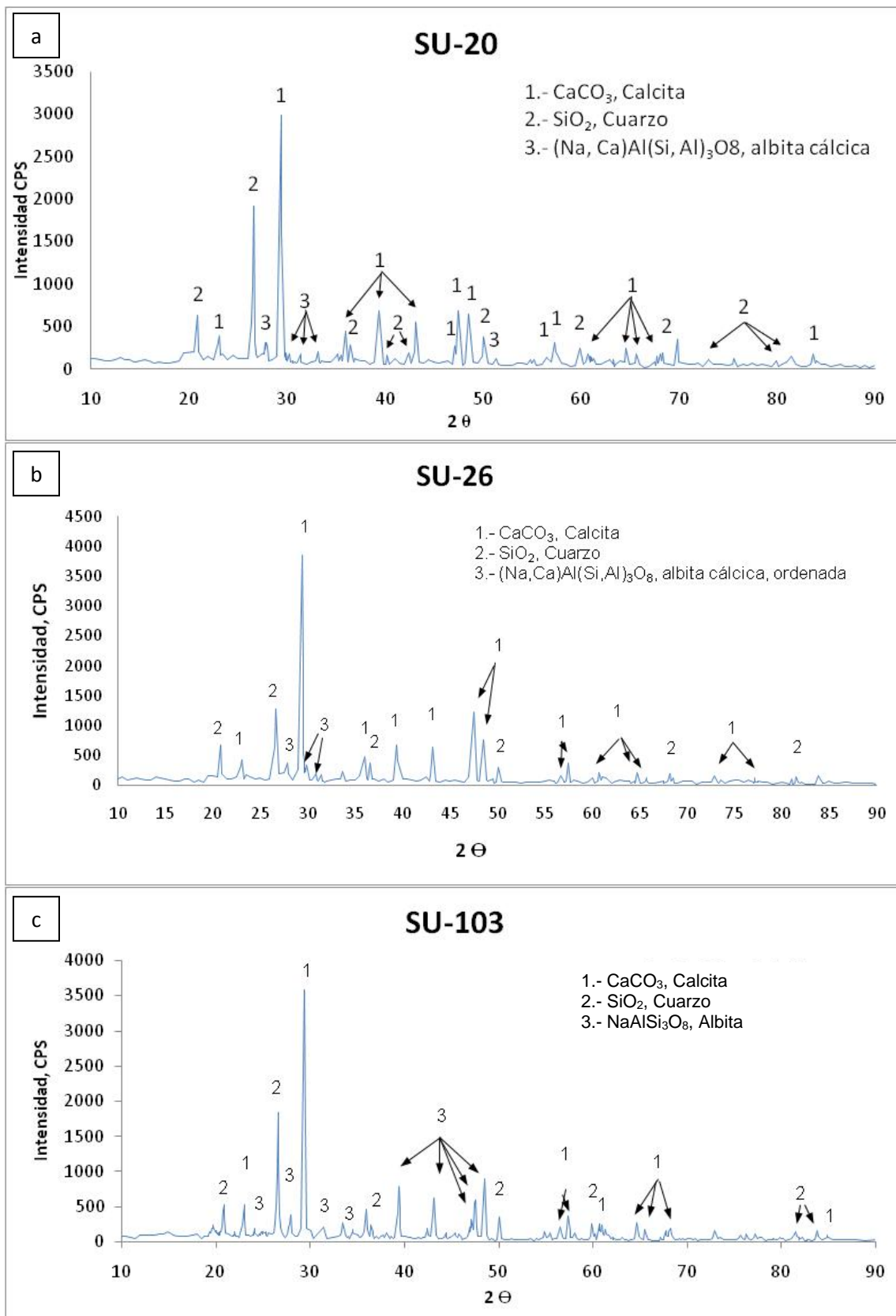


Figura 7.8 Difractogramas obtenidos del análisis por Difracción de Rayos X de muestras de suelo. a) Litosol del cerro El Temeroso, b) regosol calcárico del cerro La Chiranga y c) xerosol háptico del valle de Concepción del Oro.

La calcita (CaCO_3) fue el mineral que se encontró como componente principal del suelo. El cuarzo (SiO_2) fue el siguiente componente principal del suelo. Ambas fases son comunes en las rocas sedimentarias e ígneas originales del sitio (Bergeat, 1910; Buseck, 1966).

Se encontró además albita cálcica $((\text{Na,Ca})\text{Al}(\text{Si,Al})_3\text{O}_8$ en las muestras correspondientes al cerro El Temeroso y albita ($\text{NaAlSi}_3\text{O}_8$) en el suelo correspondiente al área rural. Ambos aluminosilicatos son típicos de la roca ígnea presente en el área de estudio, y previamente se habían reportado en los jales (Martínez-Hernández, 2008).

La calcita, como constituyente principal del suelo, explicaría el pH ligeramente alcalino registrado para los suelos del sitio (Kabata-Pendias y Mukherjee, 2007). La abundancia de este mineral indica también que los suelos presentan una elevada capacidad para neutralizar la acidez generada por la oxidación de los sulfuros abundantes en el sitio, lo que explicaría que no se hayan identificado efectos por DAR. Sin embargo, se debe recordar que una de las presas de jales presenta características de potencial generación de DAR a pesar del contenido de calcita que se ha consumido en la neutralización de la acidez producida (Martínez-Hernández, 2008). Tal situación, podría presentarse también en el suelo y en un determinado momento, la capacidad de neutralización del suelo podría agotarse y entonces las reacciones generadoras de acidez predominarían.

7.1.4 Evaluación de la movilidad química de EPT

Para evaluar la movilidad de EPT en suelos impactados, es decir, la capacidad de estos elementos para transferirse a la fase acuosa, y así afectar la calidad de las corrientes y cuerpos de agua superficial, se realizaron extracciones con agua meteórica artificial en 9 muestras de suelo seleccionadas por las elevadas concentraciones de EPT y por su uso actual. Una muestra representativa del área de referencia también fue evaluada.

En la Tabla 7.6 se presentan las concentraciones de los EPT, ubicación y uso de las muestras de suelo seleccionadas para realizar la prueba de movilidad con agua meteórica.

La Tabla 7.7 muestra las concentraciones de los EPT en el lixiviado final de la prueba de movilidad y la concentración de referencia de Pb y As solubles (CR_s) que establece la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004. Además, se indica la movilidad de los elementos expresada en mg de elemento móvil por kg de suelo. Cabe señalar que todas las muestras presentaron concentraciones de Cd en el lixiviado menores al límite de detección del método empleado para su análisis, lo cual

señala la baja movilidad de este EPT. No se presentan los resultados del análisis de Cd por la anterior explicación.

Tabla 7.6 Concentraciones de EPT en las muestras de suelo empleadas para la prueba de movilidad.

Muestra	Concentración (mg/kg)					Ubicación	Uso de suelo
	Pb	As	Zn	Mn	Cu		
SU-26	2909	677	1524	4501	812	Cerro La Chiranga	Forestal
SU-24 D	2104	1391	2842	2481	4254	Cercano a jales	Residencial
SU-112	295	357	452	1311	514	Parcela a 1 km al noreste de los jales	Agrícola
SU-92	660	328	904	1534	1227	Costado del arroyo Principal a 1.5 km al noreste de jales	Agostadero
SU-91	747	103	875	916	634	Costado de carretera Zacatecas-Saltillo	Agrícola
SU-111	312	158	581	1473	796	Loma a la altura de La Curva	Forestal
SU-83	316	422	40	2153	2799	Costado de arroyo Principal antes del Bordo	Agrícola
SU-80	340	354	793	1226	1719	Cerca a Estación Margarita	Agrícola
SU-44	61	14	159	779	43	Área de referencia	Forestal

Tabla 7.7 Concentraciones de EPT en el lixiviado y concentración móvil.

Muestra	Concentración en el lixiviado ($\mu\text{g/L}$)					Movilidad (mg/kg)				
	Pb	As	Zn	Mn	Cu	Pb	As	Zn	Mn	Cu
SU-26	41	152	37	90	88	0.8	3.0	0.7	1.8	1.8
SU-24 D	6	266	42	ND	371	0.1	5.3	0.8	ND	7.4
SU-112	11	32	57	50	51	0.2	0.6	1.1	1.0	1.0
SU-92	11	21	22	ND	135	0.2	0.4	0.4	ND	2.7
SU-91	20	145	50	ND	124	0.4	2.9	1.0	ND	2.5
SU-111	10	112	96	73	152	0.2	2.2	1.9	1.5	3.0
SU-83	ND	34	ND	ND	58	ND	0.7	ND	ND	1.2
SU-80	7	120	57	ND	163	0.1	2.4	1.1	ND	3.2
SU-44	ND	14	ND	ND	ND	ND	0.3	ND	ND	ND
CR _s	500	500	-	-	-	-	-	-	-	-
LP	10	25	5000	150	2000					

CR_s: Concentraciones de referencia de contaminantes solubles establecidas en la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004;

LP: Límite permisible de calidad del agua establecidas en la NOM-127-SSA1-1994;

ND: Concentración por debajo del límite de detección.

Los resultados de la prueba de movilidad señalan que una fracción de hasta 3% de los EPT en suelo tiene el potencial de transferirse a la fase acuosa. Las concentraciones alcanzadas de As y Pb en el extracto, no superaron las concentraciones de referencia solubles establecidas en la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, y bajo este criterio, estos elementos no representarían una preocupación ambiental. Sin embargo, el extracto final presenta concentraciones de Pb, As y Cu relativamente

elevadas si se compara con los límites permisibles de la NOM-127-SSA1-1994, lo que sugiere una posible afectación de la calidad de los cuerpos de agua superficiales y subterráneos como consecuencia del contacto de agua de lluvia con los suelos contaminados. Para el Cu, Zn y Mn no hay una concentración soluble de referencia en la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, y los valores registrados son inferiores al límite permisible para el agua de consumo humano (NOM-127-SSA1-1994).

Además, una vez que los EPT se encuentran en la fase acuosa del suelo, quedan disponibles para ser absorbidos por las plantas y pueden manifestarse en ellas efectos fitotóxicos (Eisler, 1988; Efrogmson y col., 1997).

Entre los elementos que presentaron mayor movilidad se encuentran el Cu y el As, seguidos por Zn y Mn, y el de menor movilidad fue el Pb (Figura 7.9).

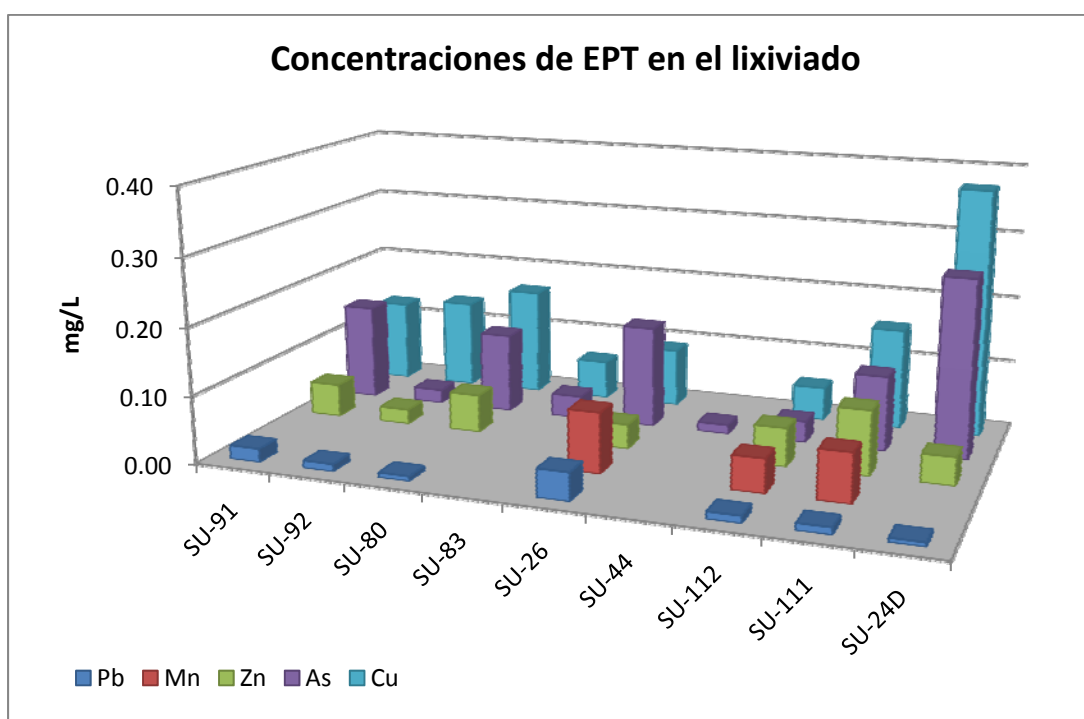


Figura 7.9 Comparación entre las concentraciones de los EPT en el lixiviado de las muestras de suelo.

En el caso del Pb, la muestra correspondiente al cerro La Chiranga presentó una movilidad ligeramente mayor al resto, por cada kilogramo de esta muestra se movilizan 0.8 mg de Pb, es decir que gran parte del Pb se encuentra en una forma química insoluble en agua de lluvia. Esto concuerda con lo que ocurre usualmente para el Pb, ya que la movilización de este EPT suele ser baja (Kabata-Pendias y Mukherjee, 2007) pero algunos parámetros del suelo pueden incrementar su

solubilidad, por ejemplo un incremento en la acidificación o la formación de complejos orgánicos de Pb.

En lo referente al As, la máxima concentración móvil corresponde a una muestra cercana a los jales, encontrando en el lixiviado 266 $\mu\text{g/L}$ (5.3 mg de As por cada kg de suelo), que es un valor similar al máximo registrado en los jales (232 $\mu\text{g/L}$) por Martínez-Hernández (2008). La movilidad de la muestra cercana a los jales fue considerablemente superior al resto, lo cual indica que los procesos de alteración que han sufrido estos residuos podrían ser la causa de la movilidad registrada en dicha muestra. Entre los factores que determinan la movilidad de As en suelo se encuentran la fuente (ya sea natural o antropogénica), la concentración total de As en suelo, el contenido de arcillas, el potencial redox, el pH y el contenido de óxidos de Fe y Al (Kabata-Pendias y Mukherjee, 2007). Las especies de As como la arsenopirita (FeAsS) y enargita (CuAsS) han sido reportados en el sitio (Buseck, 1966), las cuales podrían sufrir alteraciones a otras formas químicas más solubles. La alteración de estas fases se ha reportado para los jales, encontrando fases alteradas a arseniatos de hierro que son más solubles que los sulfuros (Martínez-Hernández, 2008), y que explicarían una movilidad más alta en la muestra cercana a los jales (SU-24D). Dicha muestra también presentó la mayor la concentración total de As (1391 mg/kg), lo cual pudiera sugerir que, para ésta muestra, la concentración de As es un factor que determina su movilidad. Las movilidades menores de As del resto de las muestras pudieran atribuirse a especies minerales que no estén alteradas o mínimamente alteradas y por lo tanto son menos solubles.

En la misma muestra cercana a los jales (SU-24D), se presentó la mayor movilidad de Cu, registrando en el lixiviado 371 $\mu\text{g/L}$, y por cada kilogramo de suelo 7.4 mg fueron liberados. Comparando con las movilidades encontradas en el lixiviado de los jales, la movilidad encontrada en suelo es mucho menor pues en los jales se llegó a registrar en su lixiviado hasta 115000 $\mu\text{g/L}$ de Cu (Martínez-Hernández, 2008), por lo que los cuerpos de agua superficial podrían verse afectados mayormente por el Cu de los jales y en menor medida por el Cu del suelo. Para el Cu, hay que señalar que la concentración total no es un factor determinante de la movilidad, según lo ha reportado Allen (1993), mientras que la materia orgánica, el pH, potencial redox, la textura del suelo, la composición mineral, temperatura y el régimen de agua sí lo son, pero bajo las condiciones de la mayoría de los suelos el Cu es sólo ligeramente móvil (Hutchinson, 1979) por lo que los contenidos elevados en suelo pueden persistir durante mucho tiempo.

Respecto al Zn y Mn, las muestras no presentaron una importante variabilidad asociada a algún tipo de muestra, y tuvieron las movilidades más bajas. En la mayoría de los suelos, el Zn es muy móvil, sin embargo, en suelos con pH neutros y alcalinos las fracciones de arcilla y la materia orgánica son capaces de inmovilizar fuertemente al Zn (Kabata-Pendias y Mukherjee, 2007), lo cual puede ser una explicación para la baja movilidad de este EPT.

Se llevó a cabo un análisis de correlación entre la concentración total de los EPT contra la fracción móvil, para ver si existe una relación entre la movilidad de los EPT con la concentración de éstos. Los resultados indicaron que no hay tal correlación estadísticamente significativa, por lo tanto la concentración total del contaminante no sería el principal factor que esté determinando la cantidad de contaminante que se moviliza en los suelos del área de estudio. Cabe resaltar que las muestras con la mayor concentración móvil de Pb, As y Cu presentaron la mayor movilidad, respectivamente, lo cual puede deberse a su origen, ya que estas muestras se asocian a los jales (en el caso del As y Cu) y al cerro La Chiranga (para el Pb).

7.2 SEDIMENTO

7.2.1 Caracterización química y distribución espacial de EPT

Fueron evaluados 14 EPT en las muestras de sedimento colectadas durante la visita de reconocimiento, las cuales corresponden al cauce del arroyo Principal a la altura del bordo en el área rural. Este análisis tuvo como intención identificar elementos en concentraciones relativamente elevadas, y observar si coinciden con los EPT registrados en concentraciones elevadas en suelo.

En la Tabla 7.8 se presentan las concentraciones de Pb, Zn, Mn, Cd, Cu y As. Aunque el Cd no se encontró en concentraciones de la misma magnitud que en suelo, se analizaron los mismos 6 elementos que en el suelo con la finalidad de evaluar la contribución de los arroyos en la dispersión de los EPT registrados en suelo. En el Anexo 4 aparecen los resultados del análisis de los 14 EPT para estas muestras de reconocimiento.

Tabla 7.8 Concentraciones de EPT en las muestras de reconocimiento de sedimentos (< 2 mm).

Muestra	Concentración de EPT (mg/kg)					
	As	Cd	Pb	Cu	Zn	Mn
SED1-Bordo AP	48	9	357	1797	1348	1417
SED2-Bordo AP	47	3	121	462	380	679

La Tabla 7.9 presenta el resumen estadístico para las 21 muestras de sedimentos recolectadas durante el muestreo a detalle.

En el Anexo 8 se presenta la localización y concentración de todas las muestras analizadas de sedimento.

Tabla 7.9 Concentraciones de EPT en las muestras de sedimento.

Elemento	N	Mín. (mg/kg)	Máx. (mg/kg)	Media (mg/kg)	Mediana (mg/kg)	D. E.
Pb	21	26	866	266	200	219.4
As	21	23	430	168	136	112.4
Cd	16	3	13	6	5	3.2
Zn	21	83	1348	362	278	288.5
Mn	21	305	4542	1390	1230	904.1
Cu	21	59	4826	1121	1060	1003.6

Las muestras fueron recolectadas en el cauce del arroyo Principal, en algunos de sus afluentes y en el cauce de otros arroyos del área rural que se denominaron para este trabajo como arroyo A, arroyo B y arroyo C. Los arroyos A, B y C provienen del cerro El Temeroso, donde los 2 primeros drenan el área del depósito de jales, y los tres son independientes del arroyo Principal.

La media y la mediana de las concentraciones de los EPT indican que la distribución de las muestras está ligeramente sesgada a la derecha, debido al efecto de las concentraciones máximas, lo cual implica que el intervalo entre valores máximos y mínimos es bastante amplio para todos los EPT, excepto para el Cd. El Cu presentó el más amplio intervalo, pues el valor máximo es hasta 81 veces mayor al mínimo registrado. También destaca el Pb con una concentración máxima de hasta 33 veces mayor que la mínima.

Para todos los EPT la concentración mínima se registró en la muestra de sedimento de un afluente del arroyo Principal que se ubica en el extremo oeste del área urbana, y que corresponde al curso superior del arroyo Principal. Algunas muestras presentaron concentraciones por debajo del límite de detección del Cd, las cuales corresponden a sedimentos del curso superior del arroyo Principal y del afluente antes mencionado.

Las concentraciones máximas de Pb, Cd y Mn se registraron en el afluente del arroyo Principal que proviene del cerro La Chiranga, en un punto de muestreo localizado en la unión de otros afluentes que drenan dicho cerro. Cabe recordar que en este lugar también fueron registradas las

concentraciones más elevadas de Pb, Cd y Mn en suelo, y tales niveles se pueden asociar a la mineralización de Pb-Zn del cerro y a los residuos generados por su explotación minera.

Para el As, la concentración máxima se encontró en el cauce del arroyo B, el cual se esperaría que tuviera importantes aportaciones de los jales, que son los residuos que fueron señalados en como la fuente principal de contaminación por As para suelo. La concentración máxima de Zn se registró en el sedimento del bordo del arroyo Principal en el área rural. Para el Cu, la concentración máxima se presentó en el arroyo A el cual también puede tener una contribución importante de los jales. Las concentraciones máximas de Pb, As, Cu y Zn registradas en los sedimentos del arroyo Principal, son comparables con las antes reportadas por Castro-Larragoitia (2000).

Para visualizar la distribución de los EPT en los sedimentos se elaboraron los mapas que aparecen en las Figuras 7.10 a 7.15.

Los mapas fueron elaborados con clases basadas en los cuartiles de los datos registrados, por lo que se puede apreciar muestras con concentraciones por debajo y por encima de la mediana.

En general, se observa que la concentración de los EPT se incrementa hacia el área rural. Debe recordarse que en el área urbana se presenta el curso superior del arroyo Principal, que es el tramo de mayor energía y comprende el área de explotación minera y la cabecera municipal, enseguida se presenta el curso medio en donde disminuye la velocidad del flujo y energía y comprende el área de las presas de jales y parte del área rural, y finalmente, el curso inferior que comprende los últimos 4 km del arroyo Principal donde se presentan pequeñas planicies de inundación y ramificaciones del arroyo.

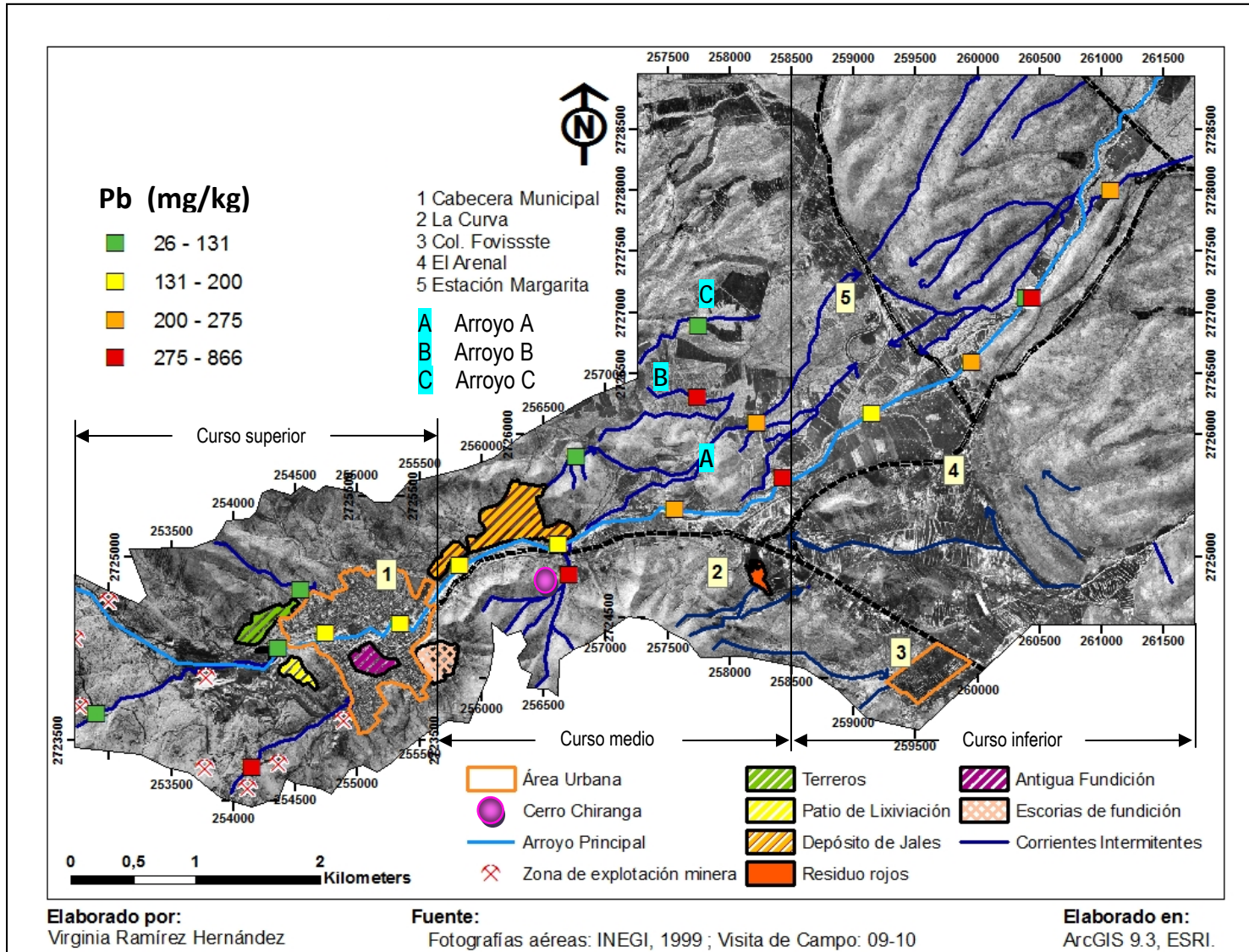


Figura 7.10 Distribución espacial de Pb en sedimentos.

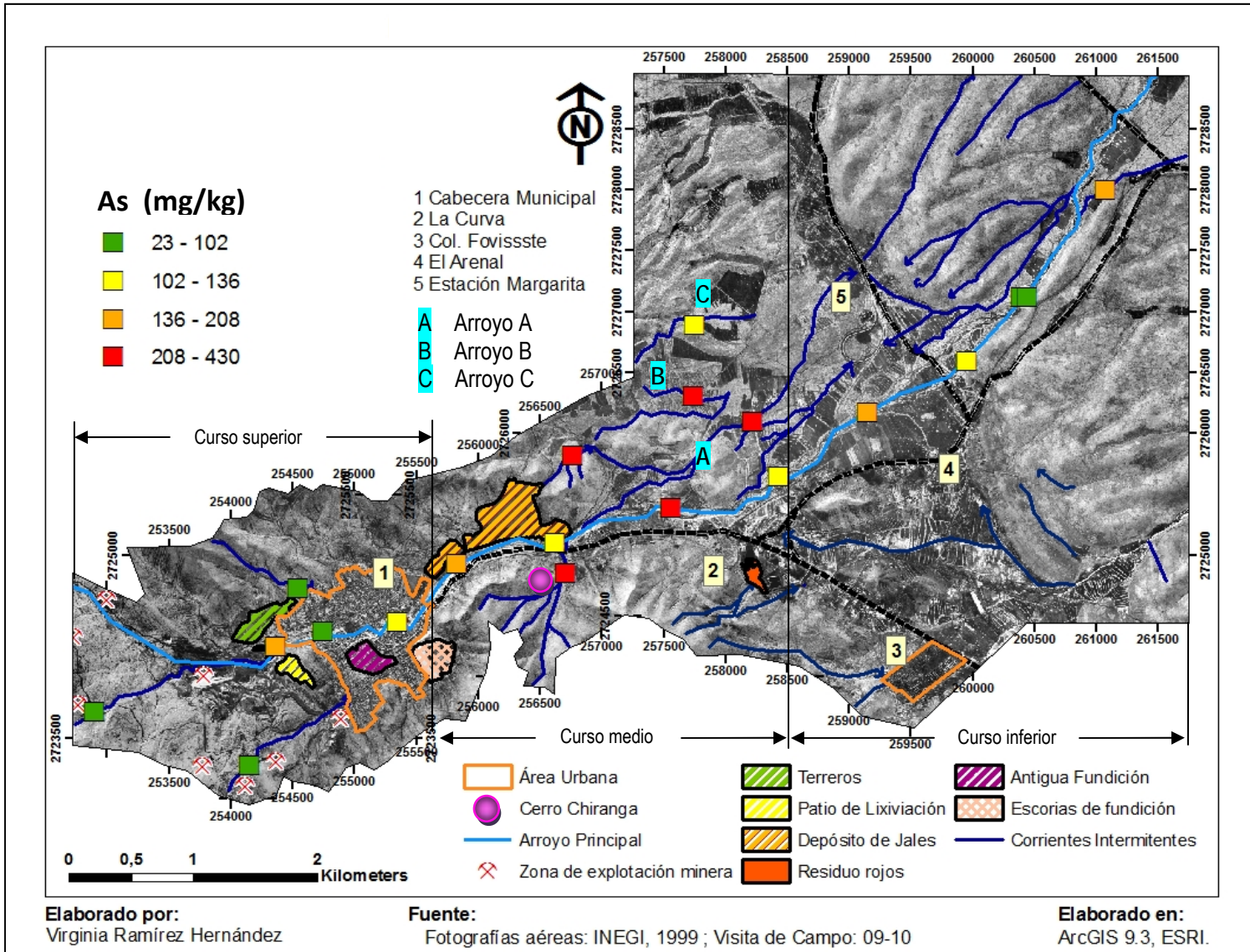


Figura 7.11 Distribución espacial de As en sedimentos.

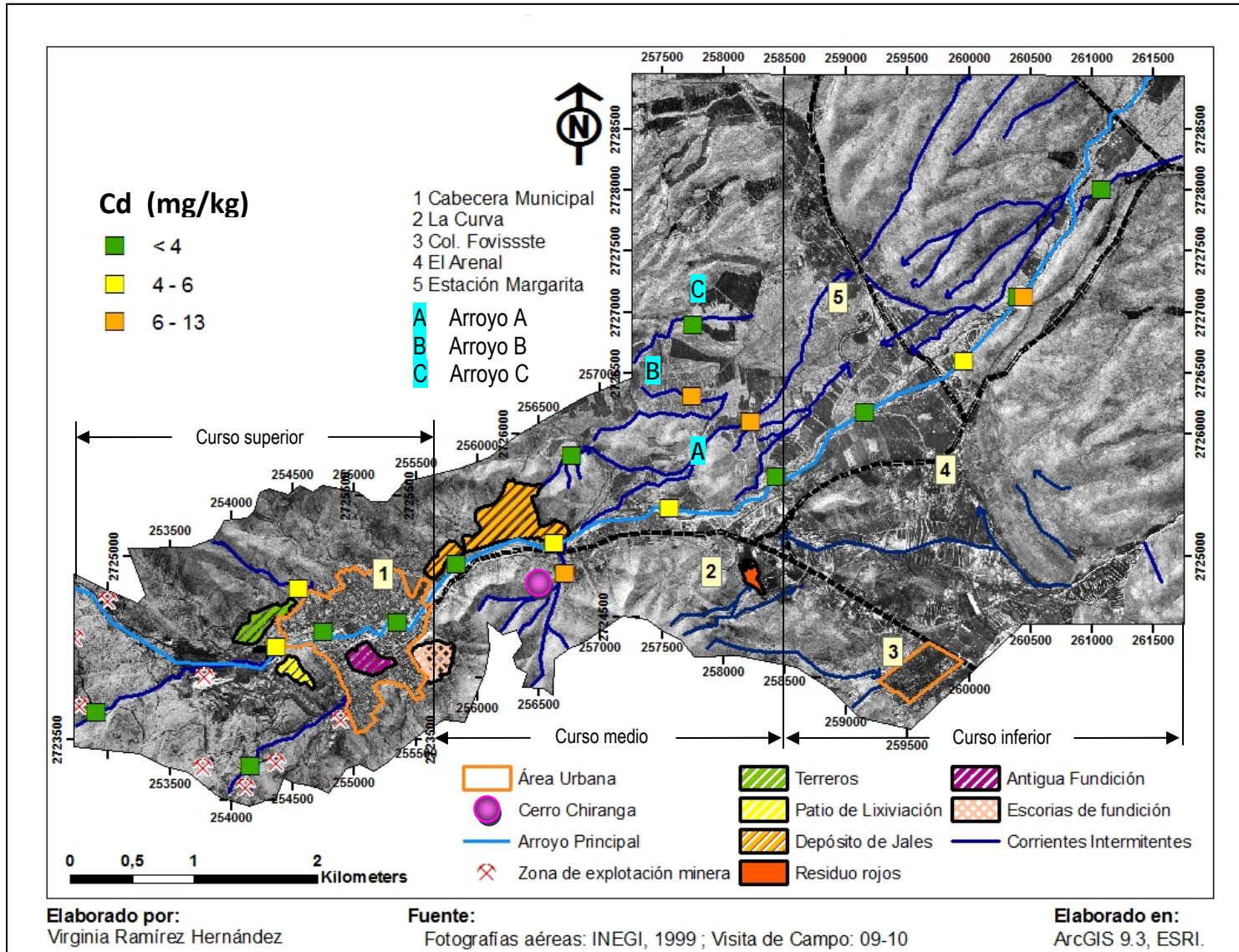


Figura 7.12 Distribución espacial de Cd en sedimentos.

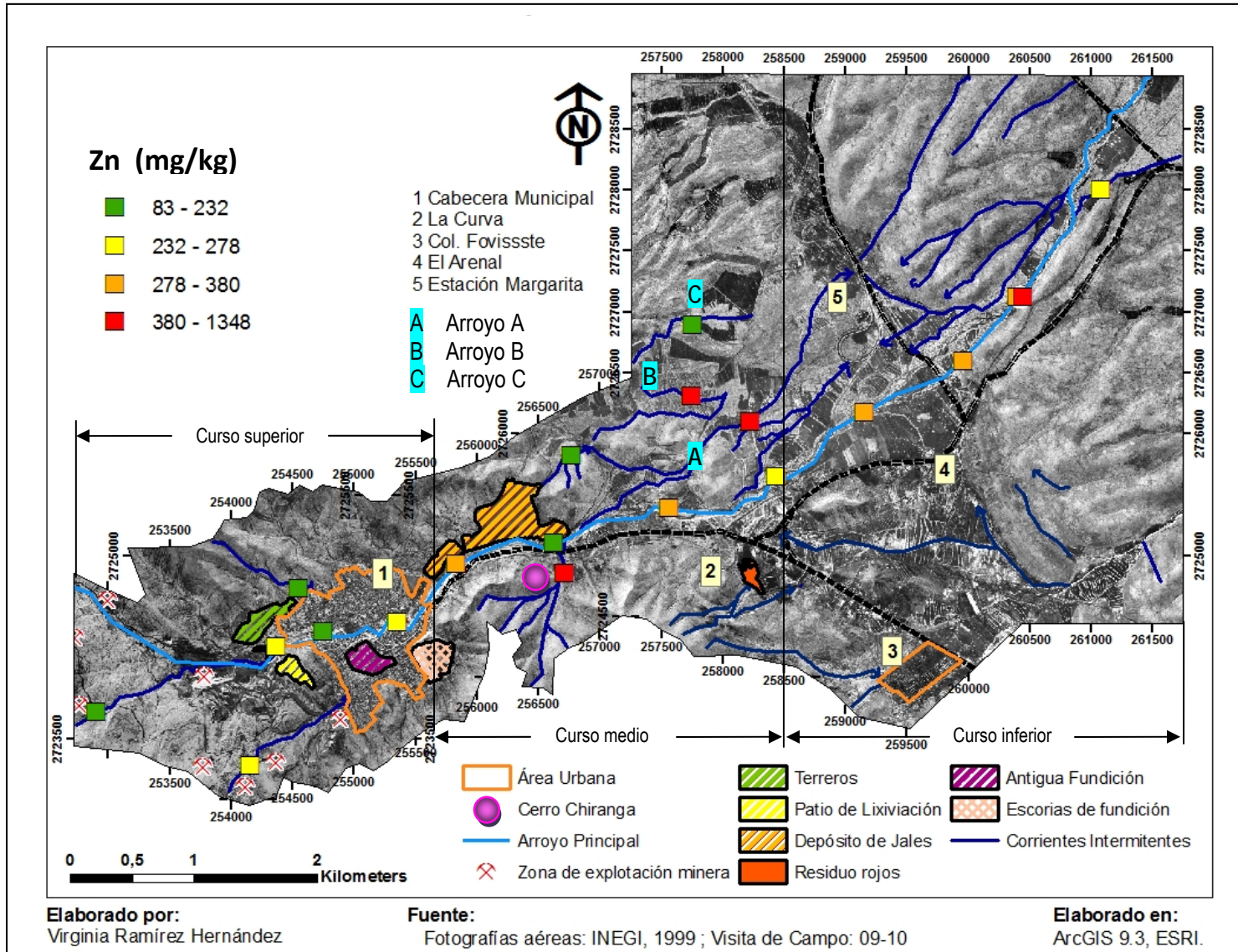


Figura 7.13 Distribución espacial de Zn en sedimento.

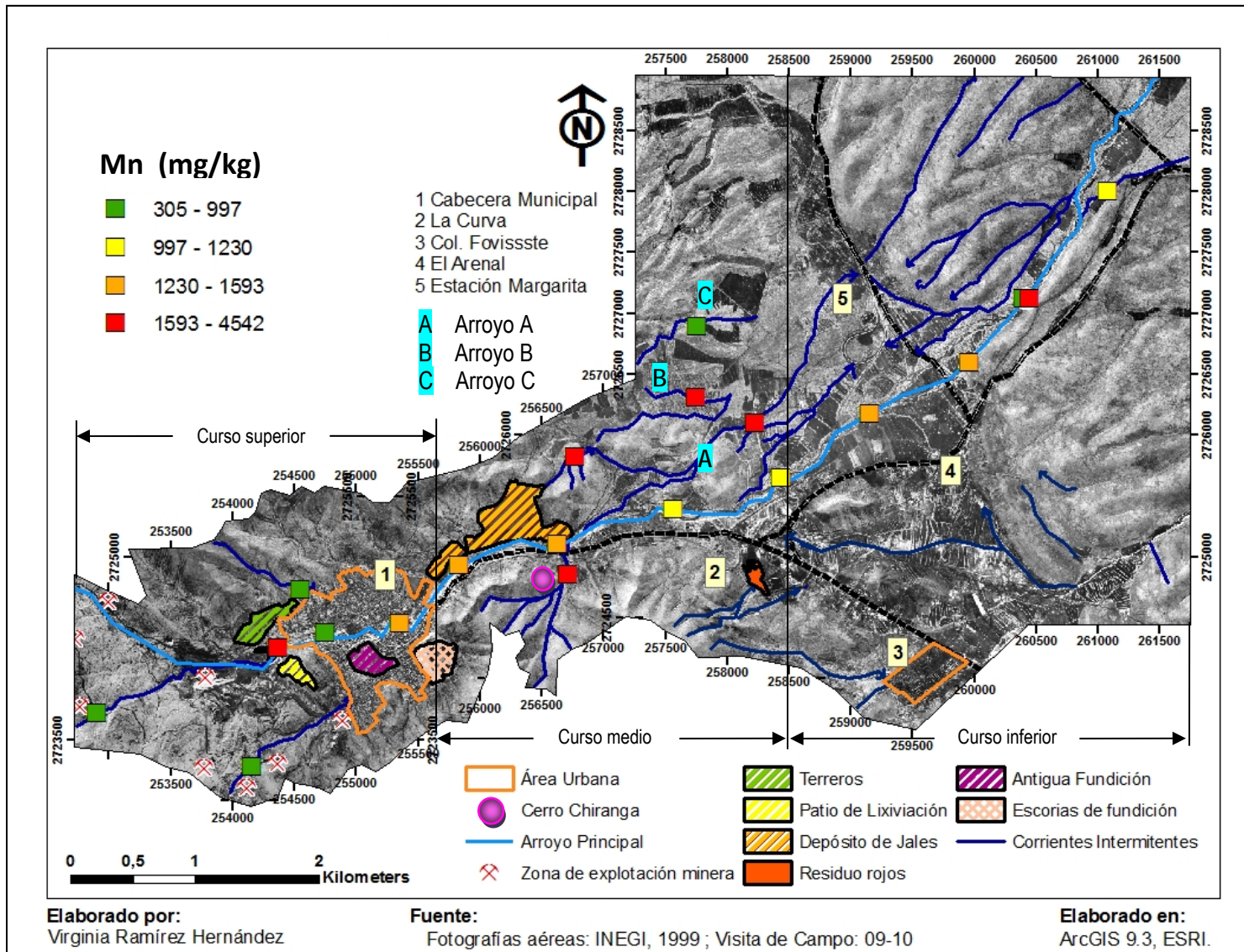


Figura 7.14 Distribución espacial de Mn en sedimento.

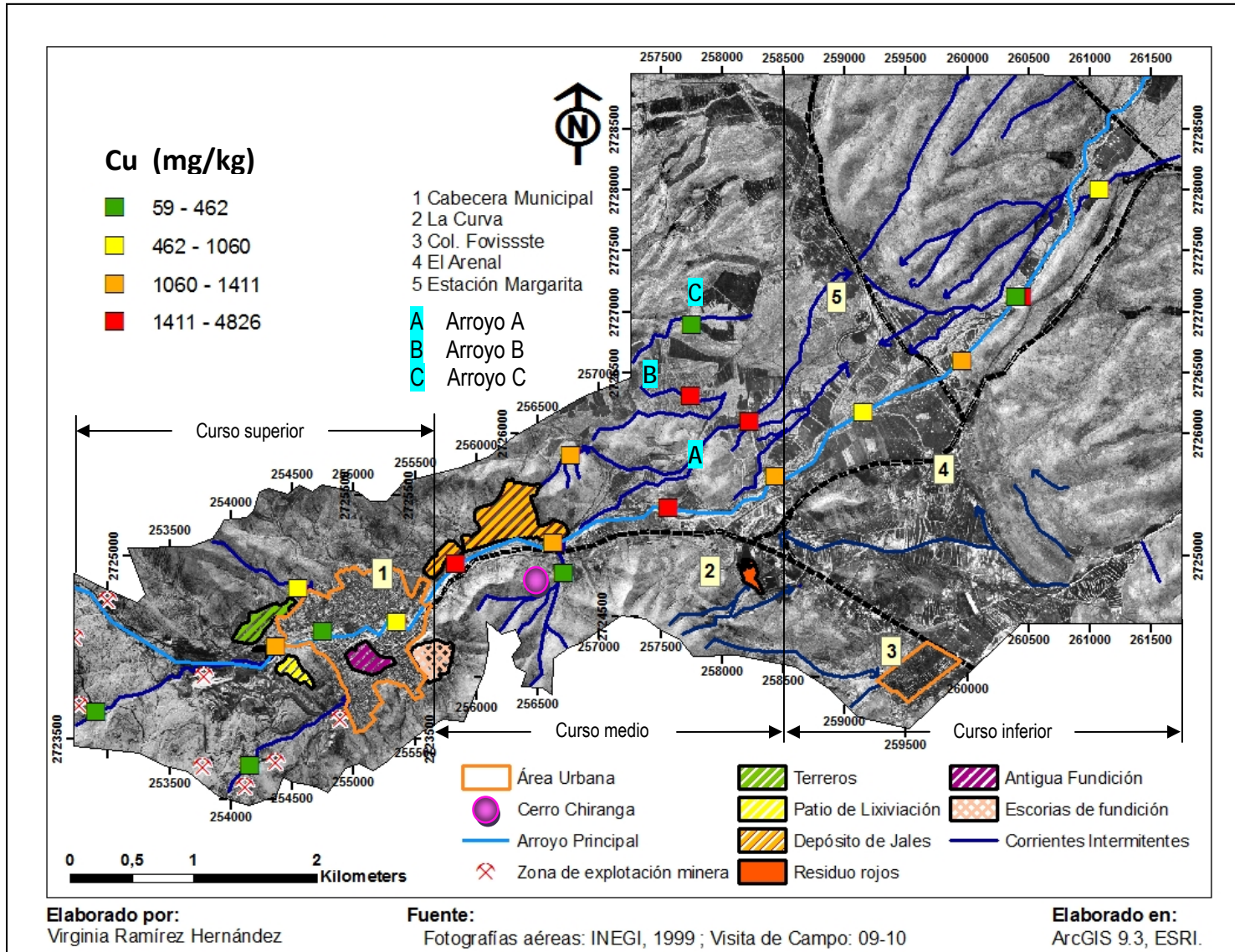


Figura 7.15 Distribución espacial de Cu en sedimento.

En la Figura 7.10 se aprecia que las concentraciones más bajas de Pb se encontraron en el curso superior del arroyo Principal, las cuales se incrementaron al pasar por la zona de explotación minera, los patios de lixiviación y a lado de los residuos tipo terreros, más adelante se observó un incremento en la concentración después de la intersección del afluente proveniente del cerro La Chiranga con el arroyo Principal, lo cual señala una importante contribución de Pb por los sedimentos provenientes del cerro La Chiranga para el cual se ha indicado a la mineralización de Pb-Zn y su explotación como fuente principal de Pb. En el área rural la concentración de Pb es elevada en la zona de baja energía donde el arroyo Principal y los arroyos A, B y C inundan la planicie. También se encontró una concentración elevada de Pb en un afluente del arroyo Principal, ubicado al suroeste del área urbana, el cual se encuentra aledaño a tres minas abandonadas donde se explotaba Pb. Cabe señalar que las concentraciones de Pb en suelo fueron bajas en esta zona, lo cual puede deberse a que el suelo ha sido lavado hacia el arroyo mencionado.

Respecto al As, las concentraciones más bajas corresponden a las corrientes aguas arriba en el área urbana, tanto del arroyo Principal como sus afluentes. Una concentración anómala se presentó en la muestra colectada en el arroyo Principal a un costado de los patios de lixiviación. Se observó un incremento en las concentraciones de As en los sedimentos del arroyo Principal a la altura de la ciudad y al pasar a un costado de las presas de jales y el cerro La Chiranga. Las concentraciones más elevadas se registraron en el área rural, principalmente en los arroyos A y B, lo cual corrobora que los jales son una fuente principal de contaminación de As y que el mecanismo de transporte es la erosión hídrica. Resalta el caso del sedimento del bordo del arroyo Principal ya que en este lugar se registraron concentraciones bajas de As, lo cual puede deberse a que el As en este lugar se encuentra mayormente suspendido o disuelto en el agua del bordo, lo cual es posible porque se encontró que una fracción del As en suelo se puede movilizar a los cuerpos de agua.

Para el Cd, no se observó una gran variabilidad entre las concentraciones registradas. Las concentraciones más bajas se ubican en el curso superior y algunos afluentes del arroyo Principal. Las corrientes con concentraciones más altas son la del cerro la Chiranga, los arroyos provenientes de las presas de jales (A y B), y en los sedimentos del bordo del arroyo Principal.

El Zn tiene un comportamiento similar al resto de los EPT, las concentraciones bajas se registraron en el curso superior del área urbana y las concentraciones altas se presentaron en el área rural. Los arroyos A y B presentaron concentraciones elevadas de Zn, pero son menores a las que se registraron en el arroyo Principal.

Las concentraciones bajas de Mn se registraron en el curso superior del arroyo Principal y sus afluentes aguas arriba. Se observó un incremento en las concentraciones de Mn después de las presas de jales y el Cerro la Chiranga, tal como se ha observado para los otros EPT. Sin embargo, aguas arriba se encontró una anomalía asociada a terreros y/o patios de lixiviación, donde la concentración es considerablemente distinta a las del alrededor. Esta misma anomalía se observa en el caso del Cu, en este punto cercano a los terreros y patios de lixiviación. También hay que resaltar que la concentración de Cu en la corriente del cerro La Chiranga fue baja, lo cual señala que en este lugar no contribuye como una fuente principal de contaminación para el sedimento.

Las concentraciones altas de los EPT en el área rural pueden ser explicadas por la erosión de los residuos aguas arriba, y el consecuente transporte de partículas de residuos que son depositadas principalmente en el área rural ya que ésta es un área de baja energía donde se pueden sedimentar las partículas finas, a las cuales se demostró que se asocian As, Pb, Cd, Zn y Mn en suelo. Además, en el área rural ocurren fenómenos de coprecipitación que concentren las cantidades de EPT en el sedimento, o de evaporación que concentren los EPT en el agua de escorrentía ya que los resultados de movilidad en suelo señalan que es posible encontrar a los EPT en los cuerpos de agua.

Algo que se debe destacar es el hecho de que los sedimentos parecen reflejar claramente que los residuos y/o mineralización en el área urbana son fuentes de contaminación de EPT pues fue notorio un incremento en las concentraciones de los EPT en el arroyo Principal al pasar por la zona de explotación minera y a medida que atraviesa la ciudad. Además, para el As, Cd, Zn, Mn y Cu la muestra colectada en el arroyo Principal, a la altura de los terreros y los patios de lixiviación, presentó una concentración elevada.

Se llevó a cabo un análisis de correlación entre EPT con el objeto de esclarecer si los contaminantes comparten un mismo origen o asociación.

Tabla 7.10 Análisis de correlación de concentraciones de EPT en sedimento.

Elemento	Pb	Zn	Mn	Cd	Cu
Zn	0,463				
Mn	0,474	0,608*			
Cd	0,467	0,702*	0,749*		
Cu	-0,113	0,404	0,264	0,428	
As	0,187	0,170	0,517	0,537	0,575*

No. de muestras: 21 (para Cd fue de 16); * Nivel de significancia: $p < 0.01$

El resultado de este análisis (Tabla 7.10) indica que hay una correlación significativa ($p < 0.01$) entre Mn-Zn, Cd-Zn, Cd-Mn y As-Cu, lo cual sugiere que los EPT en sedimento que correlacionan pueden tener una misma fuente u origen. Cabe señalar que la relación Pb-Zn observada en suelo, no se presenta en sedimento.

Con el objeto de observar algún posible efecto de acidificación en los sedimentos, ya sea por procesos de alteración de los minerales presentes o por la presencia de efluentes ácidos tipo DAR, el pH de 3 sedimentos fue medido en agua desionizada y en solución de CaCl_2 0.1 M.

Se registraron pH de 7.1 a 8.1 en agua desionizada y de 6.9 a 7.3 en solución de CaCl_2 0.1 M, lo cual quiere decir que se trata de sedimentos neutros a ligeramente básicos. Por lo anterior, en estos sedimentos no se observa un efecto de acidificación por oxidación de sulfuros o efluentes tipo DAR.

La conductividad eléctrica de los sedimentos fue medida para conocer si éstos tienen características salinas, ya que algunos EPT pueden formar complejos con las sales solubles iónicas que pueden incrementar su solubilidad. El intervalo observado en los sedimentos va de 0.08 a 1.97 dS/m, indicando que tienen muy poca cantidad de sales solubles (Richards, 1972).

En el Anexo 7 aparecen los resultados completos del análisis de pH y conductividad eléctrica de los sedimentos.

7.2.2 Principales fases minerales

El análisis de DRX para caracterizar las fases minerales principales de los EPT en sedimentos fue realizado sólo para una muestra, la cual corresponde al curso inferior del arroyo Principal. En la Figura 7.16 se presenta el difractograma de RX obtenido para este sedimento.

La albita cálcica $[(\text{Na,Ca})\text{Al}(\text{Si,Al})_3\text{O}_8]$ fue el mineral que se encontró como componente principal del sedimento, la anortita ($\text{CaAl}_2\text{Si}_2\text{O}_8$) fue el siguiente componente principal, la anortoclasa $[(\text{Na,K})(\text{Si}_3\text{Al})\text{O}_8]$ la tercera fase principal, y el cuarto y quinto componente fueron la calcita (CaCO_3) y el cuarzo (SiO_2), respectivamente. Estas fases minerales son comunes en fluvisoles calcáricos, como los presentes en el sitio, además de que son fases previamente reportadas por el tipo de roca en el área de estudio (Buseck, 1966). Los pH registrados en el sedimento, que son neutros a ligeramente alcalinos pueden deberse a la presencia de calcita (Kabata-Pendias y Mukherjee, 2007).

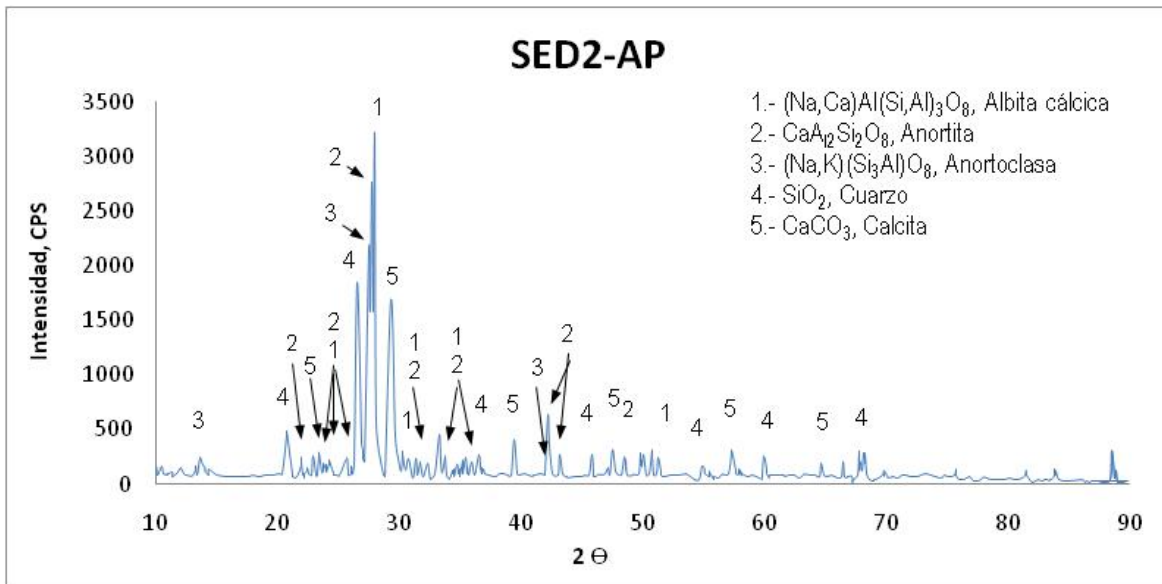


Figura 7.16 Difractograma obtenido del análisis por DRX en sedimento del Arroyo Principal.

Las fases minerales identificadas coinciden con las observadas en suelo, pero en sedimento se presentan en otras proporciones, debido a que en este sedimento son más las aportaciones de la roca granodiorítica que se encuentra en toda la zona oeste de Concepción del Oro, mientras que para el suelo, la roca sedimentaria es la que mayormente contribuye pues en el área de estudio predomina este tipo de roca, y por esto en suelo predomina fases como la calcita y el cuarzo.

7.2.3 Evaluación de la movilidad química de EPT

Los sedimentos, además de ser medios de transporte de los EPT, pueden ser fuentes de contaminación para los cuerpos de agua si los EPT que contienen se liberan a las corrientes de agua, proceso que depende de las condiciones de pH, potencial redox, materia orgánica, entre otras. Por tal motivo, se llevó a cabo un análisis de movilidad de EPT en sedimento, para determinar si pueden solubilizarse en el agua.

El análisis se llevó a cabo en sólo una muestra, la cual fue considerada por sus concentraciones elevadas de Pb y As, además de ser un sedimento donde ya ha recibido aportaciones de todos sus afluentes.

En la Tabla 7.11 se presentan las concentraciones totales de los EPT en la muestra de sedimento y los resultados de la prueba de movilidad. Únicamente la concentración de As en el extracto final fue detectable, sin embargo, la concentración de As móvil es baja e indica que por cada kilogramo de sedimento se solubilizaron 0.03 mg de As. Para el resto de los EPT podría decirse que tienen una

baja movilidad, es decir que las especies de los EPT en este sedimento no son solubles. También habría que considerar otros factores que pudieran afectar la movilidad de los EPT, como pueden ser el pH alcalino, los contenidos de óxidos de Fe-Mn, la cantidad materia orgánica, entre otros.

Tabla 7.11 Concentración total, soluble y móvil de EPT en sedimento.

Concentración	EPT				
	Pb	As	Zn	Mn	Cu
Total (mg/kg)	739	208	453	1072	1019
Soluble (en lixiviado) (µg/L)	ND	1.3	ND	ND	ND
Móvil (mg/kg)	-	0.03	-	-	-
CR _s	500	500			

CRs: Concentraciones de referencia de contaminantes solubles establecidas en la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004;
ND: No detectable.

7.3 AGUA SUPERFICIAL

En el sitio de estudio son pocos los cuerpos de agua superficial artificiales. Dentro del área de estudio sólo se ubicó un cuerpo de agua, que es el bordo del arroyo Principal en el área rural, sin embargo no hay un cuerpo de agua superficial que pueda ser considerado como de referencia por lo que se recurrió a un cuerpo que claramente no recibe aportes de la microcuenca del área de estudio y se encuentra fuera de ésta. En la Figura 5.12 se señalaron estos dos cuerpos que son el bordo del arroyo Principal y la presa Las Margaritas.

Durante el muestreo de reconocimiento se tomó agua del bordo del arroyo Principal, en la cual fueron evaluados 14 elementos por medio del ICP-MS para identificar aquellos en concentraciones relativamente elevadas. Resultado de este análisis multielemental se identificaron al As, Pb y Mn como EPT en concentraciones elevadas, pero además de estos también se presentan los resultados del análisis para Cd, Zn y Cu ya que en los cuerpos de agua se puede reflejar el impacto de la dispersión de los EPT presentes en suelos y sedimentos. En una campaña de muestreo posterior, se obtuvo una muestra de agua de la Presa Las Margaritas para analizar los mismos elementos. Cabe señalar que las muestras de agua no fueron filtradas por lo que no es posible señalar si los EPT se encuentran suspendidos o disueltos.

En la Tabla 7.12 se presentan las concentraciones de EPT para las dos muestras, así como también el pH medido para cada una de ellas. Las concentraciones fueron comparadas contra los límites permitidos por la NOM-127-SSA1-1994 Modificada.

En el Anexo 9 y 10 se presenta la ubicación geográfica de todas las muestras recolectadas, así como la concentración de los 14 elementos analizados.

Tabla 7.12 Concentración de EPT y pH en muestras de agua superficial.

Muestra	Concentración ($\mu\text{g/L}$)							pH
	As	Se	Mn	Pb	Cd	Zn	Cu	
AG-Presa Las Margaritas	5	6	27	0,4	ND	3	2	7,6
AGU3-Bordo AP	136	2	271	23	0.5	67	181	9,1
Límite Permisible (NOM-127-SSA1-1994)	25	-	150	10	5	5000	2000	6,5 - 8,6
Guía de Calidad del Agua Potable (OMS, 2006)	10	10	400	10	3	-	2000	-

El agua de la presa Las Margaritas presentó concentraciones de EPT inferiores a límites permisibles de la NOM-127-SSA1-1994 y las Guías de Calidad del Agua Potable de la OMS (2006). Como se mencionó anteriormente, este cuerpo de agua se encuentra lejos del curso del arroyo Principal y los arroyos A, B y C, por lo que no recibe aportaciones de la zona impactada en el área de estudio, lo cual explica las concentraciones bajas a comparación de la muestra del bordo del arroyo Principal. A pesar de las concentraciones bajas en esta muestra, deben considerarse las características de la microcuenca en la que se encuentra la presa y sus afluentes, ya que toda la región es minera, por lo que no puede señalarse que los niveles en esta muestra sean basales. El pH en la presa Las Margaritas se encuentra dentro del intervalo que señala la NOM.

La muestra de agua del bordo del Arroyo Principal registró concentraciones elevadas de As, Mn y Pb, destacándose la concentración (disolución) de As que es casi 4 veces mayor al límite permisible y que puede ser resultado de la movilidad del As registrada en suelo así como también del As suspendido en el agua. Otra posible fuente de las concentraciones elevadas de As en este bordo sería el vertido de aguas residuales domésticas. El pH del agua de este bordo supera lo señalado en la NOM e indica que el agua es alcalina. Tales condiciones no reflejan un efecto de acidificación por oxidación de sulfuros o por la generación de DAR. Las concentraciones encontradas en este cuerpo de agua son relevantes, pues aunque no es de uso humano, si es utilizada para el riego de cultivos y como abrevadero.

7.4 AGUA DE GRIFO

Se realizó un análisis de EPT en el agua de grifo con la finalidad de evaluar la concentración a la que estarían expuestos los habitantes del área de estudio que la consumen.

Se hizo un análisis multielemental en dos muestras de agua de grifo de la ciudad obtenidas en el muestreo de reconocimiento para identificar los elementos de mayor concentración. En estas muestras únicamente el As presentó concentraciones que superaron el límite permitido por la NOM-127-SSA1-1994. En el Anexo 10 se presenta el resultado del análisis multielemental para las muestras de reconocimiento.

Además del As, en el análisis de las muestras obtenidas en el muestreo a detalle se incluyeron otros EPT, los cuales fueron seleccionados en parte por los antecedentes del sitio. En el estudio realizado por Viera y col. (2000), se analizaron 10 cuerpos de agua de todo el Distrito Minero de Concepción del Oro, incluyendo pozos profundos, manantiales y un socavón inundado, encontrando concentraciones elevadas de Se (hasta 220 µg/L) y As (hasta 73 µg/L). Algunos de estos cuerpos de agua abastecen a las poblaciones del área de estudio, por lo cual se incluyó en el estudio al Se. También se incluyó en el análisis al Pb, Cd, Zn, Mn y Cu, los cuales han sido motivo de estudio en suelo y sedimento. Por último, se agregó a este análisis el Fe, ya que existe preocupación de algunos habitantes por la apariencia rojiza del agua, la cual puede deberse a la presencia de este metal.

En la Tabla 7.13 se presenta un resumen de las estadísticas descriptivas de los EPT en las muestras de agua de grifo. En el Anexo 11 se presenta la localización geográfica y los resultados del análisis de los EPT en todas las muestras de agua de grifo.

Tabla 7.13 Estadísticas descriptivas para EPT en agua de grifo.

Elemento	N	Mín. (µg/L)	Máx. (µg/L)	Media* (µg/L)	Mediana* (µg/L)	D. E.*	LP (µg/L)	% > LP
As	43	4	65	29	30	10.3	25	77
							10**	93
Se	43	ND	45	9	7	9.1	10**	14
Mn	43	ND	28	4	1	5.9	150	0
Pb	43	ND	17	2	0.4	3.7	10	2
Fe	43	ND	890	97	38	181.0	300	5
Cd	43	ND	1	0.3	0.2	0.1	5	0
Zn	43	ND	2999	396	162	587.1	5000	0
Cu	43	ND	81	13	7	19.2	2000	0

N: total de muestras analizadas; *Parámetros calculados considerando las muestras con concentraciones detectables; LP: límite permisible de la NOM-127-SSA1-1994; **Guía de Calidad del Agua Potable (OMS, 2006).

La distribución de As se encuentra ligeramente sesgada a la izquierda, ya que la media es menor a la mediana. Para el Se, Mn, Pb, Fe, Zn y Cu es notorio el sesgo de los datos hacia la derecha, debido a las concentraciones máximas.

Las concentraciones de los EPT fueron comparadas contra los límites permisibles (LP) de la NOM-127-SSA1-1994, y de la OMS, para el caso de As y Se, los cuales son valores por encima de los cuales puede presentarse un efecto nocivo en la salud de los consumidores. El 77% de las muestras de agua de grifo superaron el LP de la NOM para As (25 $\mu\text{g/L}$), pero al comparar con el valor recomendado por Organización Mundial de la salud (10 $\mu\text{g/L}$) este porcentaje se incrementa hasta el 93%, en ambos casos es evidente la mala calidad del agua de uso y consumo a la que están expuestos los habitantes del sitio. El Se, aunque no es un elemento regulado por la NOM, si es un elemento potencialmente tóxico y la Organización Mundial de la Salud sugiere un nivel máximo de 10 $\mu\text{g/L}$ para el agua potable, y en el área de estudio el 14% de las muestras de agua de grifo lo superaron. Respecto al Pb, sólo una muestra superó el LP de la NOM. En el caso de Fe, la NOM establece un LP de 300 $\mu\text{g/L}$ en agua considerando que concentraciones de Fe superiores a éste le dan al agua un sabor, olor y color indeseables. Únicamente dos muestras del sitio superaron el límite de Fe, las cuales son muestras del área rural, no así sucedió con las muestras del área urbana que es donde la población manifestó inquietudes por la coloración rojiza del agua lo cual sugiere que pudiera ser otra la causa de dicha coloración y no la presencia del Fe. Para el resto de los EPT no se superaron los límites permisibles.

En general, las concentraciones máximas y mínimas no coinciden en puntos específicos, ya que para algunos EPT las concentraciones máximas están en el área urbana, otras en el área rural, y las mínimas tampoco muestran coincidencias de ubicación entre elementos. Para el As, la concentración máxima se registró en una muestra cercana a los jales, mientras que las mínimas se registraron en la localidad Estación Margarita. La concentración máxima de Se corresponde a una muestra del suroeste de la ciudad y la concentración mínima a una escuela de La Curva. Para Mn, la máxima concentración se registró en una casa del norte de la ciudad y la mínima concentración a un costado de los jales. Respecto al Pb, la concentración máxima se registró al norte de la ciudad, mientras que la mínima en Estación Margarita.

Para determinar si las concentraciones de As, Se, Pb y Fe en agua de grifo presentaban patrones de distribución, se elaboraron los mapas que se presentan en las Figuras 7.17 a 7.20.

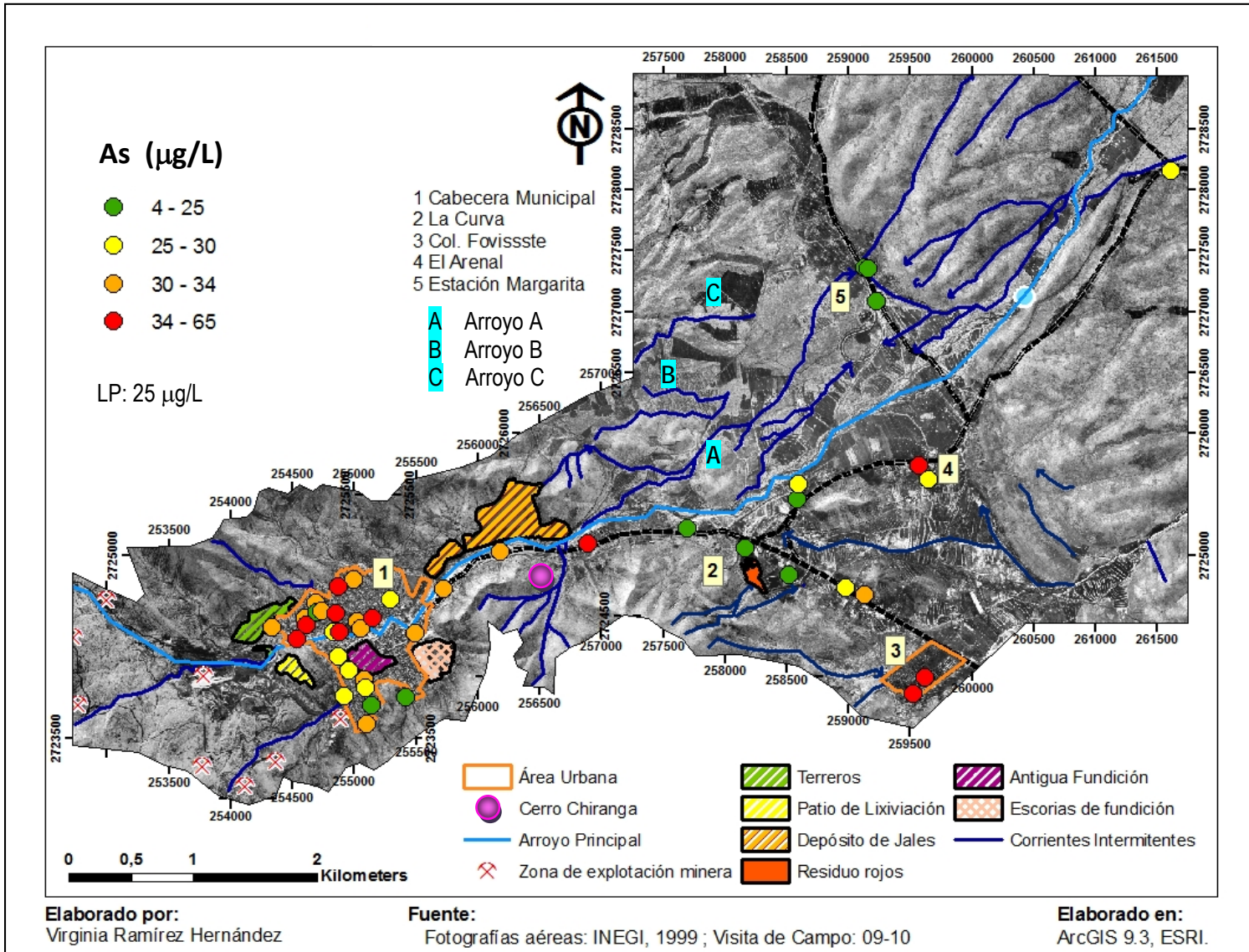


Figura 7.17 Distribución espacial de As en agua de grifo.

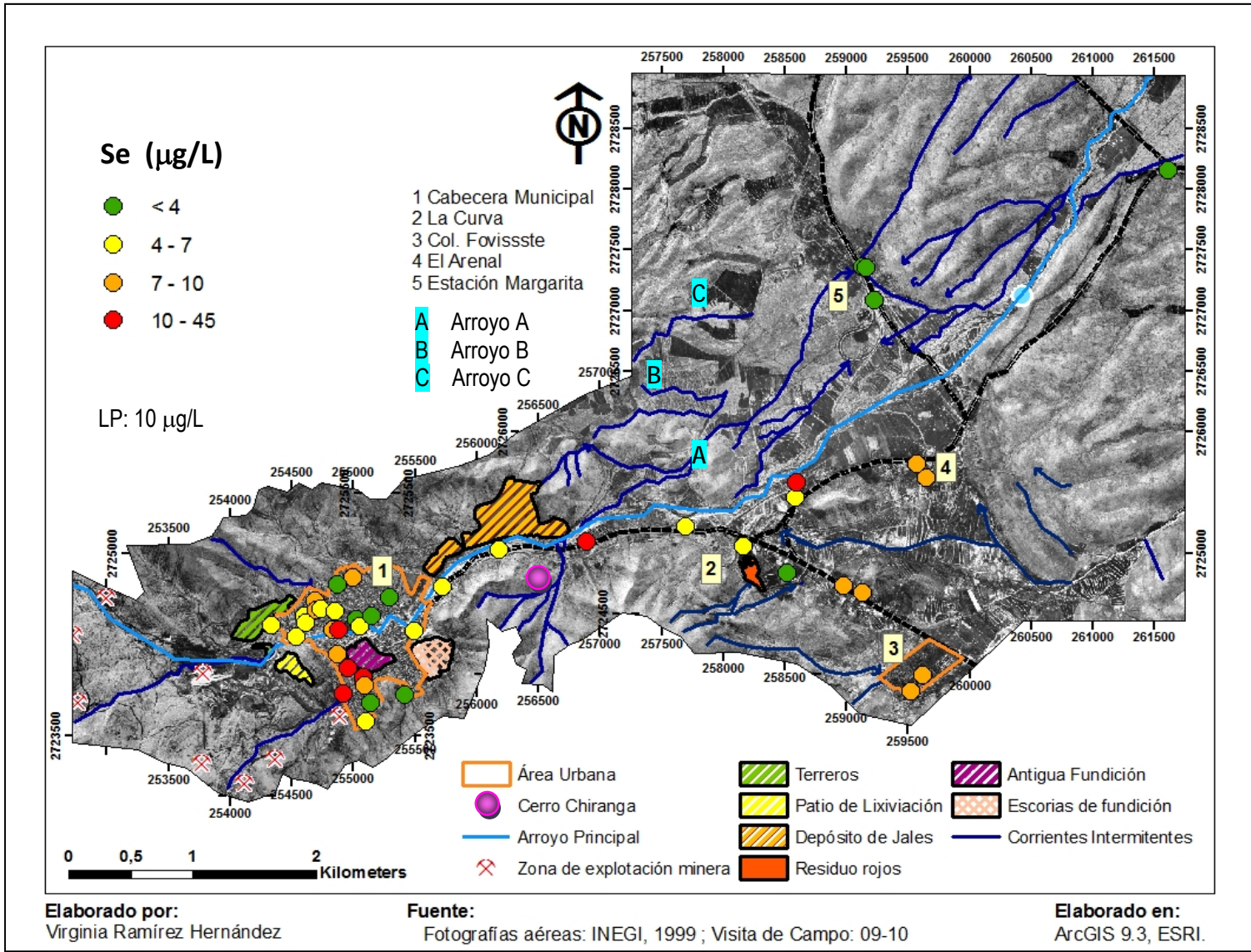


Figura 7.18 Distribución espacial de Se en agua de grifo.

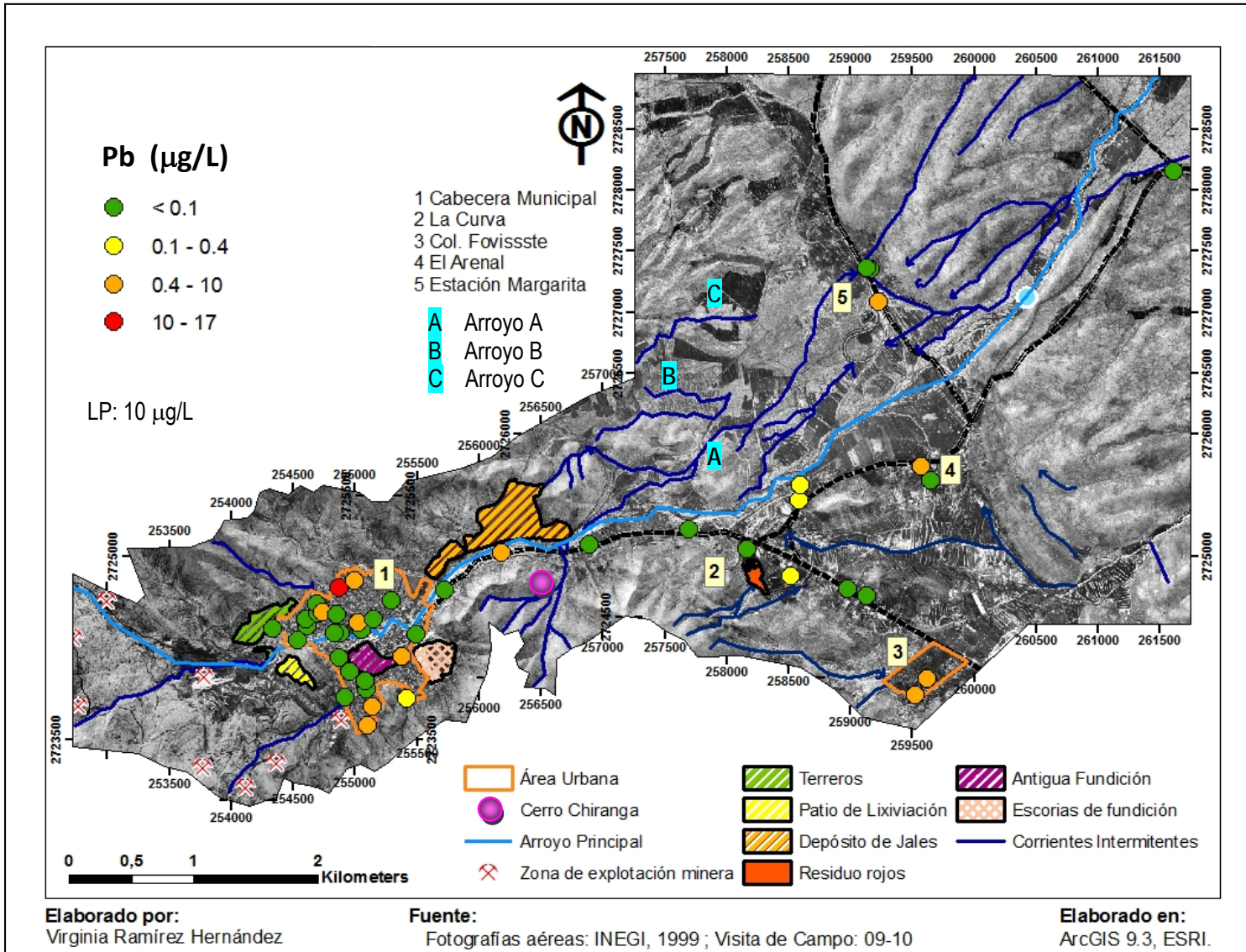


Figura 7.19 Distribución espacial de Pb en agua de grifo.

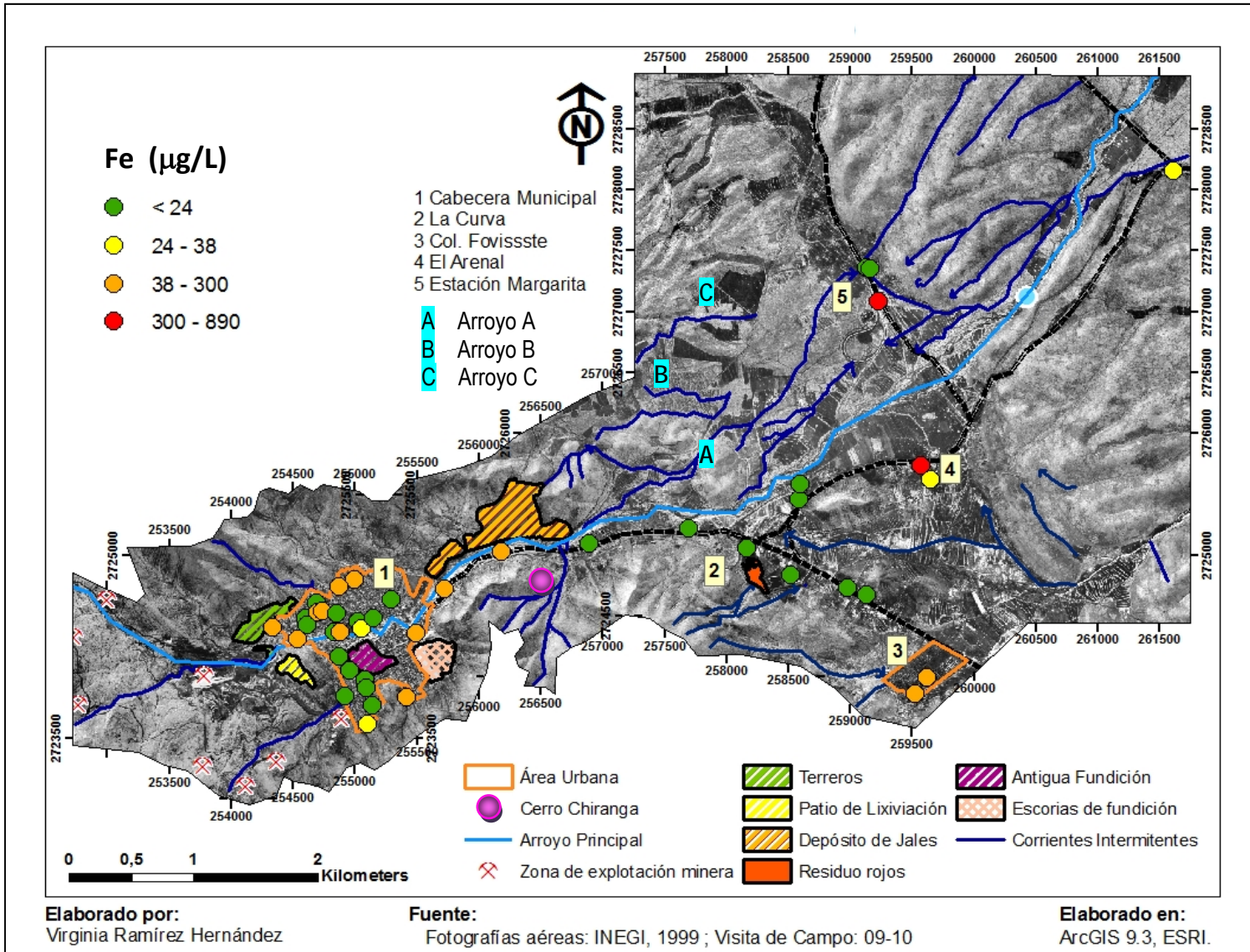


Figura 7.20 Distribución espacial de Fe en agua de grifo.

Para la elaboración de los mapas se eligieron clases en base a los cuartiles y a los límites permisibles de la NOM, o la Guía de Calidad de Agua de Potable de la OMS para Se, de tal forma que en ellos se visualizan las muestras que los superan.

La Figura 7.17 presenta la distribución de As en agua de grifo. Se observa que al norte de la cabecera municipal se encuentran la mayoría de las muestras con los niveles más elevados de As, mientras que la mayoría de las muestras con concentraciones inferiores al LP se localizaron en el área rural y una pequeña sección al suroeste de la ciudad. Se aprecia también que la localidad Colonia Fovissste presenta altos niveles de As en agua de grifo.

Por otra parte, la Figura 7.18 presenta la distribución de Se en agua de grifo, en la que se aprecian niveles elevados de Se en el centro-sur de la ciudad y hacia el área rural. Las muestras con las concentraciones más bajas están distribuidas en la zona norte de la ciudad y en la localidad de Estación Margarita. Las localidades al sur del área rural se mantienen con concentraciones de Se similares entre sí, que no alcanzan a superar el LP.

Respecto al Pb (Figura 7.19), como se mencionó antes, sólo una muestra supera el límite permisible, y se ubica al norte de la ciudad, donde algunas muestras cercanas le siguen en orden de magnitud. Al sur de la ciudad se encuentran muestras con concentraciones por encima de la mediana, lo mismo que la localidad Colonia Fovissste.

En la Figura 7.20 se puede observar que las únicas dos muestras que superaron el LP de Fe se registraron en el área rural, y niveles un poco menores a éstos se localizan al norte y sur de la ciudad y en Colonia Fovissste.

Cabe recordar que oficialmente existen dos fuentes de abastecimiento de agua de grifo, una es la que abastece gran parte del área de estudio y se encuentra en la localidad Anáhuac (a 15 km al sureste de Concepción del Oro). La otra fuente es la que abastece a la localidad de Estación Margarita y se localiza en las cercanías de esta localidad. Además de estas fuentes, por comunicación personal con los habitantes de Concepción del Oro, se presume que el agua de sus casas proviene del socavón Principal inundado que se encuentra en la zona mineralizada al oeste de la cabecera municipal. Con los resultados del análisis de agua de grifo, es claro que hay un impacto por As y Se, pero se desconoce a cual de las fuentes de abastecimiento de agua se le puede atribuir la presencia de estos EPT ya que no se conoce cómo es la red de distribución en el área de estudio.

En el caso de la localidad Estación Margarita, que cuenta con su propia fuente de abastecimiento, se presentaron concentraciones bajas de As, Se, y Pb, lo cual sugiere que esta fuente de abastecimiento no presenta un impacto importante por EPT.

Es importante señalar que en la Cabecera Municipal la población tiene acceso a agua embotellada para su consumo y, por lo tanto, el agua de grifo no es consumida por los habitantes. Sin embargo, durante las visitas de campo se identificó que en 8 casas (de los 45 puntos muestreados) se usa el agua de grifo de consumo. De estas 8 muestras, 7 presentaron concentraciones elevadas de As y 3 muestras registraron concentraciones elevadas de Se. Además, se desconoce la calidad y el lugar de procedencia del agua embotellada, la cual podría ser traída de otra ciudad o podría ser agua tratada que se obtiene de las mismas fuentes que la analizada en este estudio.

Se ha reportado que en cuerpos de agua subterránea, las concentraciones de fondo de As son, en la mayoría de los casos, inferiores a 10 $\mu\text{g/L}$ (Welch y col., 2000), pero también se han encontrado valores de hasta 5000 $\mu\text{g/L}$ de As en cuerpos de agua en condiciones naturales (Smedley y Kinniburgh, 2002), por lo que no se puede asegurar aún que las concentraciones del sitio de estudio no sean naturales. Lillo (2007) refiere que no existe un modelo geológico/hidroológico común entre la gran cantidad de ocurrencias de As en cuerpos subterráneos identificadas en el mundo, en los cuales se han encontrado condiciones muy variadas, desde reductoras a oxidantes, acuíferos sobreexplotados, zonas áridas y en húmedas, acuíferos superficiales o profundos, libres o confinados, etc. De tal forma que la presencia de As en agua subterránea es resultado de condiciones geoquímicas e hidrogeológicas específicas de cada caso. Un ejemplo de esta situación es el caso de Zimapán, Hgo., donde se registraron concentraciones elevadas de As en el agua de pozos que abastecían a la población (Armienta y col., 2000). La presencia de As en los cuerpos subterráneos de agua en Zimapán no ha sido atribuida a una fuente específica de contaminación, sino a varias posibles como son la mineralización del área, los depósitos de jales y las antiguas fundidoras que aportaban As a las norias cercanas. En este sitio, también se identificó que las condiciones geohidrológicas tienen un papel importante en el transporte de As (Armienta y col., 2000).

La presencia de Se en el agua de grifo puede atribuirse a las condiciones minerales naturales del sitio. En los residuos mineros no ha sido evaluada la concentración de Se de tal forma que no pueden ser señalados como potencial fuente de Se para el agua subterránea, pero es probable que los residuos mineros (que en este estudio son señalados como fuentes de contaminación por EPT)

no contengan concentraciones elevadas de Se ya que en las muestras de reconocimiento de suelo se encontraron concentraciones muy bajas de este EPT (de 0.4 a 13 mg/kg).

Otra razón por la que puede pensarse que la presencia de Se en el agua de grifo es que los niveles registrados de Se están dentro del rango reportado para este EPT en aguas naturales no contaminadas, los cuales van de 0.1 a 400 $\mu\text{g/L}$ (Conde y Sanz, 1997). Además, en otros sitios como Chile, se ha reportado la presencia de Se en cuerpos de agua asociado a la mineralización de Cu en yacimientos porfídicos, donde se registraron hasta 800 $\mu\text{g/L}$ de Se (Leybourne, 2008).

Un análisis de correlación de Pearson se realizó entre las concentraciones de As, Se, Pb y Fe en agua de grifo, en el que no se encontraron correlaciones significativas. Sin embargo, debido a que las muestras de agua de uso y consumo no se filtran para su análisis, los datos de concentración incluyen a los EPT en partículas suspendidas, adsorbidos en coloides, o disueltos, dependiendo de factores tales como pH, temperatura, potencial redox, entre otros, por lo que la ausencia de correlación podría deberse a las diferentes influencias de estos factores sobre los EPT analizados. Además, es probable la presencia de más de una fuente de agua de grifo y se desconoce cuál es la red de distribución, por lo que no hay la certeza de que las diferentes casas muestreadas se abastezcan de la misma fuente o fuentes.

Otro parámetro de la calidad del agua de uso y consumo es el pH. El intervalo de pH medido en el agua de grifo fue de 6.5 a 8.0, los cuales son valores típicos de agua subterránea y se encuentran dentro del intervalo que señala la NOM. Bajo estas condiciones de pH, el As en aguas naturales suele encontrarse disuelto, y son las condiciones redox las que determinan la especie presente (Smedley y Kinniburgh, 2002). A pH mayores de 6.9 y bajo condiciones oxidantes es más común encontrar a este EPT como As(V), predominando la especie HAsO_4^{2-} , pero en general, la forma As(III) tiende a predominar en las aguas subterráneas, la cual es la especie más tóxica (Lillo, 2007). El Se por su parte, puede existir en diferentes estados de oxidación, de los cuales el Se(IV) y el Se(VI) son los más comunes, y en las aguas subterráneas predomina el Se(VI), lo cual depende del pH, además de la salinidad del agua, el potencial redox, entre otros factores (Conde y Sanz, 1997).

7.5 POLVO DEPOSITADO EN EXTERIORES

7.5.1 Caracterización química y distribución espacial de EPT

La caracterización del polvo depositado fue realizada con el objetivo de evaluar este medio como ruta de dispersión y de exposición a EPT, por lo cual se colectaron muestras en potenciales puntos

de exposición como patios de casas, de escuelas, parques, entre otros. El muestreo de polvo se realizó en dos temporadas, una correspondiente a la temporada de lluvias (junio-julio de 2009) y otra en la temporada seca (febrero 2010), con el objetivo de observar si hay un efecto de las condiciones meteorológicas en la concentración de los EPT en este estudio.

En las Tablas 7.14 y 7.15 se presenta un resumen estadístico de las concentraciones de Pb, As, Cd, Zn, Mn y Cu registradas en el polvo en la temporada húmeda y seca, respectivamente. Estos elementos son los mismos EPT que fueron analizados en suelo y sedimentos. El Anexo 11 presenta la localización geográfica de todas las muestras de polvo, así como las concentraciones de EPT.

Tabla 7.14 Resumen estadístico para EPT en polvo depositado en exteriores (< 250 μ m).
Temporada húmeda (JUN-JUL 2009).

Elemento	N	Mín. (mg/kg)	Máx. (mg/kg)	Media (mg/kg)	Mediana (mg/kg)	D. E.	VR o EMEG (mg/kg)	% > EMEG
Pb	34	128	1001	438	329	252.6	400	44
As	34	18	544	166	125	125.4	22	97
Cd	28	6	101	18	13	17.8	37	4
Zn	34	234	2144	862	731	465.8	214286	0
Mn	34	520	2219	1044	957	402.0	100000	0
Cu	34	116	4005	946	679	830.2	7143	0

VR: Valor de Referencia para suelo de uso residencial de la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004; EMEG: Guías de Evaluación para Medios Ambientales calculadas para polvo.

Los resultados del muestreo realizado durante la temporada húmeda señalan que la distribución de todos los EPT está sesgada a la derecha, lo cual se debe a las concentraciones máximas registradas. El intervalo entre concentración máxima y mínima para el As y Cu es muy amplio, pues el valor máximo fue 30 y 34 veces mayor al mínimo, respectivamente.

Para el Pb, Cd, Zn y Cu, las mayores concentraciones se ubican en el área urbana, aunque no en el mismo punto de muestreo. Al suroeste de la ciudad se registraron las máximas concentraciones de Pb y Cd, y en el centro de la ciudad se registraron las máximas concentraciones de Zn y Cu. La concentración máxima de Mn se registró a un costado de la última presa de jales, frente al cerro La Chiranga. Para el As, la concentración máxima se registró en una escuela cercana a los residuos rojos.

Las concentraciones mínimas de Pb, Zn, As, y Cd se registraron en la localidad Colonia Fovissste y sus alrededores, es decir, al sur del área rural. Para el Mn y Cu, las concentraciones más bajas se presentaron en el sur de la ciudad.

No existen valores de referencia de EPT presentes en el polvo de exteriores, por tal motivo se hizo una comparación de los niveles registrados en el área de estudio contra los valores de referencia de Pb, As y Cd en suelo que señala la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 y de esta manera señalar si los niveles de estos EPT representan una preocupación ambiental. De existir valores de referencia de EPT en el polvo de exteriores, éstos deberían ser de magnitud menor a los valores de referencia para suelo ya que las características del polvo (tamaño de partícula principalmente) lo hacen un material más peligroso que el suelo pues las personas pueden estar más expuestas al primero, además de que los EPT pueden ser más biodisponibles.

En el caso del Zn, Mn y Cu, sus concentraciones en polvo fueron comparadas con las Guías de Evaluación para Medios Ambientales (EMEG por sus siglas en inglés) calculadas para el medio de polvo (Anexo 6). Cabe hacer notar que la magnitud de las EMEG para los EPT en el polvo es muy superior a la magnitud de los valores de referencia de la NOM de suelo, lo cual se debe a que las EMEG consideran dosis de seguridad en las que el contaminante no causa daño a la salud, el peso corporal de la población en mayor riesgo, y una tasa de ingesta de polvo que es 10 veces inferior a la tasa de ingesta de suelo. De tal forma que al emplear las EMEG sólo se pretende señalar si el EPT representa una preocupación ambiental que amerita una evaluación de riesgo para la salud, mientras que los valores de referencia aparte de señalar preocupación ambiental pueden señalar concentraciones a las cuales debe remediarse el medio impactado.

Como se aprecia en la Tabla 7.14, en la temporada húmeda se presentaron altas concentraciones de Pb, As y Cd en el polvo depositado, destacando el As con un 97% de muestras con concentraciones superiores al VR. En el caso del Zn, Mn y Cu las concentraciones registradas en polvo no superaron sus respectivas EMEG.

Tabla 7.15 Resumen estadístico para EPT en polvo depositado en exteriores (< 250 µm). Temporada seca (FEB 2010).

Elemento	N	Mín. (mg/kg)	Máx. (mg/kg)	Media (mg/kg)	Mediana (mg/kg)	D. E.	VR o EMEG (mg/kg)	% > EMEG
Pb	37	156	1231	574	540	267.7	400	76
As	37	75	766	179	147	131.1	22	100
Cd	32	5	24	9	8	4.7	37	0
Zn	37	300	2691	1064	797	691.1	214286	0
Mn	37	596	1786	961	867	316.8	100000	0
Cu	37	233	6153	1146	843	1208.1	7143	0

VR: Valor de Referencia para suelo de uso residencial de la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004; EMEG: Guías de Evaluación para Medios Ambientales calculadas para polvo.

En la Tabla 7.15 se presentan los resultados del muestreo realizado en la temporada seca. Las concentraciones medias de los EPT son mayores que las medianas, por lo que la distribución de los datos está sesgada a la derecha, destacando la influencia de las concentraciones máximas. Las concentraciones de los EPT presentaron un amplio intervalo entre el valor mínimo y máximo, sobresaliendo el caso del Cu para el cual el valor máximo registrado es 26 veces mayor que el valor mínimo.

En la temporada seca se presentaron las concentraciones mínimas de Mn y Cd al norte de la cabecera municipal, mientras que en el centro de la ciudad se registró el valor mínimo de Pb. En la localidad Colonia Fovissste se registraron las menores concentraciones de Cu y As. Respecto a las concentraciones máximas, para Pb, Zn, Cd, Cu y As se registraron al costado de las escorias de fundición localizadas al sureste de la ciudad. Para el Mn, la máxima concentración se registró a un costado de las presas de jales y enfrente del cerro La Chiranga.

Durante la temporada seca, sólo el Pb y As registraron concentraciones superiores al VR correspondiente, observándose que el 28% de las muestras presentaron concentraciones superiores a 400 mg/kg de Pb y el 100% de las muestras tuvieron una concentración de As superior a 22 mg/kg.

Además de comparar contra los valores de referencia en suelo y las EMEG de polvo, los niveles de los EPT en polvo fueron comparados contra concentraciones de estos elementos registradas en polvo de otros sitios con clima seco a semiseco. La Tabla 7.16 presenta las concentraciones de EPT en polvo para tres sitios: el primero es un área urbana de Pakistán donde no se realizan actividades minero-metalúrgicas; el segundo es de un municipio de San Luis Potosí, México, donde se realizan actividades mineras de Cu, Pb, Ag y Au; y el tercero es la capital de San Luis Potosí, México, sitio urbano con antecedentes de fundición de arsénico (cerrada en 2007) y con fundición de cobre (cerrada en 2010).

Tabla 7.16 Valores promedio de concentraciones de EPT en polvo de distintos sitios.

Elemento	MediaPak ^a (mg/kg)	MediaVP ^b (mg/kg)	MediaSLP ^c (mg/kg)
Pb	113	1824	989
As	-	2045	584
Cd	3	619	-
Zn	133	-	-
Cu	42	-	-

^a Valores promedio en polvo depositado en calles de Jalil, Guajranwala, Pakistan (Jabeen y col., 2001); ^b Valores promedio de polvo casero en Villa de la Paz, SLP, México (Mejía y col., 1999), ^c Valores promedio en polvo depositado en exteriores en San Luis Potosí, SLP, México (Carrizales y col., 2010).

Las concentraciones medias de Pb, Cd, Zn y Cu registradas en Concepción del Oro en polvo de la temporada húmeda y seca son superiores a los valores de Jalil, Pakistán, pero comparables a los reportados para sitios mineros y metalúrgicos. Esto indica que las concentraciones de los EPT en el polvo del área de estudio se pueden asociar a las actividades minero-metalúrgicas y la dispersión de sus residuos, ya que son superiores a las de una ciudad urbana donde las fuentes de contaminación son del tipo industrial y por tráfico vehicular.

Respecto a la temporalidad, para el Pb, As y Cu las concentraciones más altas se presentaron en la época seca, sin embargo únicamente para el Pb la diferencia es estadísticamente significativa ($p < 0.01$). Caso contrario es el del Cd, ya que en la temporada húmeda se presentaron las concentraciones más altas, y tal diferencia es estadísticamente significativa ($p < 0.01$). En cuanto al Zn y Mn no hay una diferencia significativa entre temporadas. La variación observada entre temporadas puede deberse a las condiciones meteorológicas tales como velocidad del viento y el régimen de lluvias. Durante la temporada húmeda la velocidad del viento promedio para el área rural es de 2.22 m/s, mientras que en la temporada seca la velocidad se incrementa alcanzando en promedio 3.89 m/s, de tal forma que el viento en la época seca presenta mayor capacidad de erosión de suelo o de los residuos. Cabe recordar que el patrón dominante del viento en ambas temporadas es de dirección noreste y sureste en el área rural, pero en el área urbana se desconoce con precisión el patrón de vientos (Figuras 5.18 y 5.19), pero de acuerdo a las condiciones del sitio, puede inferirse que los vientos del noreste generen una zona de turbulencia entre las presas de jales y el cerro La Chiranga haciendo que los jales o el suelo del cerro sean transportados hacia el área urbana, preferentemente al noreste de la ciudad. Por otra parte, el viento del sureste podría contribuir en la formación de corrientes de aire en el área urbana que participen en la dispersión de partículas finas por toda la ciudad.

Aunado a los vientos, la humedad es otra variable meteorológica que puede influir en la erosión eólica del suelo o los residuos. En la época seca, es escasa la humedad atmosférica y por lo tanto, se presenta una limitada humedad del suelo (Ravi y col., 2004), de tal forma que se esperaría una mayor erosión eólica de suelos y residuos, por lo que se esperaría una mayor concentración en el polvo depositado.

En las Figuras 7.21 a 7.26 se muestran los mapas de distribución espacial de las concentraciones de EPT analizadas en polvo, los cuales fueron elaborados con clases que permitieran visualizar adecuadamente concentraciones bajas, medias y altas, respecto a valores de referencia o EMEG.

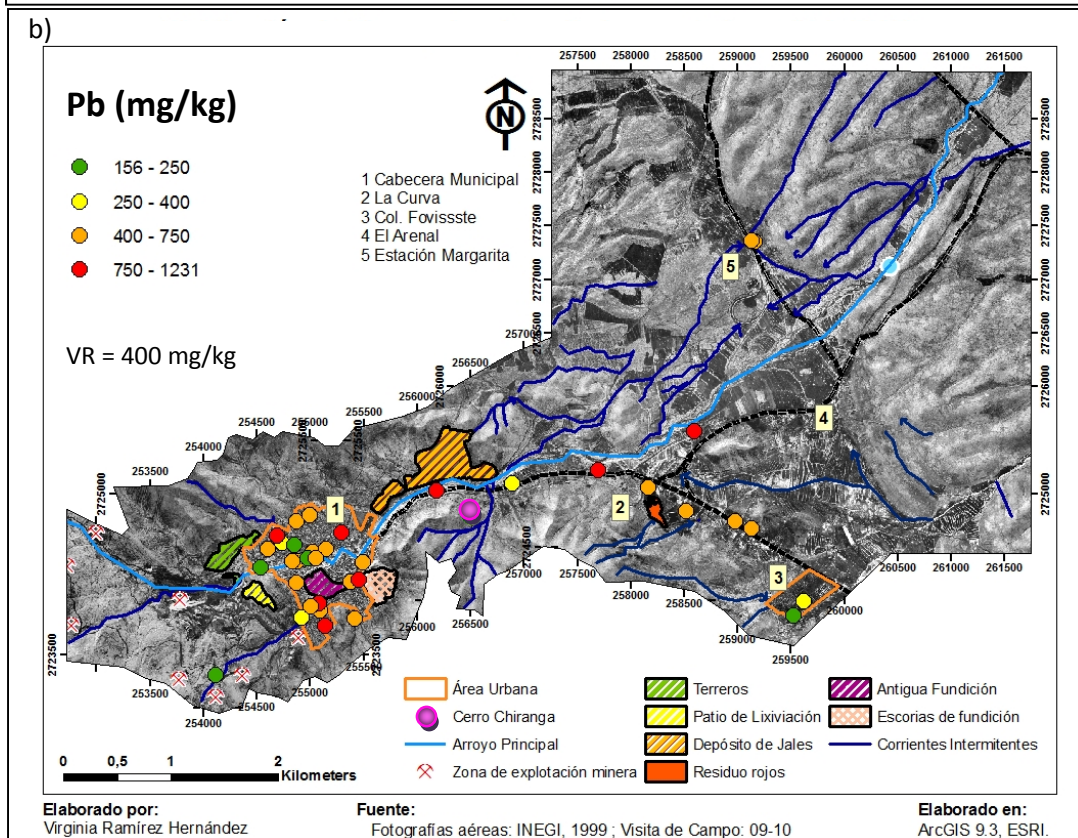
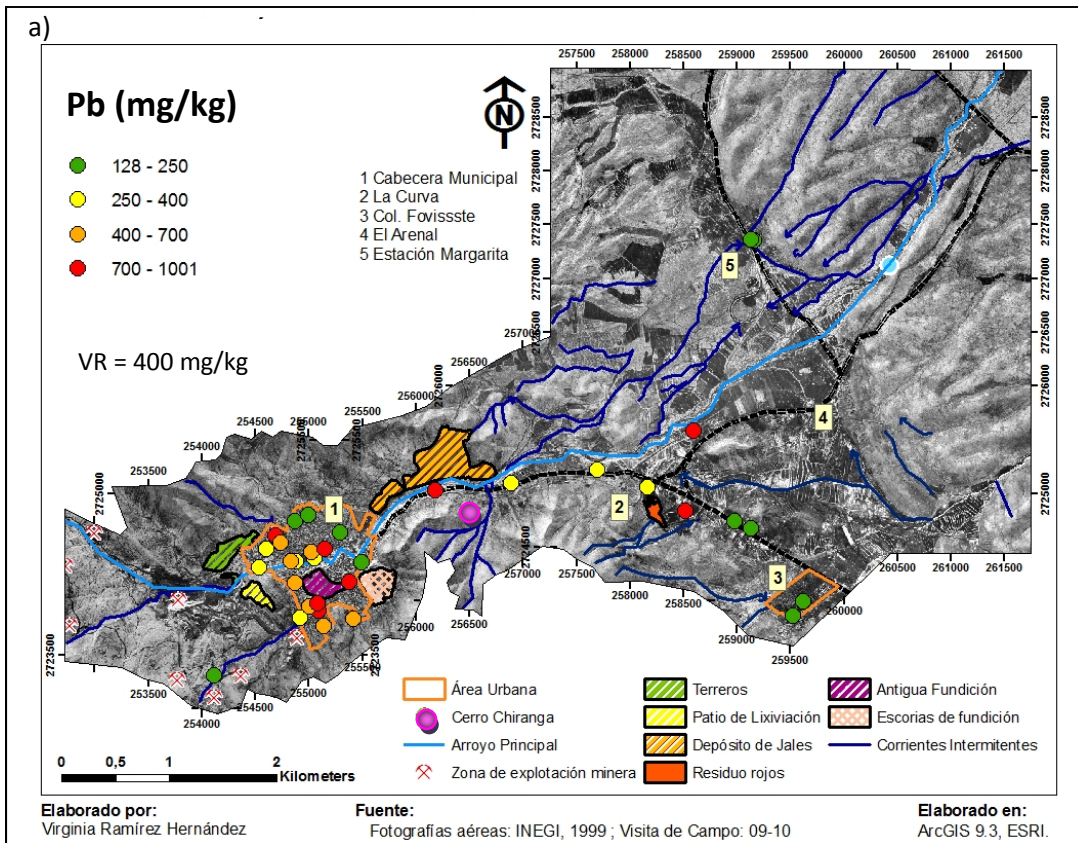


Figura 7.21 Distribución de Pb en polvo depositado en exteriores: a) temporada húmeda, y b) temporada seca.

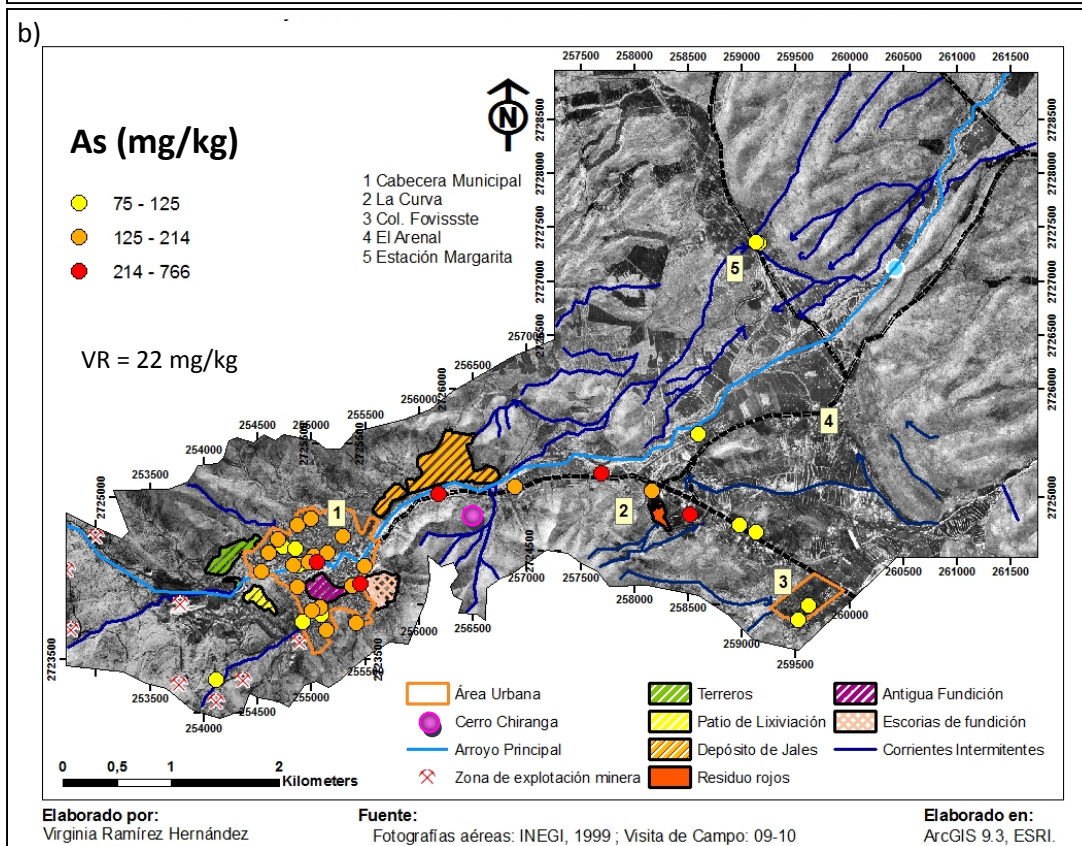
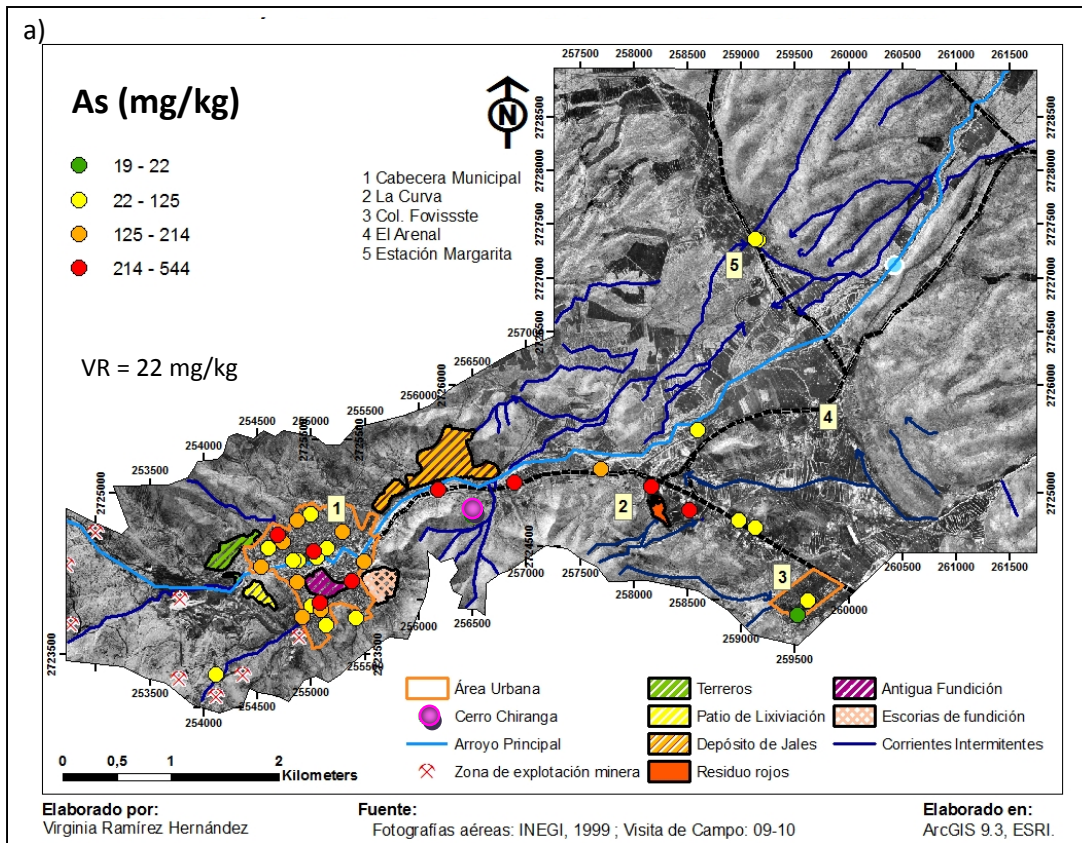


Figura 7.22 Distribución de As en polvo depositado en exteriores: a) temporada húmeda, y b) temporada seca.

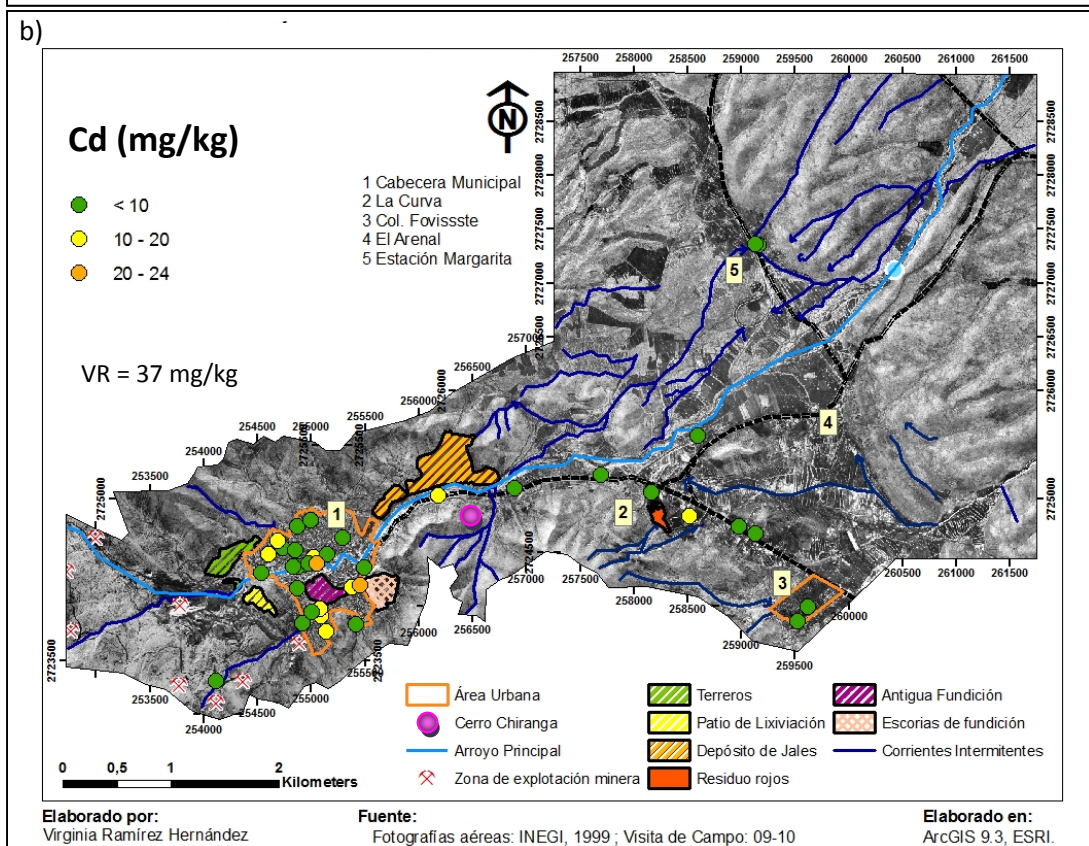
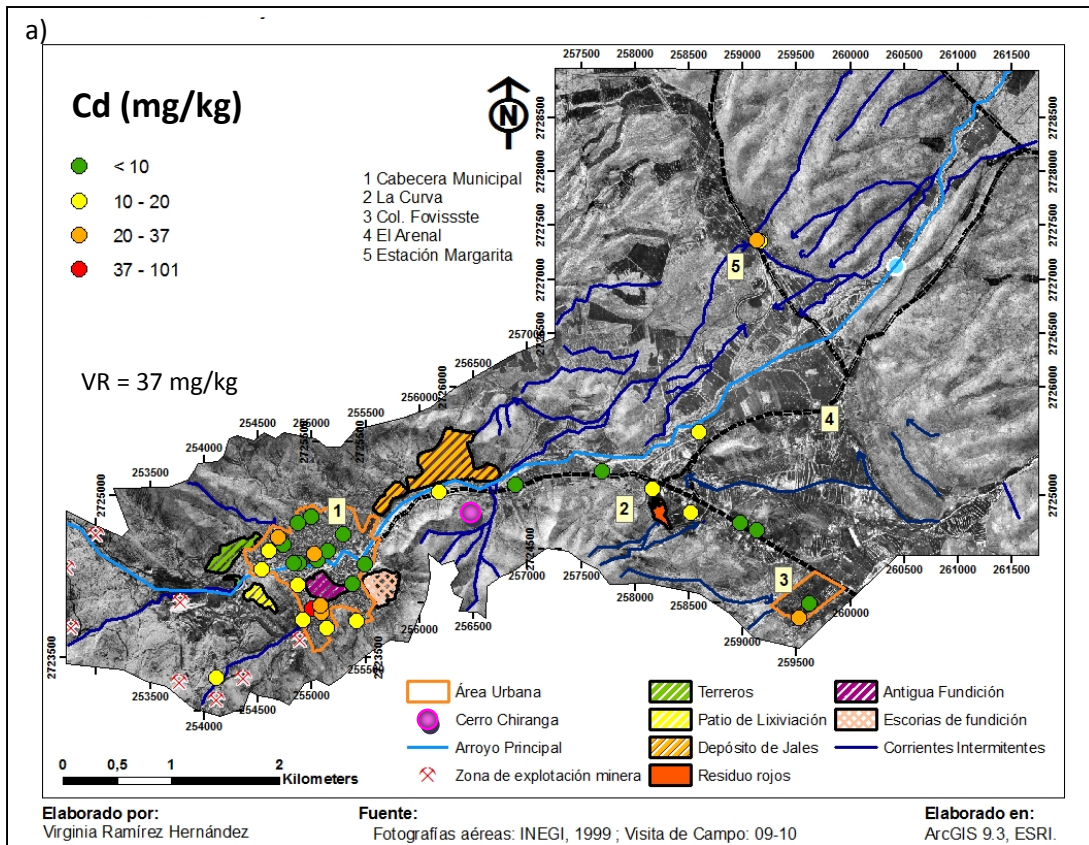


Figura 7.23 Distribución de Cd en polvo depositado en exteriores: a) temporada húmeda, y b) temporada seca.

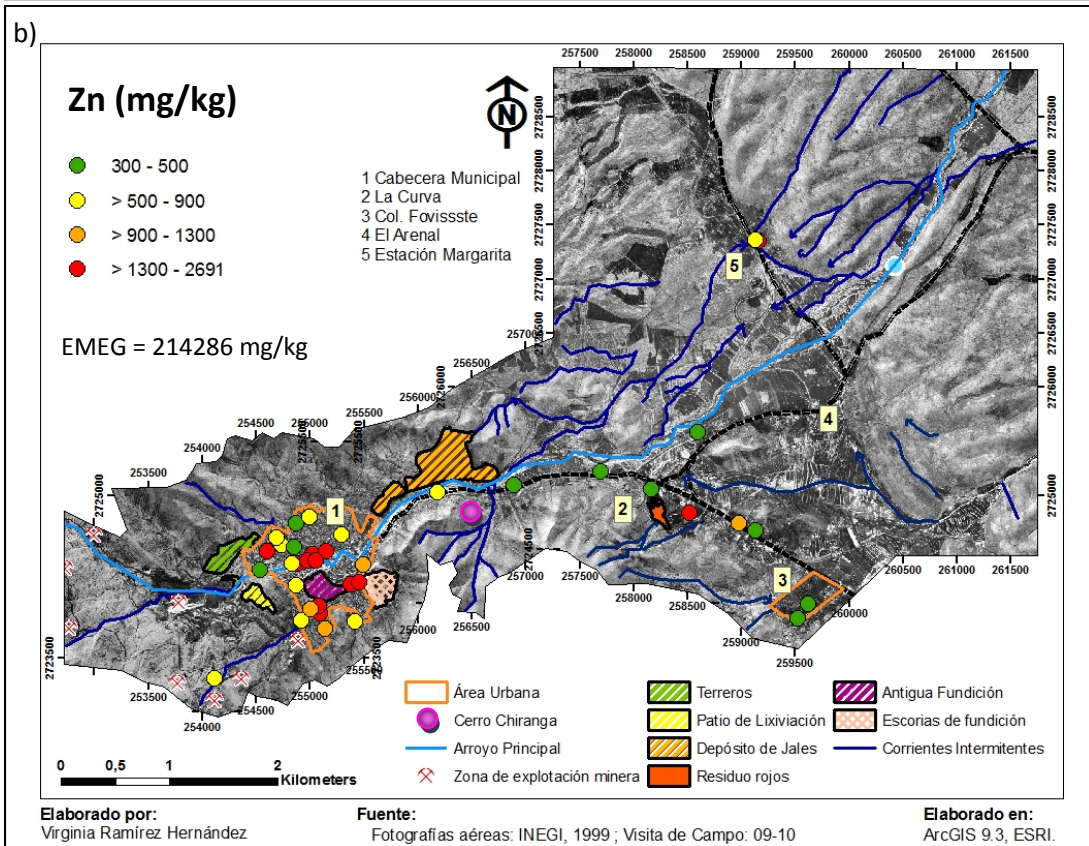
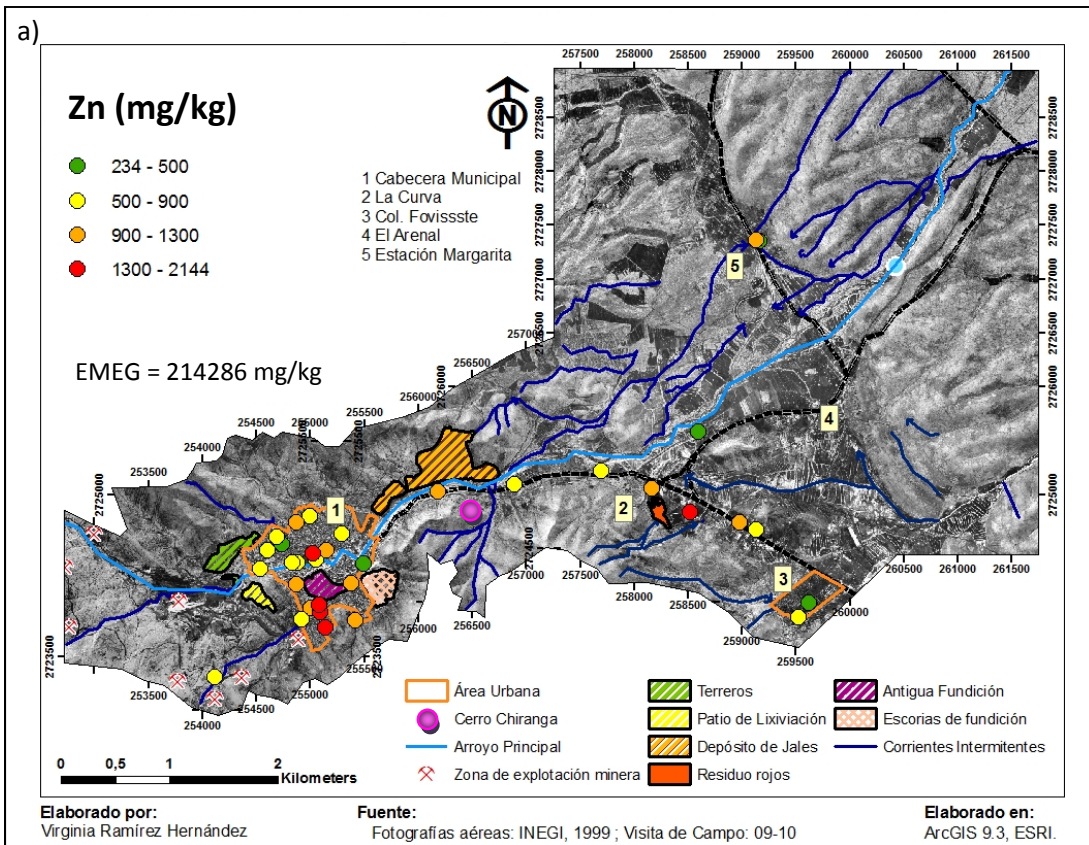


Figura 7.24 Distribución de Zn en polvo depositado en exteriores: a) temporada húmeda, y b) temporada seca.

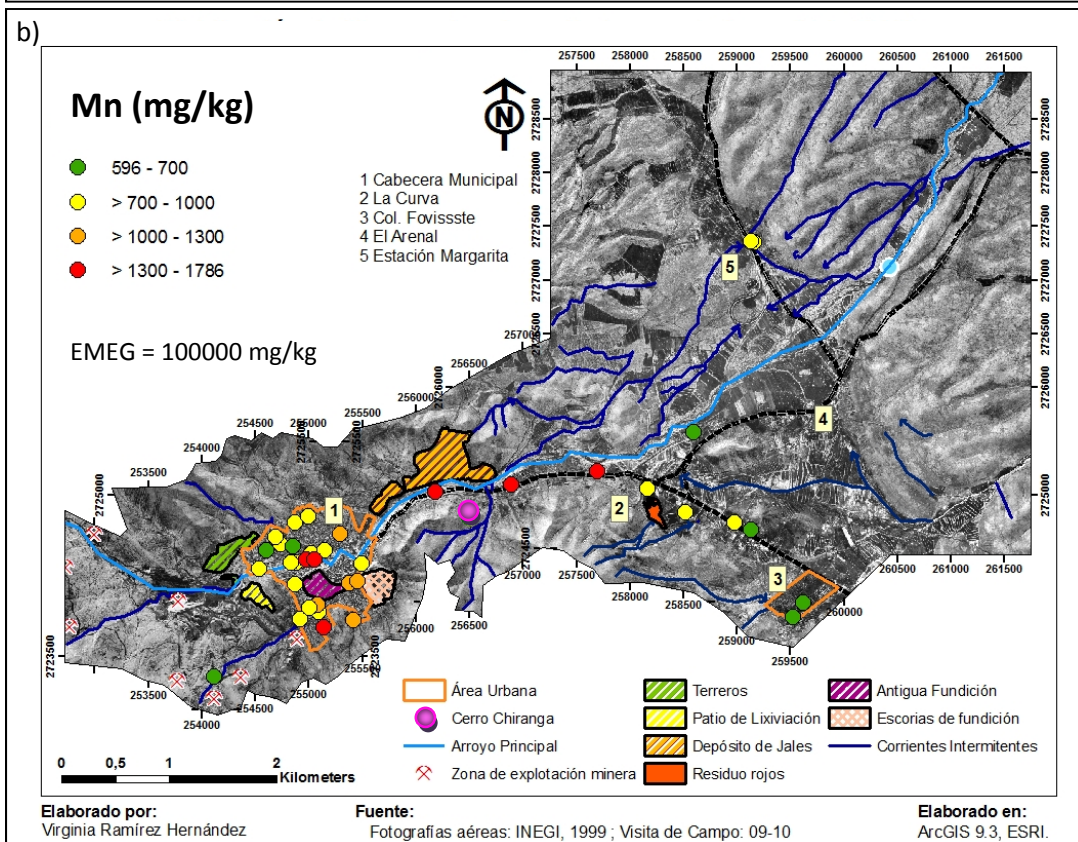
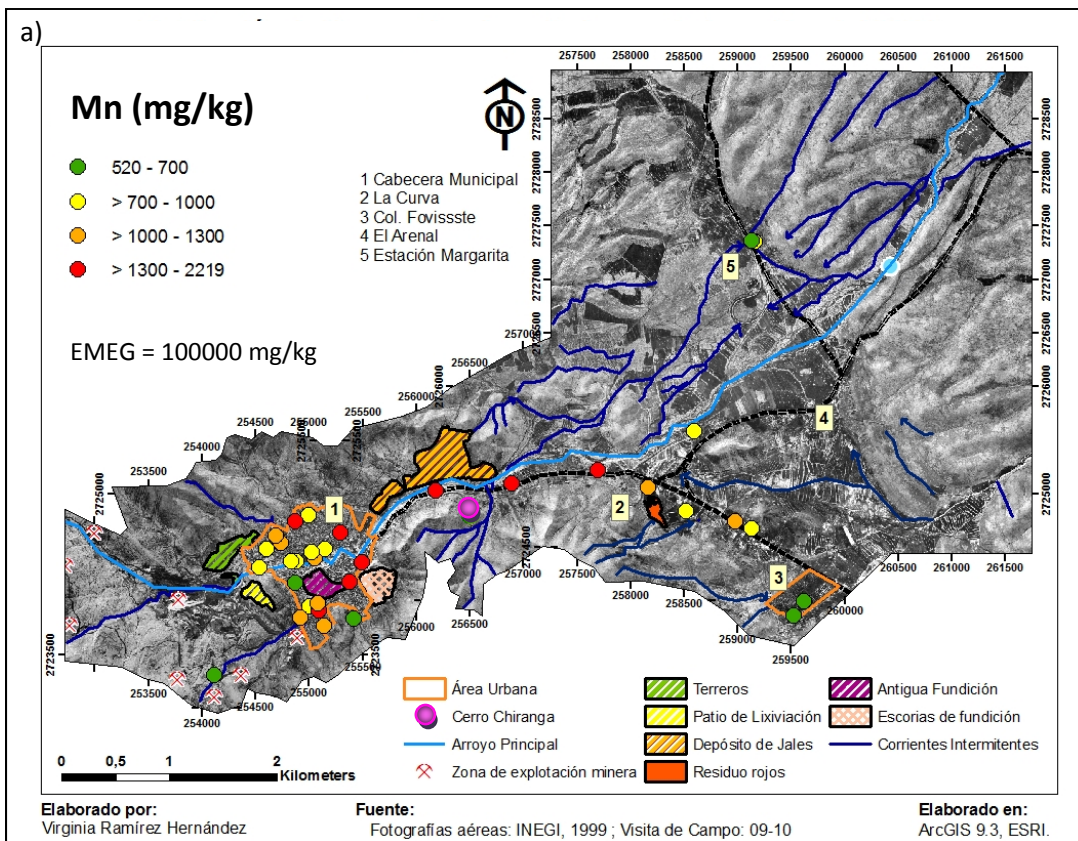


Figura 7.25 Distribución de Mn en polvo depositado en exteriores: a) temporada húmeda, y b) temporada seca.

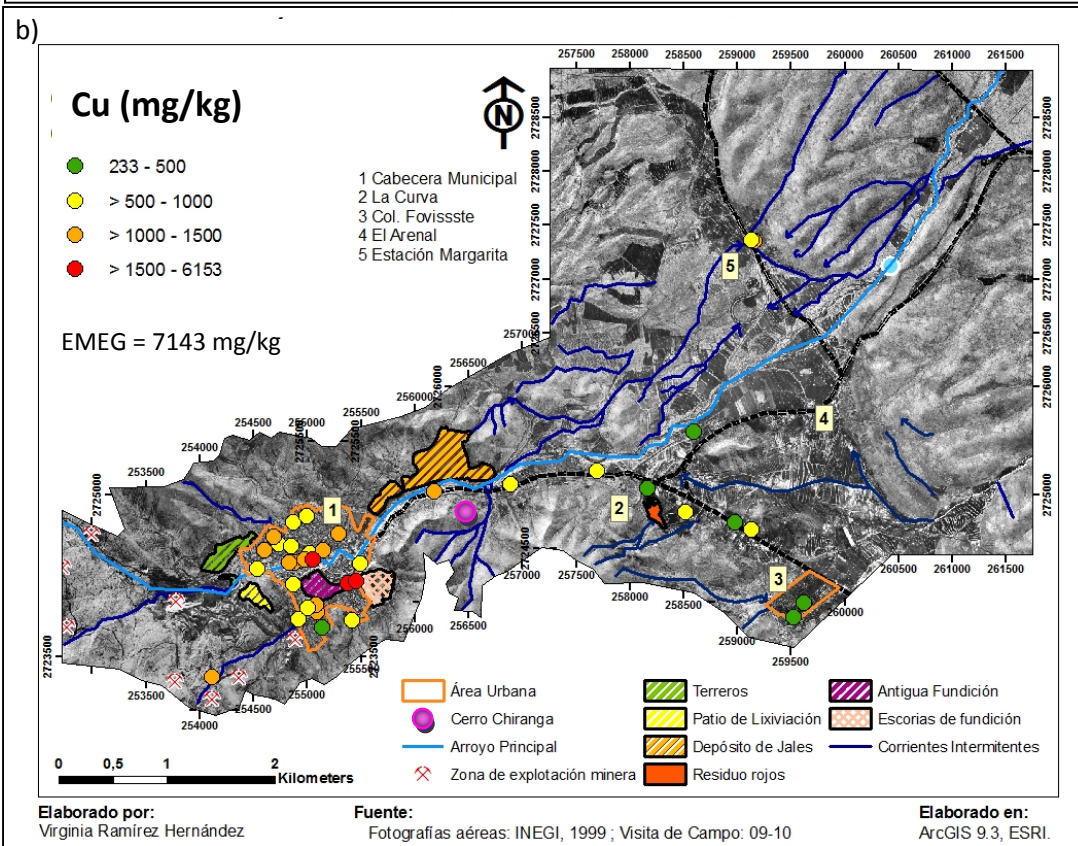
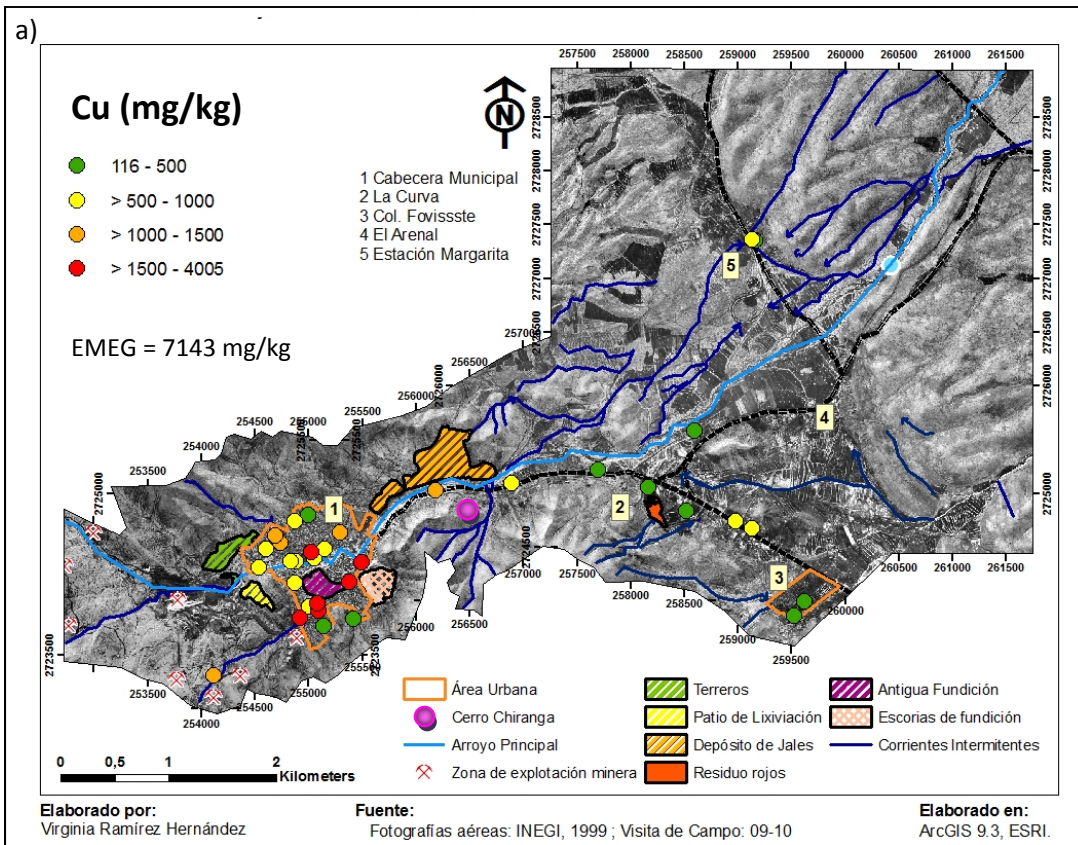


Figura 7.26 Distribución de Cu en polvo depositado en exteriores: a) temporada húmeda, y b) temporada seca.

Respecto al Pb, en ambas temporadas se observan concentraciones elevadas en la cabecera municipal, en las cercanías de la antigua fundición y en el norte de la ciudad. En la temporada seca es evidente un incremento del número de muestras con concentraciones elevadas de Pb, tanto en la ciudad como en el área rural, por ejemplo, en la localidad La Curva en la época húmeda sólo dos muestras presentaron una concentración superior al VR mientras que en la época seca todas las muestras cercanas a este sitio fueron superiores al VR. Con tal distribución de Pb en la ciudad no es posible señalar fuentes principales de contaminación, en general, las posibles fuentes serían los jales, terreros, residuos rojos, suelo y sedimento contaminado. Las concentraciones más bajas de Pb, en la temporada húmeda, se presentaron en las localidades Colonia Fovissste y Estación Margarita, mientras que en la época seca las concentraciones bajas se registraron sólo en Colonia Fovissste.

Respecto al As (Figura 7.22), en la temporada húmeda las concentraciones más elevadas se presentaron en el centro y norte de la ciudad, a un costado de las presas de jales y de los residuos rojos, precisamente en estos últimos se encuentran las más elevadas de todas. Durante la temporada seca, se incrementó el número de muestras con concentraciones superiores al VR, las más elevadas se localizaron en la ciudad y también a un costado de las presas de jales y de los residuos rojos. Estos resultados señalan a los jales como fuente principal ya que a sus costados, en ambas temporadas, se registraron concentraciones elevadas de As, así sucede también con los residuos rojos, pero no debe descartarse que el suelo contaminado o los otros residuos puedan ser fuentes de As para el polvo. Por otra parte, en Colonia Fovissste se registraron concentraciones bajas durante la época de lluvias, y en la temporada seca se incrementan ligeramente.

En la temporada húmeda las mayores concentraciones de Cd en el polvo se registraron al suroeste de la ciudad, en las cercanías de la antigua fundición, y resalta el hecho que también hay concentraciones importantes en las localidades de Colonia Fovissste y Estación Margarita, que son las más alejadas de las potenciales fuentes del área urbana, lo cual sugiere que el suelo impactado por Cd es una fuente de contaminación para el polvo de estas localidades. Un comportamiento diferente se observa en la época seca, ya que se presentó un menor número de muestras con concentraciones elevadas, inclusive ninguna muestra rebasó el VR. Esta situación es muy interesante ya que, a diferencia del Pb y As, en la temporada húmeda se incrementa la concentración de Cd significativamente.

Para el Zn el área más impactada es el sureste y centro de la ciudad, alrededor de la antigua fundición (en ambas temporadas), y el área menos impactada es la localidad Colonia Fovissste. La concentración de Zn es alta en una de las escuelas que está junto a los residuos rojos en ambas temporadas.

En lo que concierne al Mn, se observa que las concentraciones más altas se registraron a los costados de las presas de jales y el Cerro la Chiranga, y que el número de muestras con concentraciones elevadas en este sitio aumenta durante la época húmeda. Probablemente la principal fuente de Mn sea el suelo del cerro La Chiranga, ya que en éste se registraron las concentraciones más elevadas de Mn. En la época seca, en el centro y sureste de la cabecera municipal se registraron concentraciones elevadas de Mn, pero las concentraciones más elevadas de todo el sitio siguen siendo las obtenidas a los costados de las presas de jales. En la Colonia Fovissste se registraron concentraciones bajas de Mn durante las dos temporadas. En Estación Margarita en la temporada húmeda se registraron concentraciones bajas y en la seca las concentraciones fueron ligeramente mayores. Respecto a los residuos rojos, las concentraciones no son muy elevadas en ambas temporadas, incluso se mantuvieron con concentraciones muy similares.

Para el Cu, la cabecera municipal es el área más impactada indistintamente de la época del año. Pero durante la época húmeda, las concentraciones más elevadas se registraron principalmente alrededor del área de antigua fundición, lo cual sugiere que los residuos y suelos del área de fundición pueden ser una importante fuente de Cu para este estudio. En el resto del sitio las concentraciones no varían mucho, pero se percibe un aumento de la concentración durante la época seca. En Colonia Fovissste, concentraciones bajas se registraron en ambas temporadas.

Se llevó a cabo un análisis de correlación entre EPT en la temporada húmeda (Tabla 7.17), para corroborar si existe un patrón que sugiera un origen común de los EPT. La correlación entre Zn-Pb, Zn-As, Pb-As, Cu-Zn y Cu-As son estadísticamente significativas, sin embargo las relaciones más altas se dan entre As-Zn y As-Cu, lo cual indicaría que As, Zn y Cu presentes en el polvo pueden asociarse a alguna fuente común, sin embargo, dicha fuente o fuentes no lograron identificarse en los mapas de distribución espacial. Llama la atención no observar una correlación significativa entre Zn y Cd, ya que el Cd suele encontrarse sustituyendo al Zn en la esfalerita (ZnS) que es el mineral principal de Zn reportado en el sitio (Buseck, 1966). La asociación de Zn-Cd fue encontrada en las muestras de suelo, y el hecho de que en polvo no se encuentre tal asociación sugiere que el suelo

no es la principal fuente de Cd o Zn durante la época húmeda, lo cual a su vez indica que alguno de estos dos EPT puede provenir además de otras fuentes en donde no se presente esta asociación mineralógica, como podrían ser las emisiones o residuos de la antigua fundición.

Tabla 7.17 Análisis de correlación de concentraciones de EPT en polvo depositado. Temporada húmeda.

Elemento	Pb	Zn	Mn	Cd	Cu
Zn	0,560*				
Mn	0,151	0,086			
Cd	0,096	0,298	-0,093		
Cu	0,277	0,503*	0,309	0,079	
As	0,523*	0,628*	0,385	0,047	0,613*

* Nivel de significancia: $p < 0.01$; El número de muestras en el análisis de correlación fue de 34, a excepción del Cd para el cual fue de 28 muestras.

Para la temporada seca también se llevó a cabo un análisis de correlación (Tabla 7.18) en el cual se encontró que las relaciones entre As-Pb, Cd-Zn, Cu-Zn, As-Zn, As-Cd y As-Cu son estadísticamente significativas, lo cual sugiere un origen común entre ellos. Algunas correlaciones son significativas en ambas temporadas, como los son As-Pb, Cu-Zn, As-Zn y As-Cu, lo cual indica que la fuente principal de estos EPT es la misma en ambas temporadas, y la cual pueden ser los jales, el suelo contaminado del cerro La Chiranga, entre otros. También cabe resaltar que las correlaciones son más fuertes durante la temporada seca, lo cual señalaría que hay una mayor participación de fuentes comunes de estos EPT. Además, es interesante que la correlación entre Cd-Zn sí se presentó durante la época seca, mientras que en la temporada húmeda no fue así, de tal forma que en la temporada seca el suelo impactado (donde quedó demostrada la correlación Cd-Zn) es probablemente la principal fuente de Cd en el polvo.

Tabla 7.18 Análisis de correlación de concentraciones de EPT en polvo depositado. Temporada seca.

Elemento	Pb	Zn	Mn	Cd	Cu
Zn	0,307				
Mn	0,335	0,192			
Cd	0,340	0,752*	0,221		
Cu	0,358	0,692*	0,362	0,770*	
As	0,469*	0,496*	0,407	0,707*	0,696*

* Nivel de significancia: $p < 0.01$; El número de muestras en el análisis de correlación fue de 37, a excepción del Cd para el cual fue de 32 muestras.

Otro caso interesante es el del Mn en el polvo, ya que no presentó correlación estadísticamente significativa con algún otro elemento, por lo que la fuente de Mn en polvo podrían ser distinta a la de los otros EPT. Dejando como fuente principal al suelo contaminado con Mn, principalmente en el cerro La Chiranga, aunque también podría considerarse la posibilidad de otras fuentes como los aditivos de Mn en la gasolina (MMT: Tricarbonil metil ciclopentadienil manganeso) ya que el área de mayor concentración de Mn se presentó en la zona de mayor tráfico vehicular (Bueno-Brito y col., 2005).

Lo observado en esta sección deja en claro que hay un impacto en el polvo depositado principalmente por Pb y As, y en menor medida por Cd. También se puso de manifiesto la dificultad de evaluar al polvo como una ruta de exposición pues no son claras las fuentes de contaminación. Aunque en general se observa una tendencia a presentarse concentraciones elevadas en el centro-suroeste de la ciudad, coincidiendo con la zona de antigua fundición y de mayor tráfico vehicular, además se observó un impacto en las cercanías de los jales y residuos rojos, y en el área rural, la principal fuente podría ser los suelos y sedimentos contaminados.

Además, los valores de referencia empleados se tomaron considerando que pueden ser igual o más peligroso los EPT en polvo que en suelo.

La distribución observada en los mapas hace evidente que en la cabecera municipal el patrón de los vientos puede ser bastante complejo, lo que provoca una dispersión irregular de las diferentes fuentes, impidiendo apreciar la contribución de cada una.

Con los niveles de EPT encontrados en las muestras de polvo depositado en exteriores, hay que señalar a estos como una fuente importante de contaminación por EPT para el polvo de interiores, relación que ha sido observada y reportada por diversos autores para diferentes sitios, entre ellos los minero-metalúrgicos históricos y presentes (Murphy y col., 1989; Jabeen y col., 2001; Caravanos y col., 2006; Sigal y col., 2007), destacándose los metalúrgicos activos, donde la contribución de EPT del polvo exterior al interior es mayor.

7.6 EVALUACIÓN DE LA BIOACCESIBILIDAD DE EPT EN SUELO Y POLVO

Cuando el ser humano entra en contacto con un EPT contenido en suelo o en polvo, el EPT puede ingresar al organismo a través de la vía ingesta, lo cual sucede principalmente con los niños ya que ellos tienen más contacto con el suelo o polvo y tienden a llevarse las manos u objetos sucios a la boca. Después de que ocurre la ingestión de suelo y/o polvo contaminado, los EPT pueden ser

parcial o totalmente liberados de su matriz durante la digestión, la fracción que se moviliza desde suelo o polvo en los jugos digestivos se define como la fracción bioaccesible y se considera que ésta representa la cantidad máxima de contaminantes disponibles para la absorción intestinal que transporta los EPT a través de la pared intestinal y luego se introducen en el flujo sanguíneo (Oomen y col. 2003). Los EPT pueden ser biotransformados y excretados por el epitelio intestinal o el hígado, pero algunos no se metabolizan y se pueden distribuir por el cuerpo y ejercer un efecto tóxico, de tal forma que la biodisponibilidad oral de los EPT en el suelo o el polvo es el resultado combinado de la ingestión, bioaccesibilidad, absorción y la metabolización (Oomen y col. 2003).

En esta parte de la investigación, se buscó estimar la biodisponibilidad de los EPT en las muestras de suelo superficial y polvo depositado, con la finalidad de disminuir la incertidumbre en la estimación del riesgo para la salud, para lo cual se evaluó la bioaccesibilidad con el método SBRC que considera la extracción de la fracción bioaccesible de los EPT simulando únicamente las condiciones gástricas del proceso de digestión humana. Dicho método fue seleccionado por ser el que establece la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 para determinar la bioaccesibilidad de Pb en suelo, además de ser sencillo de implementar, reduciendo tiempo de análisis y costos. Este método *in vitro*, ha probado proveer una buena estimación de la biodisponibilidad de Pb (USEPA, 2007) y de As (Juhasz y col, 2007; Juhasz y col, 2009) al comparar la bioaccesibilidad del método *in vitro* contra la biodisponibilidad relativa de los métodos *in vivo*. Para el Cd, Juhasz y col. (2010), reportan que el método SBRC (fase gástrica) no es el mejor modelo para estimar la biodisponibilidad del Cd pero sí puede predecirla con cierto grado de confianza ($r^2 = 0.508$ a 0.579). Para el Cu, Zn y Mn, este procedimiento no ha sido validado en su capacidad de predecir la biodisponibilidad, no obstante también se utilizó para evaluar la bioaccesibilidad de estos EPT en este estudio.

Para llevar a cabo el análisis, primeramente se determinó la concentración total en las muestras de suelo y polvo que fueron seleccionadas de acuerdo a sus concentraciones totales de Pb y/o As superiores a los valores de referencia de la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, que fueran muestras de puntos de potencial exposición humana, tanto del área urbana como rural, presumiblemente contaminados por las diferentes fuentes de contaminación, y muestras del área de referencia. Todas las muestras fueron tamizadas a la fracción menor a $250 \mu\text{m}$, para posteriormente comparar la concentración total con la concentración bioaccesible. Cabe señalar que las muestras de suelo seleccionadas son independientes de las seleccionadas para polvo, es decir que no fueron tomadas en el mismo lugar.

En las Tablas 7.19 y 7.20, se presenta un resumen de las concentraciones totales y bioaccesibles de las muestras de suelo superficial y polvo depositado, respectivamente.

Tabla 7.19 Concentraciones totales y bioaccesibles de EPT en suelo superficial (fracción < 250 μm).

EPT	N	Concentración Total			Concentración Bioaccesible			VR/EMEG (mg/kg)
		Mín. (mg/kg)	Máx. (mg/kg)	Media (mg/kg)	Mín. (mg/kg)	Máx. (mg/kg)	Media (mg/kg)	
Pb	15	61	4176	1216	11	1755	421	400
As	15	14	1391	375	6	663	115	22
Cd	11	5	84	27	3	22	9	37
Zn	14	106	8621	2070	77	1459	509	21429
Mn	16	589	7247	2016	122	912	548	10000
Cu	16	43	6266	1447	11	2945	621	714

N: número de muestras; VR: Valor de Referencia para suelo de uso residencial para Pb, As y Cd según la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, y para Zn, Mn y Cu según las Guías de Evaluación para Medios Ambientales (EMEG).

En cuanto a las concentraciones bioaccesibles en suelo, se observa que la media registrada para Pb y As son superiores a sus respectivas concentraciones de referencia de la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, lo cual significa que el suelo, por presentar concentraciones bioaccesibles de Pb y As (o concentración específica total, según la NOM) superiores a sus respectivos VR, tendría que ser objeto de remediación. Cabe recordar que la NOM mencionada, no reconoce al método de bioaccesibilidad SBRC para establecer concentraciones específicas de As, por el contrario recomienda utilizar la concentración móvil de As para este efecto, y de acuerdo a ese criterio, no se recomendaría remediación de As en suelo ya que su fracción móvil no fue superior a la referencia. Sin embargo la concentración bioaccesible indicaría una situación contraria. En este punto se debe recordar que las muestras de suelo seleccionadas para la prueba de movilidad no son precisamente las mismas que las seleccionadas para la prueba de bioaccesibilidad, pues en la prueba de movilidad se buscó, entre otros criterios, seleccionar muestras de suelos agrícolas consideradas con mayor potencial de movilización, y las muestras para bioaccesibilidad, entre otros criterios, se tomaron de puntos de potencial exposición humana.

Para el caso del Cd, las concentraciones bioaccesibles no superaron la referencia de 37 mg/kg de la NOM, ni tampoco la concentración móvil, esta última sería la recomendada por la NOM para seleccionar como concentración específica.

Respecto al Zn, Mn y Cu, las concentraciones bioaccesibles fueron inferiores a los valores de referencia que se están empleando para este medio, es decir, las EMEG. Únicamente en el caso del

Cu, la concentración máxima registrada fue superior a la EMEG de 714 mg/kg, lo cual señala la necesidad de realizar la estimación del riesgo para la salud para el Cu en suelo.

Tabla 7.20 Concentraciones totales y concentraciones de EPT en polvo depositado (fracción < 250 µm).

EPT	N	Concentración Total			Concentración Bioaccesible			VR (mg/kg)
		Mín. (mg/kg)	Máx. (mg/kg)	Media (mg/kg)	Mín. (mg/kg)	Máx. (mg/kg)	Media (mg/kg)	
Pb	12	230	1231	747	129	783	372	400
As	12	110	766	246	27	365	87	22
Cd	10	6	24	12	2	12	5	37
Zn	13	418	2691	1122	177	1388	564	214286
Mn	13	596	1759	994	191	708	375	100000
Cu	13	295	6153	1304	96	3936	654	7143

N: número de muestras; VR: Valor de Referencia para suelo de uso residencial para Pb, As y Cd según la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, y para Zn, Mn y Cu según las Guías de Evaluación para Medios Ambientales (EMEG).

Para el polvo (Tabla 7.20), las concentraciones bioaccesibles medias de Pb y As fueron superiores a sus respectivos VR en suelo, recordando que se utilizaron estas referencias por no existir valores de referencia específicos para polvo. Estas concentraciones bioaccesibles indican que debe realizarse la estimación del riesgo para la salud por As y Pb en el polvo. Por otra parte, el Cd, Zn, Mn y Cu en el polvo registraron concentraciones bioaccesibles inferiores a sus respectivas EMEG para polvo.

En las Tablas 7.21 y 7.22, se presenta la fracción expresada en porcentaje de los EPT en suelo y polvo, respectivamente, que puede ser absorbida por el organismo bajo condiciones gástricas. Para cada elemento se presenta la media, el mínimo y el máximo porcentaje bioaccesible.

Tabla 7.21 Resumen estadístico del porcentaje bioaccesible de EPT en muestras de suelo superficial.

Elemento	No. Muestras	Media (%)	Mín. (%)	Máx. (%)	D.E.
Pb	15	37	5	71	19.9
As	15	43	7	96	27.8
Cd	11	37	17	64	12.5
Zn	14	35	4	73	20
Mn	16	37	6	71	17.7
Cu	16	51	3	76	22.6

Para el suelo, las bioaccesibilidades máximas se dieron en el siguiente orden: As>Cu>Zn>Pb,Mn>Cd. Para cada elemento se observaron variaciones importantes, pues los intervalos entre bioaccesibilidades máximas y mínimas son amplios. Para el polvo, el orden de los

elementos más bioaccesibles fue el siguiente: Cu>Zn>As>Pb,Cd>Mn. Estas variaciones en la bioaccesibilidades en suelo y polvo, pueden atribuirse a diversos factores como la especiación de los elementos, el tamaño de la partícula, su morfología y la mineralogía que conforma la muestra (Ruby y col., 1999; Reeder y col., 2006; Meunier y col., 2010).

Tabla 7.22 Resumen estadístico del porcentaje bioaccesible de EPT en muestras de polvo depositado.

Elemento	No. Muestras	Media (%)	Mín. (%)	Máx. (%)	D.E.
Pb	12	49	30	65	12.6
As	12	36	8	72	16.9
Cd	10	39	18	65	14.8
Zn	13	52	23	78	15
Mn	13	38	23	55	11.8
Cu	13	42	18	87	18.5

En las Figuras 7.27 a 7.32, fueron representadas la ubicación de las muestras y el porcentaje bioaccesible de los EPT tanto en suelo como en polvo. Los porcentajes bioaccesibles se clasificaron en grupos de bioaccesibilidades bajas, medias y altas, considerando como bioaccesibilidades bajas aquellas por debajo de 20%, medias a aquellas entre 20 y 40%, y las bioaccesibilidades altas cuando superan el 40%. Tal clasificación fue hecha considerando como valor medio el 30%, que es el valor predeterminado empleado en el modelo biocinético de exposición integral al plomo IEUBK 1.1 para biodisponibilidad de Pb en suelo. Cabe señalar que este criterio de clasificación fue establecido únicamente para esta investigación con fines explicativos y comparativos.

Además, considerando la influencia de las especies químicas en la bioaccesibilidad de EPT y sus fuentes, a las que se han asociado bioaccesibilidades similares a las registradas en este estudio (Tabla 7.23).

Tabla 7.23 Bioaccesibilidades y biodisponibilidades reportadas diferentes especies de Pb.

Especies de Pb	Bioaccesibilidades*	Biodisponibilidades**
Sulfuros de Pb	< 2 a 7%	Bajas
Sulfatos y arseniatos complejos de Pb	Hasta 85%	Bajas
Óxidos de Pb	72 a 82 %	Medias-altas
Sulfatos de Pb	92 a 100%	Bajas-medias
Carbonatos de Pb	92 a 100%	Medias-altas
Acetatos, nitratos, haluros de Pb	Hasta 100%	altas

* Basados en los estudios de Henningsen y col., 1998; Razo, 2006; Schaidler y col., 2007 y Bosso y Enzweiler, 2008;

** Basados en Rubi y col., 1999;

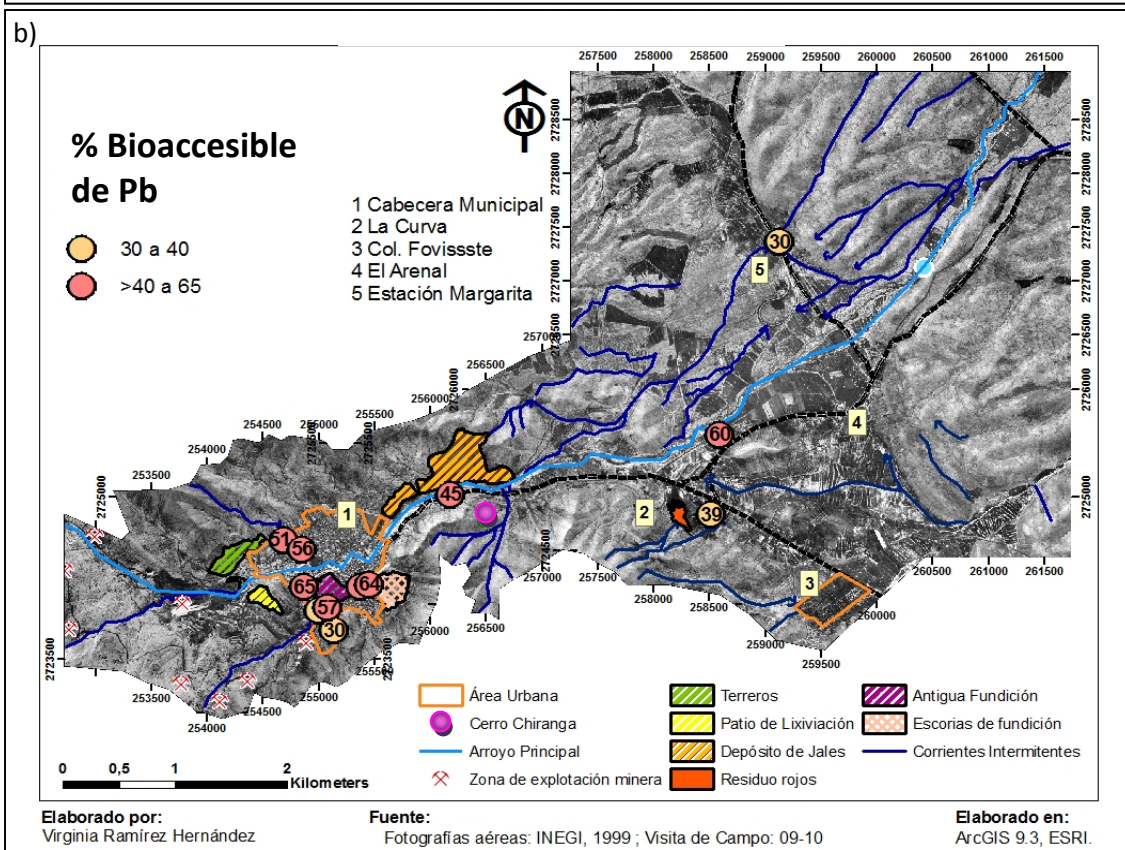
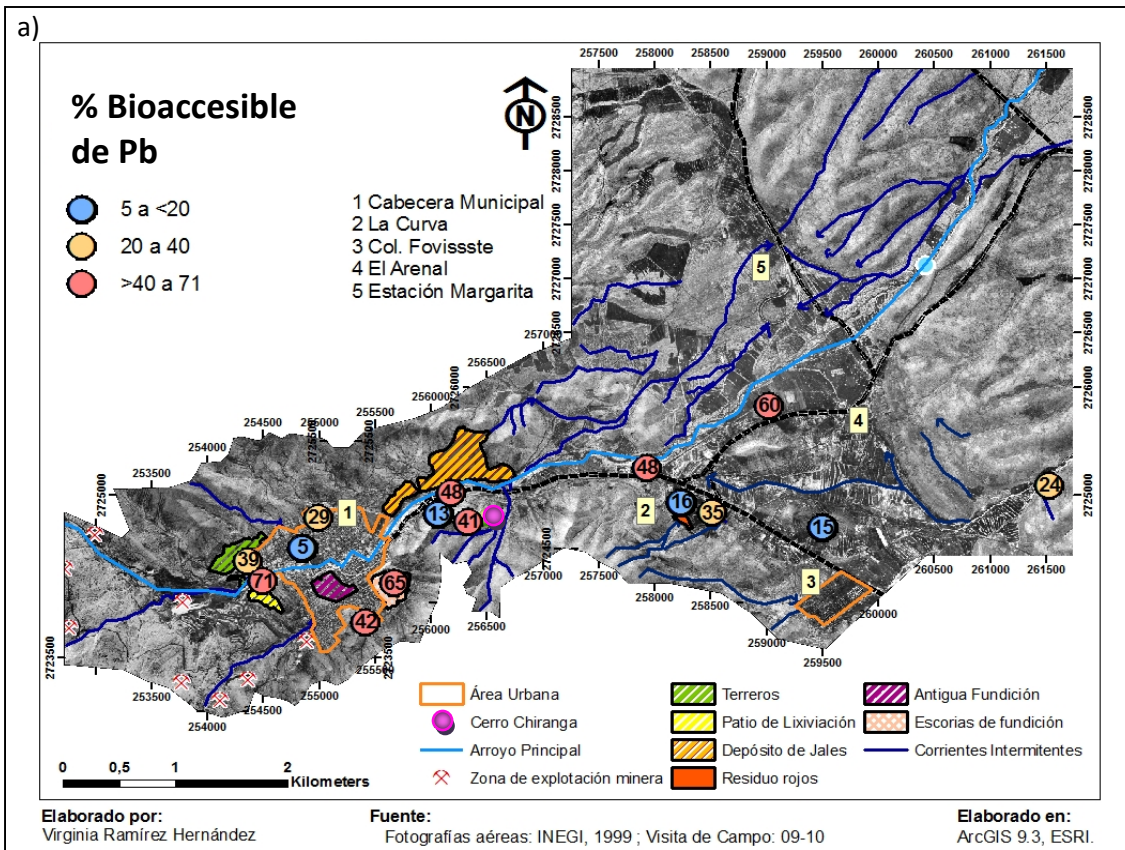


Figura 7.27 Distribución de la bioaccesibilidad gástrica (%BG) de Pb. a) Suelo y b) Polvo.

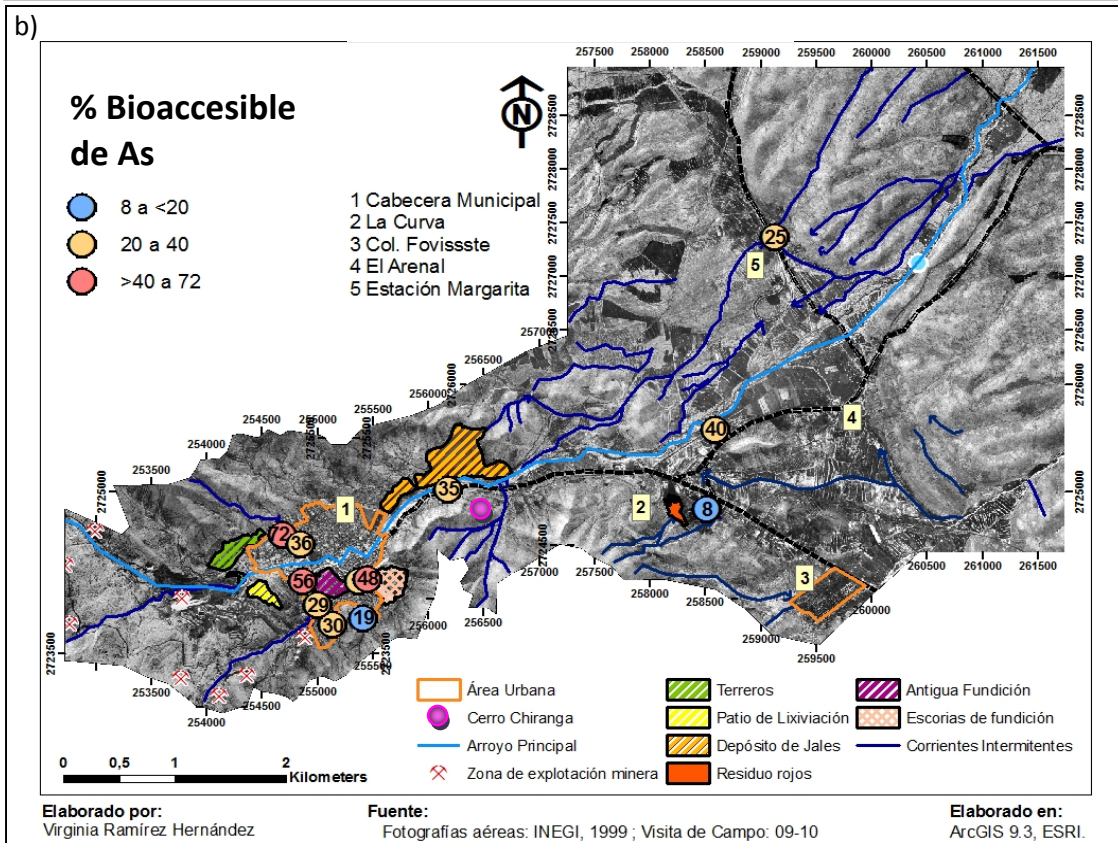
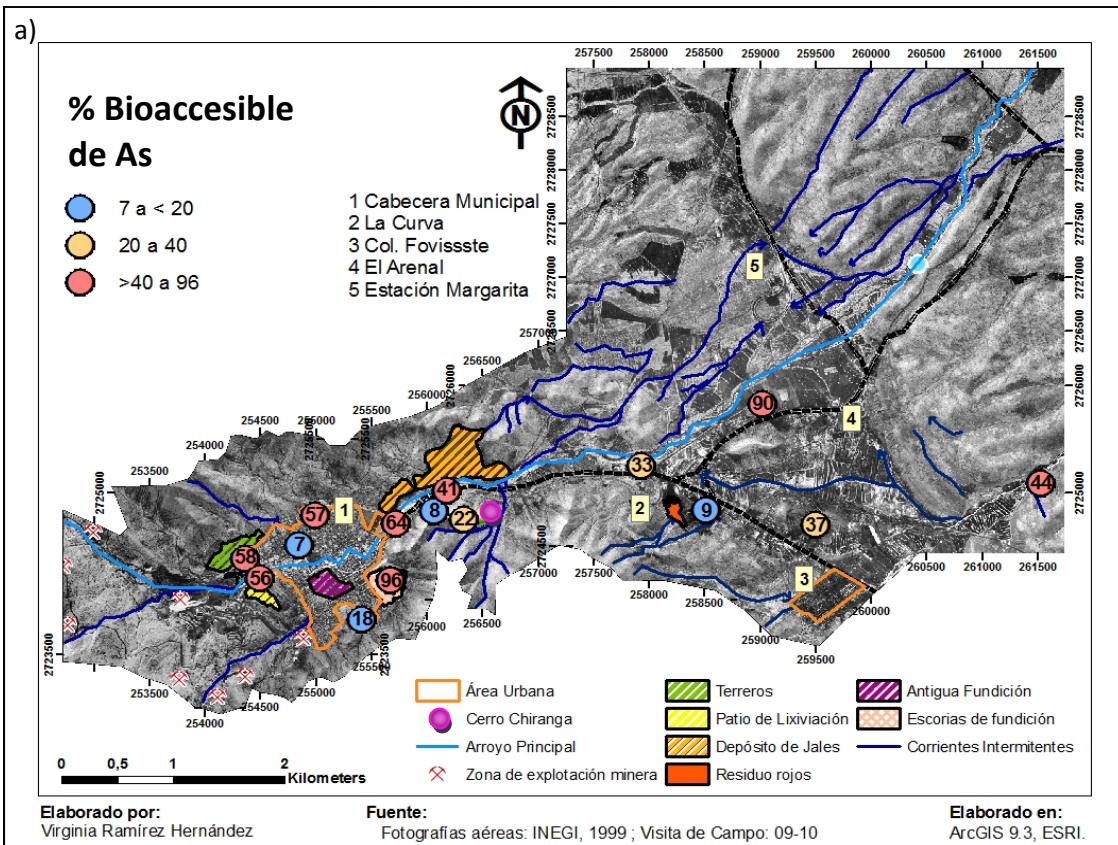


Figura 7.28 Distribución de la bioaccesibilidad gástrica (%BG) de As: a) Suelo y b) Polvo.

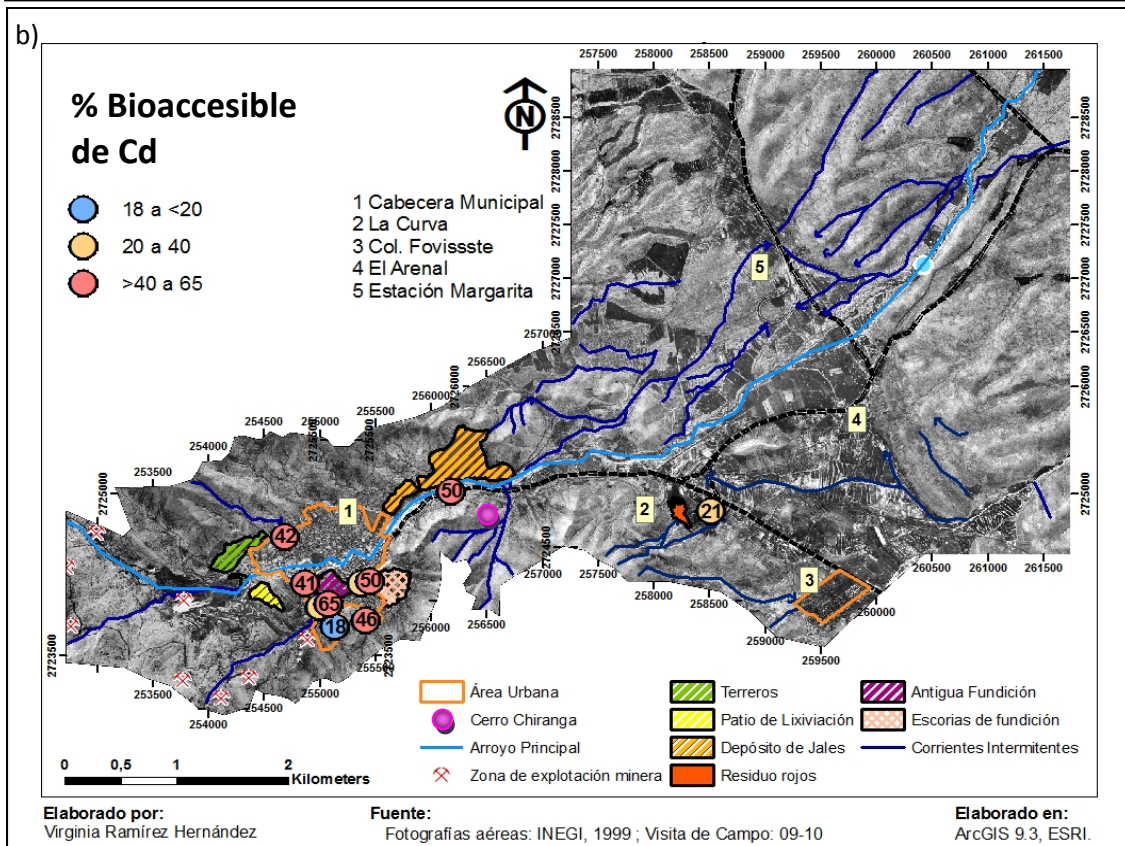
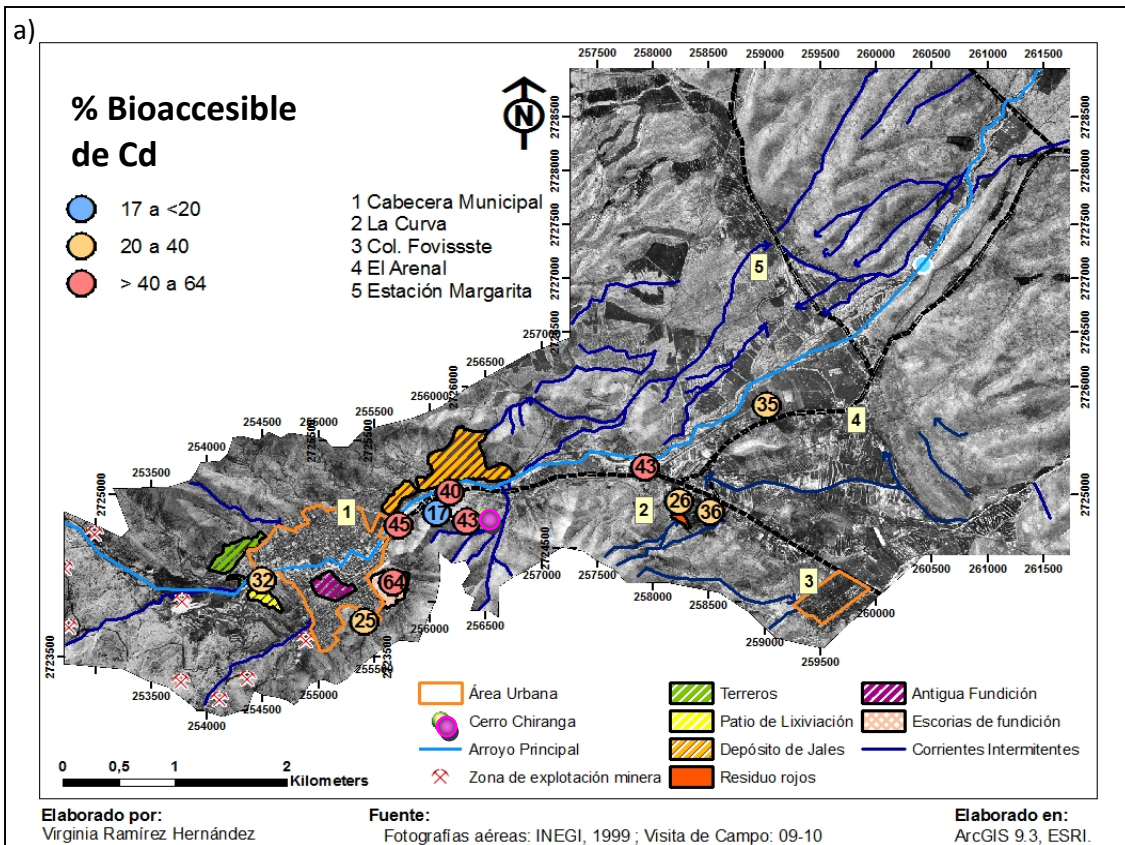


Figura 7.29 Distribución de la bioaccesibilidad gástrica (%BG) de Cd: a) Suelo y b) Polvo.

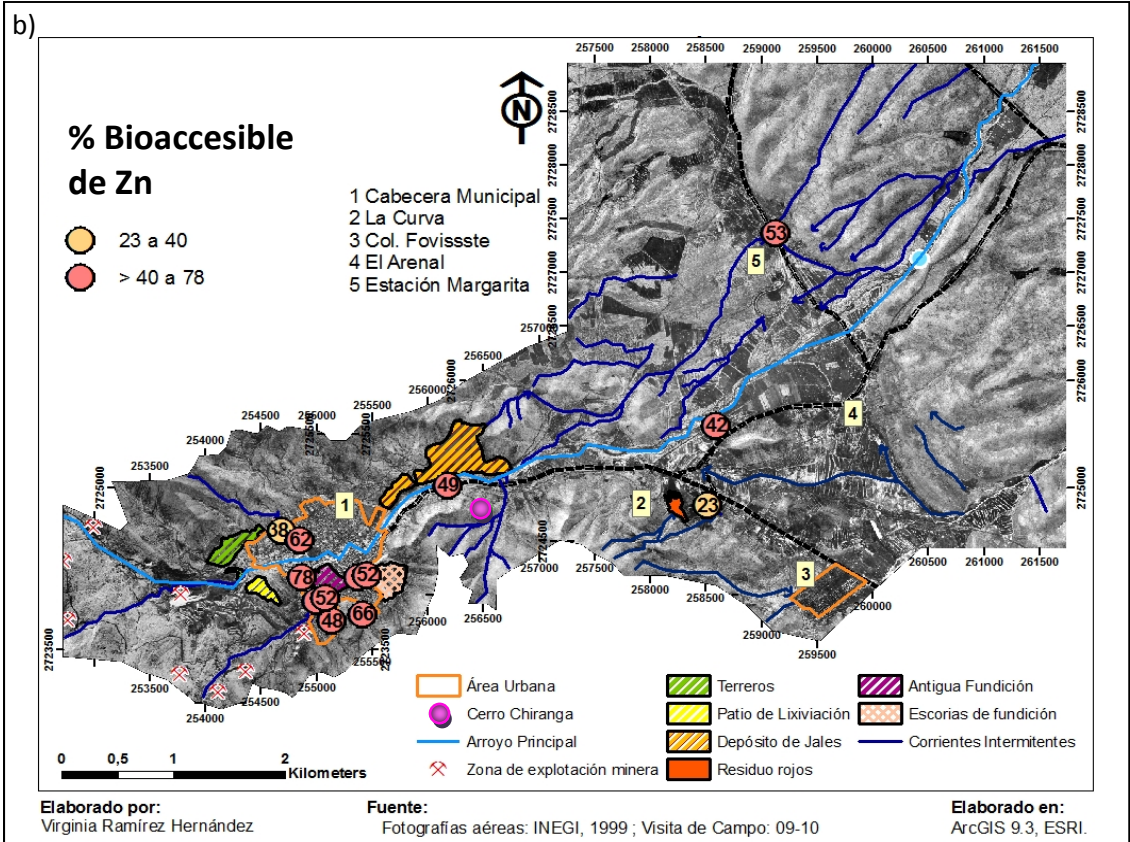
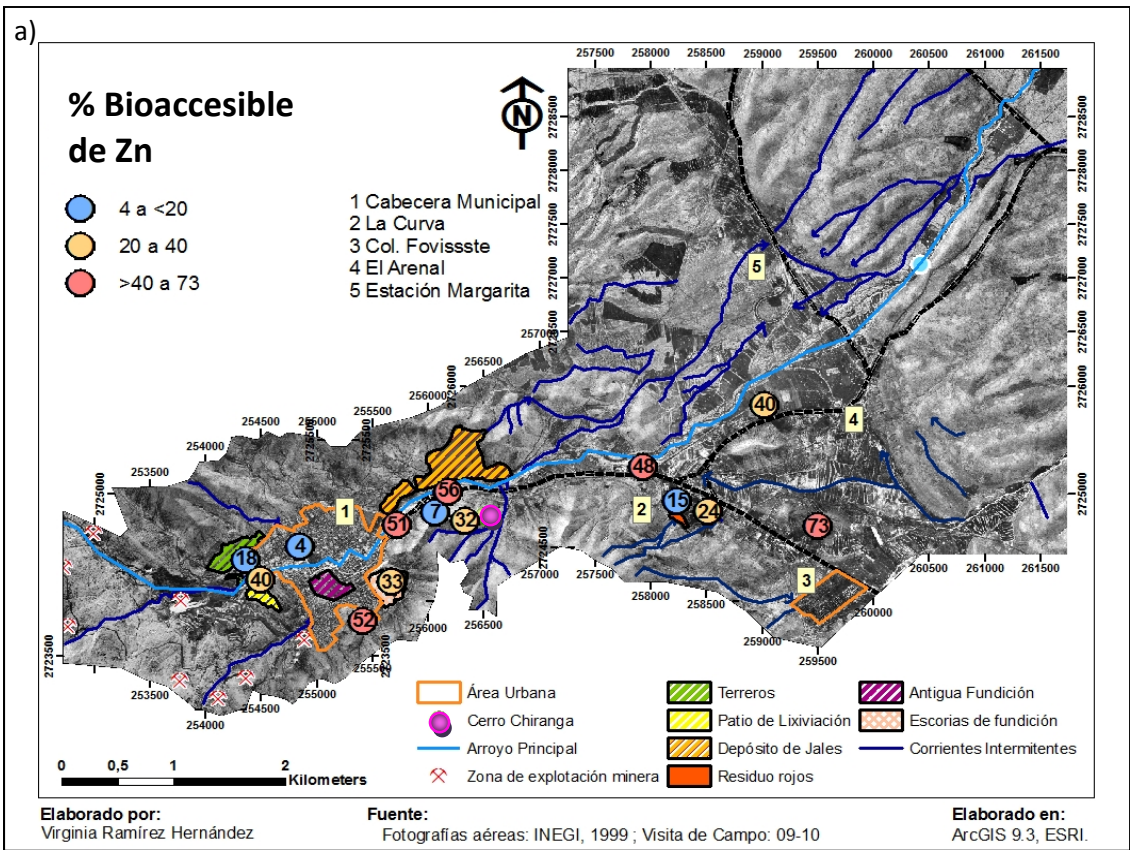


Figura 7.30 Distribución de la bioaccesibilidad gástrica (%BG) de Zn: a) Suelo y b) Polvo.

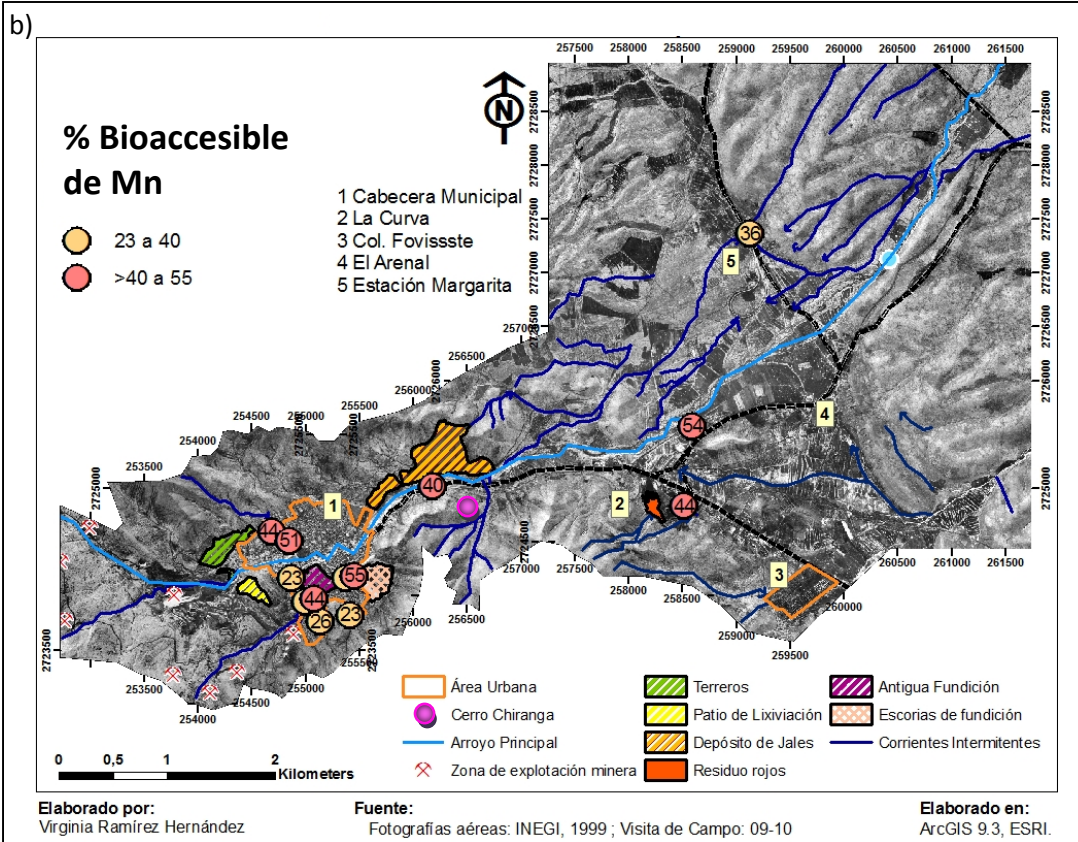
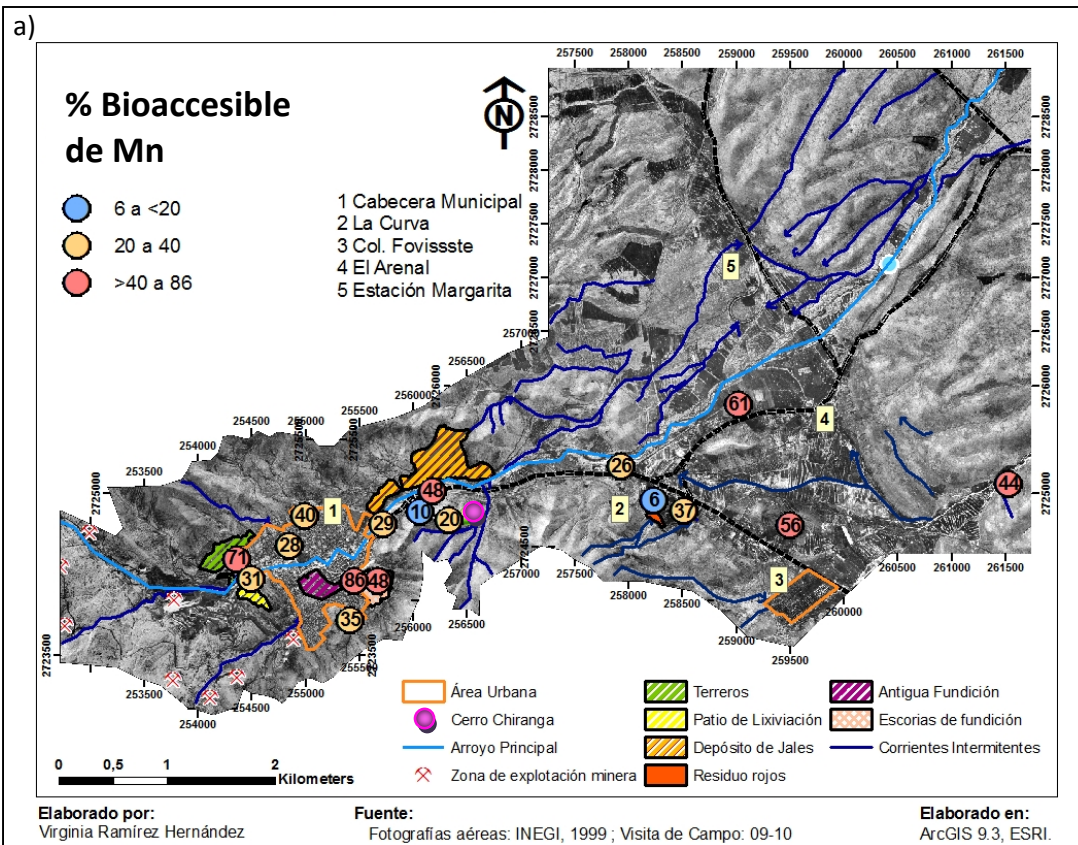


Figura 7.31 Distribución de la bioaccesibilidad gástrica (%BG) de Mn: a) Suelo y b) Polvo.

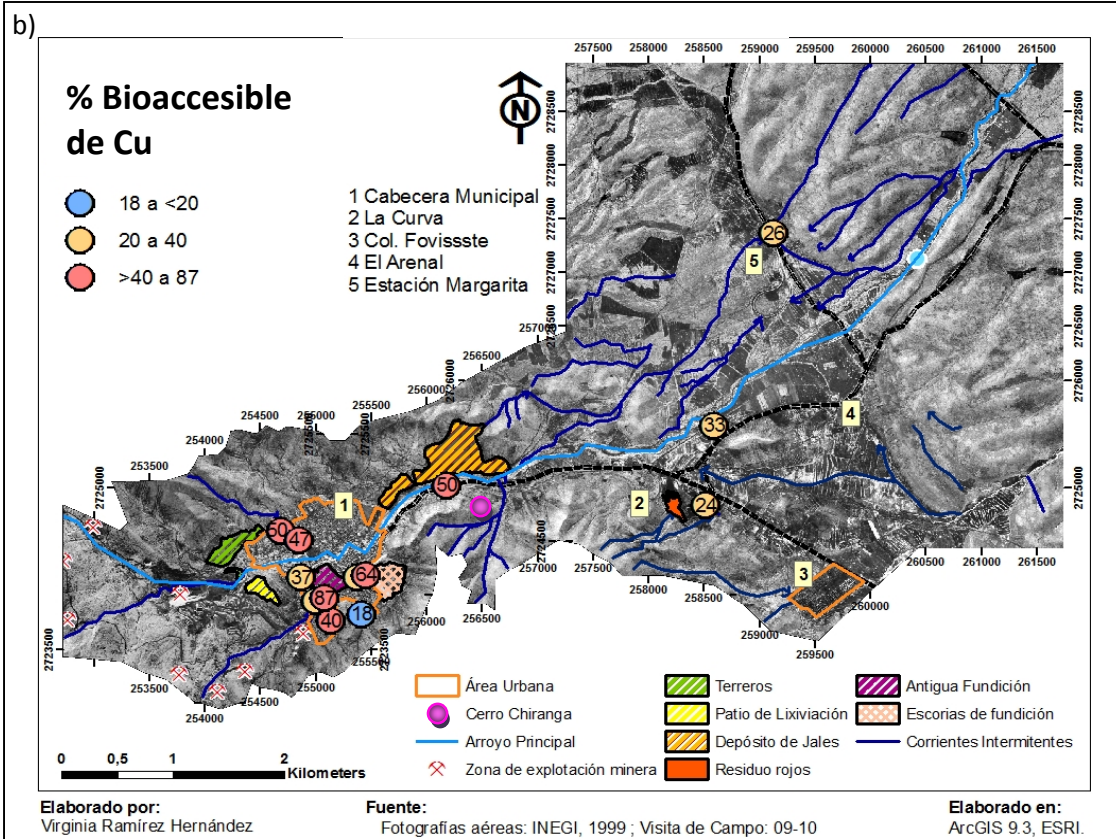
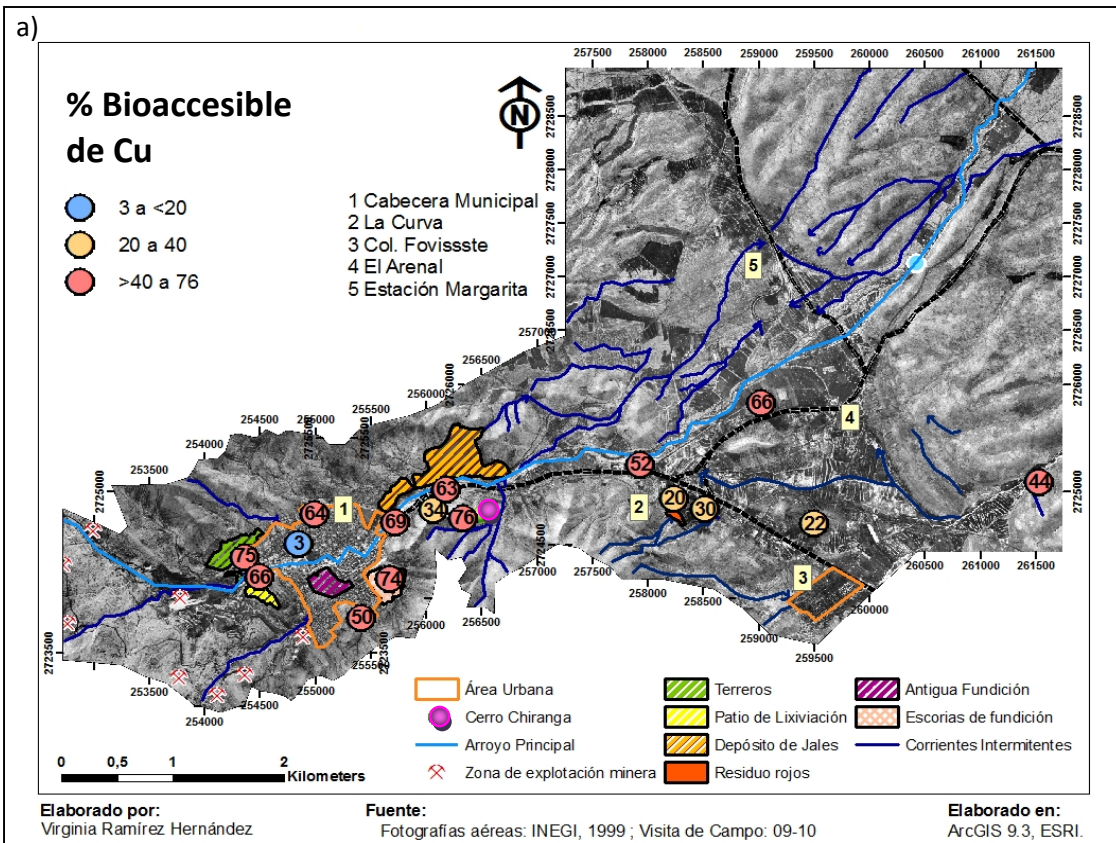


Figura 7.32 Distribución de la bioaccesibilidad gástrica (%BG) de Cu: a) Suelo y b) Polvo.

En general, para especies sulfuradas de Pb se han reportado las bioaccesibilidades más bajas, es el caso de la galena (PbS) que es una de las especies más comunes en las que se presenta el Pb, en sitios mineros y para la cual se han reportado bioaccesibilidades gástricas de < 2 a 7% (Razo, 2006; Schaidler y col., 2007; Bosso y Enzweiler, 2008). La piromorfita ($Pb_5(PO_4)_3Cl$), que es una especie que suele presentarse en las zonas de alteración de los yacimientos de galena, ha registrado bioaccesibilidades bajas, similares a la galena o ligeramente mayores (Ruby y col., 1999; Bosso y Enzweiler, 2008), aunque Razo (2006) reporta para la piromorfita bioaccesibilidades de hasta 85%. Una especie muy similar a la piromorfita, física y químicamente, es la mimetita ($Pb_5(AsO_4)_3Cl$), la cual se encuentra también en las zonas oxidadas de los yacimientos de Pb, y que se esperaría fuera poco bioaccesible, sin embargo se han llegado a registrar bioaccesibilidades de 34 a 50% para ésta (Razo, 2006). Otras especies minerales de Pb son la anglesita ($PbSO_4$) y cerusita ($PbCO_3$), las cuales son producto de la alteración de la galena, y para ambas se ha reportado, bajo el método SBRC, bioaccesibilidades elevadas, cercanas a 100% (Razo, 2006; Schaidler y col., 2007; Bosso y Enzweiler, 2008). Estas bioaccesibilidades tan elevadas son comparables con las reportadas para las especies más solubles de Pb, como lo son el $PbCH_3COO$, $Pb(NO_3)_2$ y Pb_3O_4 (Razo, 2006; Bosso y Enzweiler, 2008). Cabe señalar que estos valores mencionados son de pruebas *in vitro* de bioaccesibilidad gástrica, y que se han reportado valores diferentes de biodisponibilidad para estas especies bajo técnicas *in vivo*, como es el caso de la anglesita, para la cual se reportan biodisponibilidades <25% (Henningsen y col., 1998, Ruby y col., 1999). Davis y col. (1996) sugieren que estas diferencias pueden deberse a que en los métodos *in vivo*, la membrana biológica del intestino disminuye la fracción de los EPT que pasarán al torrente sanguíneo, mientras que en el método SBRC sólo se simula la etapa gástrica donde se puede disolver una fracción mayor de los EPT, y en este caso, el método utilizado establece condiciones suficientemente agresivas para disolver estas fases.

Respecto a las especies de Pb asociadas a la fundición, se encuentran los óxidos de Pb, para los cuales se han reportado bioaccesibilidades de 72 a 82%, y en residuos tipo escorias, con altos contenidos de PbO hasta de 76% (Bosso y Enzweiler, 2008).

Los antecedentes del sitio de estudio reportan que el Pb se presenta en forma de galena principalmente, aunque también se han identificado fases alteradas a cerusita por los procesos de oxidación de la galena y la abundancia de calcita ($CaCO_3$) (Buseck, 1966; Martínez-Hernández, 2008). Además de la galena y cerusita, otras especies que pueden encontrarse en el sitio son la

anglesita, que también es producto de la alteración de la galena, y PbO como producto de la antigua fundición.

Todas las bioaccesibilidades registradas en el sitio de estudio coinciden con las reportadas para las especies de Pb con mayor probabilidad de presentarse en los medios evaluados. No obstante, no se puede asegurar que alguna especie química de Pb en particular se presente en determinados lugares del área de estudio. En la Figura 7.27 se puede observar la gran variabilidad espacial de las bioaccesibilidades de Pb, tanto en suelo como en polvo. En el caso del suelo, se observan bioaccesibilidades bajas en la ciudad, a un costado de los jales, y en la localidad La Curva. Se registraron bioaccesibilidades medias en las muestras de suelo del área de referencia, de La Curva, y del norte de la ciudad. Las muestras con bioaccesibilidades elevadas se registraron al sur de la ciudad, a un costado de los patios de lixiviación, a un costado de las presas de jales, en el cerro La Chiranga, en La Curva y al este del área rural. La muestra colectada a un costado de las presas de jales, en un patio de casa, presentó una bioaccesibilidad comparable con la máxima reportada por Martínez-Hernández (2008) para los jales, que fue de 48%.

Respecto al polvo, ninguna de las muestras presentó bioaccesibilidad baja de Pb. Las muestras con bioaccesibilidades medias se registraron al sureste de la ciudad, en La Curva y en Estación Margarita. La mayoría de las muestras registraron bioaccesibilidades superiores al 40%, es decir que son bioaccesibilidades altas, y abarcan muestras de polvo del área rural como del área urbana.

Estos resultados de suelo y polvo muestran una amplia variabilidad espacial de las bioaccesibilidades, ya que de una muestra a otra contigua, los valores de bioaccesibilidad son muy diferentes. Tampoco es posible señalar bioaccesibilidades asociadas con fuentes específicas de contaminación. Debe recordarse que el viento juega un papel muy importante en el transporte de EPT, y que probablemente ésta sea una de las causas de la variabilidad de las bioaccesibilidades registrada en el área de estudio.

Es probable que en cada una de las muestras se presenten más de una especie de Pb y que además se encuentren en diferentes proporciones. En aquellas muestras con bioaccesibilidades más altas, seguramente se encontrarán en mayor proporción las especies más bioaccesibles como la cerusita (PbCO_3), anglesita (PbSO_4) y óxidos de Pb, mientras que en aquellas con bajas bioaccesibilidades se esperaría mayor proporción de la galena (PbS).

Comparando las bioaccesibilidades de Pb en suelo contra las registradas en polvo, fueron mayores las del polvo ya que casi todas las muestras de polvo tienen altas bioaccesibilidad. Lo anterior puede

explicarse por el tamaño de partícula, mientras más pequeña es la partícula tiene mayor relación de superficie a volumen, lo cual hace que sean más solubles, resultado en una mayor bioaccesibilidad (Ruby y col., 1999).

Para el As, el intervalo de bioaccesibilidad registrado en suelo va de 7 a 96%, y en polvo de 8 a 72%. La especiación de As, el tamaño de partícula, la mineralogía de la muestra y su morfología, son factores muy importantes que determinan la bioaccesibilidad de este EPT (Ruby y col. 1999). De manera similar al Pb, se realizó una revisión bibliográfica para identificar a que especies de As se han asociado bioaccesibilidades similares a las reportadas en esta investigación.

Tabla 7.24 Bioaccesibilidades y biodisponibilidades reportadas diferentes especies de As.

Especies de As	Bioaccesibilidades*	Biodisponibilidades**
Sulfuros de As	< 1%	Bajas
Arseniato de Fe, As retenido a hidróxidos u oxyhidróxidos de Fe	Hasta 10%	Medias
Arseniato complejo de Pb y Fe-Ca	Hasta 49%	Bajas-medias
Óxidos de As	Hasta 66%	altas
Arseniato de Na	92 a 102%	altas

* Basadas en los estudios de Carrizales y col., 2006; Razo, 2006; Juhasz y col., 2009; Meunier y col., 2010.

** Rubi y col., 1999.

En la Tabla 7.24 se presentan algunas especies de As para las que se han reportado bioaccesibilidades similares a las registradas en el área de estudio. Dos de las especies de As más comunes en los sitios mineros son la arsenopirita (FeAsS) y la enargita (Cu_3AsS_4), para las cuales se han reportado bioaccesibilidades bajas (<1%) (Razo, 2006; Meunier y col., 2010). Otra especie común en sitios mineros donde hay yacimientos de plomo, es la mimetita ($\text{Pb}_5(\text{AsO}_4)_3\text{Cl}$), para la cual Razo (2006) ha reportado bioaccesibilidades gástricas de hasta 49%. Este valor de bioaccesibilidad también ha sido reportado para arseniats de Fe-Ca (Meunier y col, 2010). Bioaccesibilidades bajas, de 1 a 10%, se han reportado para especies como arseniats de Fe y As adsorbido a hidróxidos u oxihidróxidos de Fe. Como subproducto de la fundición, se puede tener al óxido de As (As_2O_3), al cual se le atribuye biodisponibilidades altas (Ruby y col., 1999). Bioaccesibilidades tan altas de As, como la registrada en el sitio de estudio de 96%, sólo han sido reportadas para las especies más solubles de As, por ejemplo, el arseniato de sodio (NaHAsO_4). Este arseniato suele emplearse para control de calidad del método de bioaccesibilidad, y se han reportado bioaccesibilidades desde 92 a 102% (Ruby y col., 1996; Razo, 2006). También se han reportado valores de bioaccesibilidad de 92% para suelos contaminados con herbicidas de As

(Juhasz y col., 2009). Cabe señalar las bioaccesibilidades tan elevadas de As, registrados en el sitio de estudio, pueden considerarse una sobrestimación de la biodisponibilidad de As. Algunos autores reportan que los métodos *in vitro* que simulan la fase gástrica pueden sobrestimar la biodisponibilidad de As, ya que se ha observado que así ocurre al comparar métodos *in vitro* con métodos *in vivo*, inclusive se ha reportado que una sobreestimación de hasta 11%, dependiendo del modelo animal empleado (Ruby y col., 1996).

Sin embargo, es posible emplear estos datos para señalar aquellas muestras con bioaccesibilidades bajas, medias y altas. Para el sitio de estudio se han reportado fases minerales de As como arsenopirita (FeAsS), enargita (Cu_3AsS_4), y tennantita ($\text{Cu}_{12}\text{As}_4\text{S}_{13}$), a las cuales se asocian bioaccesibilidades bajas. La alteración de estos minerales, así como la presencia de Pb, Mn o Fe (con los cuales el As puede coprecipitar como óxidos), pueden generar especies con mayores bioaccesibilidades. Como subproducto de la fundición, en el sitio podrían encontrarse óxidos de arsénico (como As_2O_3) y óxidos de As-Pb (ya que en la tennantita el Cu suele ser sustituido por el Pb), los cuales tendrían bioaccesibilidades más altas.

En la Figura 7.28 se puede observar la distribución espacial de la bioaccesibilidad de As registrada en suelo y polvo. En el caso del suelo, se observa que las bioaccesibilidades bajas corresponden a muestras al sur y norte de la ciudad, de un costado de las presas de jales, y cercanas a los residuos rojos. Las bioaccesibilidades medias se registraron en muestras del cerro La Chiranga, cercanas de los residuos rojos, y en las cercanas a la Colonia Fovissste. Las muestras con bioaccesibilidades altas se registraron en la ciudad, a los costados de las presas de jales y en el área rural. Las muestras próximas a los jales presentaron porcentajes de bioaccesibilidad más elevados que los reportados previamente para estos residuos de 0.5 a 11% (Martínez-Hernández, 2008). Es importante señalar la variabilidad de la bioaccesibilidad observada en un mismo residuo, la cual se debe a los diferentes grados de alteración y los procesos de beneficio que originan diferentes especies químicas con diferentes bioaccesibilidades. Se ha visto en este estudio, que los jales son fuente principal de contaminación de As, así que la variabilidad de la bioaccesibilidad en los jales también se reflejaría en el suelo y polvo impactados por este residuo. Además, la alteración de las especies portadoras de As que se depositan en suelo no es similar a la que ocurre en los depósitos, y por lo tanto, generan productos diferentes.

Para el polvo, las bioaccesibilidades bajas de As se registraron al sur de la ciudad y cerca de los residuos rojos. Las bioaccesibilidades medias abarcan muestras en diferentes puntos de la ciudad, a

los costados de los jales y en el área rural. Sólo en el centro y noreste de la ciudad se presentaron bioaccesibilidades altas de As. En el polvo también es notable la variabilidad espacial de la bioaccesibilidad, en la que estarían influyendo más de una fuente de contaminación por lo que se piensa que las proporciones de especies de As en cada muestra sean otro factor que determina la variabilidad. Los factores de dispersión, destacándose el viento, serían los responsables de mezclar en diferentes proporciones a las especies de As, pero también hay que señalar la variabilidad de la bioaccesibilidad en las propias fuentes, como los jales.

El tamaño de partícula puede ser otro factor que determina la bioaccesibilidad de As, así se pudo comprobar al comparar las bioaccesibilidades del suelo contra las de polvo, aunque en suelo se registraron valores extremos, la mayoría de las muestras de polvo tienen concentraciones medias y altas y muy pocas son bajas.

Para el Cd, Zn, Mn y Cu son pocos los trabajos que investigan su bioaccesibilidad en suelo o polvo, y los que se han realizado, no reportan las especies portadoras de estos EPT, por lo que a continuación se describe de forma general las bioaccesibilidades registradas para estos EPT, en cuanto a bioaccesibilidades bajas, medias y altas.

Para el Cd, el rango de bioaccesibilidad encontrado en suelo fue de 17 a 64% y en polvo de 18 a 65%, los cuales son similares por lo que tal vez el tamaño de partícula no sea un factor determinante de la bioaccesibilidad de Cd. Para otros sitios minero-metalúrgicos, se han reportado intervalos de bioaccesibilidad de 60 a 85% (Razo, 2006), y para otros suelos contaminados, van de 50 a 100% (Gron y Andersen, 2003), por lo que los registrados en el sitio de estudio parecen ser bajos. Las bioaccesibilidades altas se registraron en muestras del área urbana, donde destaca la muestra de la unidad deportiva. Los suelos presuntamente impactados por los jales, presentaron una bioaccesibilidad entre 40 a 45%. El estudio de Martínez (2008) reportó un intervalo de 0.1 a 80% de bioaccesibilidad de Cd en éstos residuos. Las muestras con bioaccesibilidades medias se registraron al sur y suroeste de la ciudad y en el área urbana. Las bajas bioaccesibilidades se encontraron en el cerro La Chiranga. Para los suelos de referencia no se cuenta con datos de bioaccesibilidad porque la concentración en el extracto fue menor al límite de detección.

El Cd en el polvo presentó una importante variabilidad espacial, pues en una misma zona se presentaron bioaccesibilidades bajas, medias y altas.

Para el Zn, en suelo se registraron bioaccesibilidades de 4 a 73%, mientras que en polvo fueron de 23 a 78%. Para otros sitios impactados por Zn, se han reportado bioaccesibilidades de 5 a 50%

(Gron y Andersen, 2003; Razo, 2006). En la Figura 7.30 se observa que en suelo, las bioaccesibilidades bajas de Zn se encuentran al noroeste de la ciudad, así como también en La Curva. Las bioaccesibilidades medias se hallaron al sur de la ciudad, en el cerro La Chiranga y en el área rural. En cuanto a las concentraciones altas, éstas se registraron al sur de la ciudad, a un costado de los jales, en la Curva y cerca de la localidad Colonia Fovissste. Para el polvo, no hay bioaccesibilidades bajas de Zn, las medias se hallan al noroeste de la ciudad y cerca a los residuos rojos, y las bioaccesibilidades altas en casi toda la ciudad.

Para el Mn, los intervalos de bioaccesibilidad encontrados van de 6 a 71% en suelo, y de 23 a 55% en polvo. La Figura 7.31 muestra el comportamiento de la bioaccesibilidad en el área de estudio. Se observa que para suelo, las bioaccesibilidades bajas se registraron cerca a los jales y a residuos rojos, las medias rodeando toda la ciudad, y las elevadas al este y noroeste de la ciudad. En el polvo, las bioaccesibilidades de Mn sólo son medias y altas, las medias se ubican al suroeste de la ciudad y en Estación Margarita, y las altas en el centro y norte de la ciudad, a un costado de los jales y residuos rojos.

Para el Cu, los intervalos registrados en suelo y polvo van de 3 a 76% y de 18 a 87%, respectivamente. Para este EPT, hay reportes que indican bioaccesibilidades de 24 a 63% en sitios minero-metalúrgicos, y de 10 a 90% para otros suelos impactados (Razo, 2006; Gron y Andersen, 2003). En la Figura 7.32 se observa que las bioaccesibilidades bajas en los suelos corresponden al norte de la ciudad, las medias al área rural, y las altas por toda la ciudad y el área rural. Al comparar con los resultados de bioaccesibilidad de Cu reportados para los jales (hasta 68%) (Martínez-Hernández, 2008) vemos que son muy similares a los encontrados en los suelos impactados por estos residuos.

Para polvo, las bioaccesibilidades bajas de Cu se ubicaron al sur de la ciudad, las medias en el centro de la ciudad y el área rural, y las altas al norte y sur de la ciudad.

Para saber si la concentración total es un factor que interviene en la fracción bioaccesible, se realizó un análisis de correlación de Pearson entre la concentración total de EPT en suelo ($>250 \mu\text{m}$) y su bioaccesibilidad. En este estudio se encontró que no hay correlación estadísticamente significativa, es decir que para los EPT del suelo la concentración total de EPT no es un factor determinante de la bioaccesibilidad de éstos. Caso contrario ocurrió con los EPT del polvo, donde el análisis de correlación Pearson, señala que para el Pb, Cu y Zn si hay una correlación positiva y

estadísticamente significativa ($p < 0.01$) entre la concentración total y la bioaccesible, es decir que a mayor concentración de estos EPT se presenta una mayor bioaccesibilidad.

También se llevó a cabo un análisis de correlación entre la bioaccesibilidad de los EPT, el cual señaló que únicamente la correlación de la bioaccesibilidad de Pb y Cu es estadísticamente significativa ($p < 0.01$), es decir que aquellas muestras con bioaccesibilidades altas de Pb también presentaron bioaccesibilidades altas de Cu, lo cual indica que en las mismas muestras hay una proporción de especies bioaccesibles tanto de Pb como de Cu lo cual puede sugerir un mismo origen de los EPT. Entre el resto de los EPT no hay correlación, lo que se puede deber a la gran variabilidad espacial registrada.

7.7 ESTIMACIÓN DEL RIESGO PARA LA SALUD

Gracias a la caracterización de los medios ambientales, fueron identificados niveles elevados de algunos EPT en varios medios ambientales, a los cuales puede estar expuesta la población del área de estudio. Con el análisis de riesgo para la salud que se presenta a continuación se buscó estimar la posibilidad de que los niveles de EPT registrados en Concepción del Oro produzcan efectos adversos en la salud de sus habitantes. Para hacer la estimación del riesgo en la salud se siguió parte de la metodología de la Organización Panamericana de la Salud, y consistió en la selección de los contaminantes críticos, definición de las rutas de exposición, estimación de la dosis de exposición, la caracterización del riesgo y finalmente se calificó el sitio de acuerdo a los resultados del análisis.

7.7.1 Contaminantes críticos

La estimación del riesgo para la salud se realizó para aquellos EPT que se encontraron en concentraciones superiores a los valores de referencia propuestos para suelo y agua. En el caso de suelo y polvo, aquellos que superaran la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, o en su defecto la EMEG, y para agua la NOM-127-SSA1-1994 o las guías de calidad del agua de la OMS. Así como también se consideró aquellos EPT presentes en más de un medio ambiental, sus efectos tóxicos y si la presencia del EPT es de preocupación social.

Obedeciendo a estos criterios de selección, la estimación se realizó para Pb, As, Cd, Cu y Se. De estos, Pb y As fueron identificados en niveles elevados en los tres medios ambientales, el Cd en suelo y polvo, y el Se sólo en agua.

7.7.2 Rutas de exposición

Una vez seleccionados los contaminantes críticos, es necesario identificar las rutas de exposición. La ruta de exposición es el camino que siguen los EPT para llegar a la población, y está conformada por la fuente de contaminación, el o los medios impactados por los EPT, los puntos de exposición donde las personas entran en contacto con los EPT, la vía de exposición por medio de la cual el EPT ingresa al organismo y finalmente la población receptora.

En la Tabla 7.24 se definen las rutas de exposición identificadas en el sitio y sus componentes, para los elementos seleccionados.

Las rutas identificadas son suelo, polvo de exteriores y agua, pero además se proponen como rutas potenciales de exposición al polvo de interior, aire y alimentos.

La ruta suelo tiene como fuentes de Pb, As, Cd y Cu, a los depósitos de jales, la mineralización de Pb-Zn en el cerro La Chiranga y los residuos de la explotación minera llevada a cabo en ese lugar, la mineralización de Cu al oeste del área urbana y las partículas emitidas durante la explotación del tajo abierto al oeste de la ciudad, terreros y emisiones pasadas de fundición de Cu. Otras fuentes que están aparentemente restringidas a una pequeña área son las escorias de fundición, que en su parte alta tienen suelo de préstamo, y los residuos rojos de La Curva que se han dispersado solo en las cercanías. Los niños, a través de la vía oral, son los más expuestos por esta ruta, por las actividades y hábitos propios de su edad. La ruta suelo se considera como presente y completa.

La ruta polvo de exteriores, fue caracterizada en polvos de banquetas, ventanas y patios escolares, encontrando niveles elevados de Pb, As y Cd. Para esta ruta las fuentes son los depósitos de jales, el suelo superficial y sedimentos impactados, los depósitos de residuos rojos, y, muy probablemente, las emisiones pasadas de la fundición de Cu. También por esta ruta, los niños son la población receptora en mayor exposición por sus características fisiológicas y de comportamiento (Carrizales y col., 1999). Esta ruta es presente y completa.

La ruta agua, que fue caracterizada a través del agua de grifo, contiene As, Se y Pb en concentraciones elevadas. Se propone como fuente de contaminación de As y Se al sistema de distribución de agua, pues no se tiene suficiente información que indique cual es o son las fuentes de abastecimiento de agua y los niveles de EPT en ellas, que bien podrían ser el antiguo socavón Principal inundado, además del pozo profundo ubicado fuera del área de influencia de las actividades mineras, la cual es la fuente oficial de abastecimiento de agua potable para la ciudad.

Tabla 7.25 Rutas de exposición de As, Cu, Pb y Se.

Ruta	EPT	Fuentes	Medio del Ambiente	Punto de exposición	Vía de exposición	Población Receptora	Pasada/ presente/ futura	Completa/ Potencial
Suelo	Pb As Cd Cu	Depósito de jales, mineralización natural en el Cerro La Chiranga y los residuos de su explotación, mineralización natural al oeste del área de estudio, emisiones de voladuras del tajo, terreros, emisiones pasadas de la fundición, suelo de la Unidad Deportiva, depósito de residuos rojos.	Suelo superficial	Áreas recreativas, patios de casa y escuelas	Oral	Niños	Presente	Completa
Polvo exterior	Pb As Cd Cu	Depósito de jales, suelo superficial y sedimentos impactados, emisiones pasadas de la fundición, depósito de residuos rojos.	Polvo depositado en exteriores	Patios, banquetas, alfeizares	Oral	Niños	Presente	Completa
Polvo de interior	Pb As Cd Cu	Depósito de jales, suelo superficial y sedimentos impactados, emisiones pasadas de la fundición, depósito de residuos rojos, polvo de exterior, fuentes del interior del hogar.	Polvo depositado en interiores	Superficies del hogar, como pisos	Oral	Niños	Presente	Potencial
Aire	Pb As Cd Cu	Depósito de jales, suelo superficial y sedimento impactado, polvo de exterior.	Aire	Interiores y/o exteriores	Inhalatoria	Niños y adultos	Presente	Potencial
Agua	As Se Pb	Sistema de abastecimiento de agua.	Agua subterránea	Grifos	Oral	Niños y adultos	Presente	Potencial
Alimentos	Pb As Cd Cu Se	Agua y suelo impactado.	Alimentos	Lugar de consumo de alimentos	Oral	Niños y adultos	presente	Potencial

Para la ruta agua se considera que los niños y los adultos estarían en riesgo por consumir el agua de grifo. Al desconocer la fuente de contaminación de agua de grifo se considera que la ruta no es completa.

Las últimas tres rutas de exposición, polvo de interior, aire y alimentos, no fueron evaluadas en este trabajo, ni han sido caracterizadas previamente, por lo cual se consideran como potenciales, pues es muy probable que sean también rutas por las cuales la población puede exponerse a los EPT. El aire, por ejemplo, sería una ruta muy importante pues las condiciones climáticas del sitio facilitarían la resuspensión de material particulado, así como los residuos expuestos y el suelo sin vegetación son fácilmente erosionados por el viento y aquellas partículas muy finas se encontrarán en el aire conteniendo EPT, pues éstos se asocian preferentemente a las partículas finas.

El polvo de interiores sería otra ruta potencial de exposición, pues diversos estudios han probado que éste es un medio impactado en los sitios minero-metalúrgicos, además de la relación importante entre el polvo de exterior como fuente de contaminación de polvo de interior.

La ruta de alimentos es considerada potencial, debido a las concentraciones elevadas de EPT encontradas en suelos agrícolas y el agua del bordo del Arroyo Principal con la que se riegan algunas parcelas, además de que algunos EPT registraron una movilidad importante, lo cual indica que podrían disolverse en la solución del suelo y de esta forma estar disponibles para las plantas.

7.7.3 Dosis-respuesta para As, Cd, Se y Cu

En la Tabla 7.26 se presentan las dosis de seguridad obtenidas de la revisión bibliográfica, algunas de ellas son dosis de referencia (RfD) de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA), y otras son Niveles de Mínimo Riesgo (MRL), obtenidas de la Agencia de Registro de Sustancias Tóxicas y Enfermedades (ATSDR, por sus siglas en inglés). También se presentan las dosis mínimas en las cuales se observan efectos adversos en la salud (LOAEL).

Tabla 7.26 Dosis-Efecto para los elementos críticos

Elemento	Tipo de dosis	Dosis (mg/kg/día)	Efecto	Referencia
As	RfD	3×10^{-4}	Lesiones dérmicas	USEPA, 1999
	LOAEL	2.6×10^{-3}	Efectos neurológicos	Calderón y col, 1998
Cd	MRL	1×10^{-4}	Efectos renales	ATSDR, 2009
Se	RfD	5×10^{-3}	Selenosis	USEPA, 1991
	LOAEL	2.3×10^{-2}	Selenosis	USEPA, 1991
Cu	MRL	1×10^{-2}	Efectos gastrointestinales	ATSDR, 2009

Cabe señalar que estas dosis de seguridad tienen un factor de incertidumbre, el cual se considera por la falta de datos para evitar toxicidad por la producción de un efecto crítico y por la incertidumbre de si la NOAEL fue calculada para personas sensibles (USEPA, 1991). Para todos los elementos críticos el factor de incertidumbre es de 3 unidades.

7.7.4 Estimación preliminar del Riesgo por As, Cu, Cd y Se

En la Tabla 7.27 se presentan las dosis de exposición para As, Se, Cd y Cu para suelo, agua, y polvo de la temporada seca. Se presentan también las concentraciones utilizadas para su estimación, así como el cociente de riesgo para ellos. En la Tabla 7.28 se presentan las dosis de exposición empleando los datos de As, Cd y Cu en el polvo de temporada húmeda.

Tabla 7.27 Dosis de exposición estimadas y Cocientes de Riesgo considerando la ruta polvo en la temporada seca.

Elemento	Medio	FB	Concentración en el medio (mg/kg o L)			Dosis de exposición estimada* ($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{día}$)			CR (dosis estimada/RfD)		
			Mín.	Media	Máx.	Mín.	Media	Máx.	Mín.	Media	Máx.
As	Suelo	0.43	14	177	1391	0.02	0.29	2.29	0.1	1.0	7.6
	Polvo	0.36	75	179	766	0.01	0.02	0.11	0.0	0.1	0.4
	Agua	1.0	0.004	0.03	0.109	0.16	1.24	4.36	0.5	4.1	14.5
Total			-	-	-	0.19	1.56	6.76	0.6	5.2	22.2
Cd	Suelo	0.37	1	11	84	0.001	0.02	0.12	0.0	0.2	1.2
	Polvo	0.39	5	9	24	0.001	0.001	0.02	0.0	0.0	0.04
	Agua	1.0	3×10^{-4}	2×10^{-4}	9×10^{-4}	0.01	0.01	0.04	0.1	0.1	0.4
Total			-	-	-	0.01	0.03	0.16	0.1	0.3	1.6
Cu	Suelo	0.51	6	546	6266	0.01	1.07	12.3	0.0	0.1	1.2
	Polvo	0.42	233	1146	6153	0.04	0.18	0.99	0.0	0.0	0.1
	Agua	1.0	0.0001	0.022	0.374	0.004	0.88	14.9	0.0	0.1	1.5
Total			-	-	-	0.05	2.13	28.2	0.0	0.2	2.8
Se	Agua	1.0	0.001	0.01	0.049	0.04	0.40	1.96	0.0	0.1	0.4

FB: Fracción biodisponible estimada por el promedio bioaccesible para el elemento en cuestión, para el agua se consideró una bioaccesibilidad del 100%; * La dosis de exposición fue calculada considerando las concentraciones mínimas, medias y máximas de los EPT en el suelo, polvo o agua, una tasa de ingesta diaria de $350 \text{ mg}_{\text{suelo}}/\text{niño}$, $35 \text{ mg}_{\text{polvo}}/\text{niño}$ y de $1 \text{ L}_{\text{agua}}/\text{niño}$, niños de 25 kg de peso corporal y un factor de exposición de 0.27.

Las mayores concentraciones de As y Cu en el polvo, se registraron en la temporada seca, y para el Cd la mayor concentración se presentó en la temporada húmeda. Estas diferencias entre temporadas no influyeron en las dosis de exposición calculadas para ambas temporadas, ya que la

variación entre una y otra es casi imperceptible. Por lo anterior, podría considerarse que existe un riesgo similar independientemente de la época del año. Sin embargo, debe considerarse que durante la época seca, la exposición puede aumentar porque en esta temporada se favorece la dispersión eólica de suelos y residuos, y por consiguiente dos potenciales rutas de exposición tengan una mayor contribución, la ruta aire y la ruta polvo de interior. También, con respecto al agua, en la temporada seca se incrementa el consumo de este líquido, por lo que aumenta la exposición a los EPT presentes en el agua.

Cabe señalar que la fracción biodisponible empleada para el cálculo de la dosis de exposición, es el promedio de la fracción bioaccesible registrada para cada EPT en suelo o polvo, que se reportaron en la sección 7.6. Debe recordarse que el método de bioaccesibilidad utilizado, no ha sido validado para As y Cu, de tal forma que los resultados presentan incertidumbre. No obstante, se consideran por el momento, las mejores aproximaciones para evitar sobrestimaciones o subestimaciones significativas del riesgo para la salud asociado a estos EPT.

Tabla 7.28 Dosis de exposición estimadas y Cocientes de Riesgo considerando la ruta polvo en la temporada húmeda.

Elemento	Medio	FB	Concentración en el medio (mg/kg o L)			Dosis de exposición estimada* (µg/kg/día)			CR (dosis estimada/RfD)		
			Mín.	Media	Máx.	Mín.	Media	Máx.	Mín.	Media	Máx.
As	Suelo	0.43	14	177	1391	0.02	0.29	2.29	0.1	1.0	7.6
	Polvo	0.36	19	166	544	0.0	0.02	0.08	0.0	0.1	0.3
	Agua	1.0	0.004	0.03	0.109	0.16	1.24	4.36	0.5	4.1	14.5
Total			-	-	-	0.19	1.55	6.73	0.6	5.2	22.4
Cd	Suelo	0.37	1	11	84	0.001	0.02	0.12	0.0	0.2	1.2
	Polvo	0.39	6	18	101	0.001	0.003	0.02	0.0	0.0	0.2
	Agua	1.0	3x10 ⁻⁴	2x10 ⁻⁴	9x10 ⁻⁴	0.01	0.01	0.04	0.1	0.1	0.4
Total			-	-	-	0.01	0.03	0.16	0.1	0.3	1.7
Cu	Suelo	0.51	6	546	6266	0.01	1.07	12.3	0.0	0.1	1.2
	Polvo	0.42	116	946	4005	0.02	0.15	0.64	0.0	0.0	0.1
	Agua	1.0	0.0001	0.022	0.374	0.004	0.88	14.9	0.0	0.1	1.5
Total			-	-	-	0.05	2.13	28.2	0.0	0.2	2.8

FB: Fracción biodisponible estimada por el promedio bioaccesible para el elemento en cuestión, para el agua se consideró una bioaccesibilidad del 100%; * La dosis de exposición fue calculada considerando las concentraciones mínimas, medias y máximas de los EPT en el suelo, polvo o agua, una tasa de ingesta diaria de 350 mg_{suelo}/niño, 35 mg_{polvo}/niño y de 1 L_{agua}/niño, niños de 25 kg de peso corporal y un factor de exposición de 0.27.

Para el As, en la Tabla 7.27 se observa que la ruta que más contribuye a las dosis de exposición es el agua, seguida por la de suelo. El polvo de exterior, por otra parte, parece no contribuir de manera significativa a las dosis estimadas. Para el Cd, la ruta suelo es la que contribuye más que las otras, y la ruta polvo casi no contribuye a la dosis de exposición. Para el Cu, en general las concentraciones encontradas en suelo y agua, representan mayor exposición que las de polvo. En el caso del Se (Tabla 7.27), sólo se tiene la ruta agua pues en los otros medios ambientales no se encontraron concentraciones elevadas.

Se discuten a continuación los resultados obtenidos, considerando el cociente de riesgo, que indica la probabilidad de que se presente un efecto en la salud, así como la severidad de dicho efecto, que puede ser catastrófico si pone en riesgo la vida, serio si causa un problema de salud aunque no ponga la vida en riesgo, y adverso cuando se le asocia una alteración que no precisamente es una enfermedad.

Para el As:

Cociente de riesgo. El riesgo individual de desarrollar un efecto adverso no es aceptable dado que el CR fue mayor a 1 considerando el escenario de máximo riesgo (con las concentraciones máximas de arsénico encontradas en Concepción del Oro). De igual forma, si se consideraran las concentraciones promedio el CR indica que el riesgo es inaceptable.

Cabe señalar que la ruta agua, es la que contribuye mayormente al cociente de riesgo. Al considerar las concentraciones media y máxima de As en agua, el CR es superior a la unidad. Por otra parte, la ruta suelo también contribuye de manera importante al CR al utilizar la dosis de exposición máxima. La ruta polvo contribuye mínimamente al CR, ya que con ninguna de las dosis de exposición estimadas superó la unidad.

Severidad del efecto. En el escenario de máximo riesgo, con las concentraciones máximas encontradas, el valor de la dosis estimada total es mayor a la LOAEL, la cual es la dosis mínima en la se observan efectos neurológicos. El efecto en la salud que se puede presentar es considerado serio. Considerando la dosis estimada media de As, el efecto que se puede presentar es adverso, ya que la dosis estimada es mayor que la RfD, la cual indica alteraciones en el organismo como lesiones dérmicas. La dosis media de As no supera la LOAEL, por lo que el efecto que pudiera presentarse no se considera serio, es decir, que es poco probable que la dosis de exposición provoque efectos neurológicos.

Para el Cd:

Cociente de riesgo. En el escenario de máximo riesgo, el CR es ligeramente superior a 1. Ante la incertidumbre propia de la dosis de seguridad (MRL) con la que fue calculada la dosis de exposición (incertidumbre = 3 unidades), el valor del CR pudiera no representar un riesgo. Las concentraciones de Cd en polvo y agua contribuyen muy poco con el CR.

Severidad del efecto. En el escenario de máximo riesgo, el valor de la dosis estimada máxima es ligeramente mayor al MRL, lo cual indica que se pueden presentar efectos renales, es decir, un efecto serio. Sin embargo, como se señaló anteriormente, este resultado implica una incertidumbre. Considerando las concentraciones media y mínima de Cd en los medios ambientales evaluados, se esperaría no encontrar efectos en la salud de los niños del sitio por Cd.

Para el Cu:

Cociente de riesgo. El riesgo individual de desarrollar un efecto adverso es inaceptable, dado que el CR es mayor a 1 considerando el escenario de máximo riesgo. Se observa que las rutas suelo y agua, son las rutas que principalmente contribuyen a que se presente este riesgo en la salud.

Severidad del efecto. En el escenario de máximo riesgo, el valor de la dosis estimada es mayor a la RfD, de tal forma que es probable que se presente un efecto adverso en la población infantil, como síntomas gastrointestinales (náuseas, vómito o dolor abdominal).

Para el Se:

La dosis estimada de selenio en agua de grifo no supera ni la dosis de seguridad (RfD) ni la LOAEL, es decir, que las concentraciones de Se encontradas en el agua de grifo de Concepción del Oro no representan un riesgo a la salud de los niños.

7.7.5 Estimación preliminar del Riesgo por Plomo

Como se mencionó anteriormente, para la estimación del riesgo por exposición a Pb, se empleó el modelo biocinético de exposición integral al plomo IEUBK 1.1 (Syracuse Research Corporation-USEPA, EU). Los resultados que se obtuvieron aparecen en la Tabla 7.29, donde se presenta el porcentaje de niños que presentarían una concentración de plomo en sangre (PbB) mayor a 10 µg/dL (valor criterio establecido por la NOM-SSA1-199-2000 para la concentración de plomo en sangre en niños, mujeres embarazadas y en periodo de lactancia). Estos valores se obtuvieron de

acuerdo a la concentración mínima, promedio y máxima de plomo en suelo, considerando también el promedio de Pb registrado en el agua de grifo, que fue de 0.002 mg/L de Pb.

No se emplearon los datos de Pb en polvo depositado para este análisis, debido a que el modelo contempla únicamente la concentración de Pb en polvo de interior del hogar.

Tabla 7.29 Niveles de Pb en sangre y porcentaje de niños con niveles de PbB > 10 µg/dL, estimados con el modelo IEUBK para población infantil expuesta a Pb por ingesta de suelo y agua.

Medio	FB	Concentración en el medio (mg/kg o L)			PbB estimado* (µg/dL)			% de población > 10 µg/dL*		
		Mín.	Media	Máx.	Mín.	Media	Máx.	Mín.	Media	Máx.
Suelo	0.37	15	376	4176	1.05	8.58	42.84	0.0	37	100

FB: Fracción bioaccesible promedio en suelo; * Parámetros calculados considerando población infantil de 5 a 6 años, concentración de Pb en aire de exteriores de 0.1 µg/m³, concentración de Pb en polvo de interior calculada con múltiples fuentes, factor de permanencia al aire libre de 6 horas/día, ingesta de Pb por dieta de 9.3 µg/día, consumo promedio de agua de 1 L/día, porcentaje de ingestión suelo/polvo de 66%, ingesta total de suelo y polvo de 0.35 g/día.

Como puede observarse cuando se considera las concentraciones máximas de Pb en suelo, existe un alto riesgo de que los niños de Concepción del Oro presenten un nivel de PbB mayor a los 10 µg/dL, que representa al escenario de mayor riesgo, en el cual, de acuerdo a la NOM-199-SSA1-2000, se requeriría acción ambiental en el sitio y también acción médica en los niños expuestos. Considerando que la población infantil estuviera expuesta a las concentraciones medias de Pb en suelo, el nivel de PbB promedio sería menor al valor de criterio la NOM, pero un 37% de niños presentaría un nivel superior. Considerando las concentraciones mínimas de Pb en suelo, el nivel de PbB sería inferior al valor criterio de Pb en sangre (10 µg/dL).

La Tabla 7.30 ilustra los posibles efectos en la salud de niños relacionados con el nivel de Pb en sangre.

Tabla 7.30 Efectos en niños del Pb en sangre descritos por la ATSDR (ATSDR, 2005)

Plomo en sangre (µg/dL)	Efecto
150	Muerte
100	Encefalopatía, neuropatía, anemia, cólico.
40	Disminución en síntesis de hemoglobina
30	Disminución en el metabolismo vitamina D
20	Disminución en la velocidad conducción nerviosa, protoporfirina eritrocitaria
5 -10	Disminución del coeficiente intelectual (CI), disminución de la capacidad auditiva, disminución de la estatura

La dosis media estimada de PbB fue de 8.58 $\mu\text{g/L}$, valor que se encuentra en el intervalo de 5 a 10 $\mu\text{g/dL}$ de Pb en sangre para el cual se han observado efectos serios en la salud de los infantes, como la disminución del coeficiente intelectual, la capacidad auditiva y de la estatura (ATSDR, 2005), por lo que en los niños del sitio de estudio expuestos a las concentraciones medias de Pb en suelo podrían presentar tales efectos en su salud.

Con los resultados observados en esta sección para el As, Cu y Pb, es claro que hay una alta probabilidad de que se registren efectos en la salud de la población infantil del sitio de estudio. En el escenario más crítico, el riesgo en la salud es inaceptable por el posible daño neurológico en los niños por la exposición a Pb y As.

7.7.6 Calificación del sitio

Para calificar el sitio con un nivel preliminar de riesgo se empleó la metodología de la Organización Panamericana de la Salud (Díaz-Barriga, 1999). En el Anexo 13 se presenta el cuestionario resuelto, el cual fue la herramienta para dar el puntaje al sitio y clasificarlo. Se calificó considerando sólo al As como el contaminante más significativo.

Se obtuvo un puntaje de 66 puntos, lo cual significa que en el sitio existe un riesgo ambiental y de salud pública. El sitio requiere de una evaluación de la exposición para determinar el nivel de intervención requerido para su restauración.

CAPÍTULO 8. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

8.1 CONCLUSIONES GENERALES DE LA METODOLOGÍA DE CARACTERIZACIÓN AMBIENTAL

La metodología implementada en esta investigación tenía por objeto abordar la complejidad que representa la caracterización ambiental de sitios minero-metalúrgicos. Un buen ejemplo de tal complejidad se presentó en el sitio de estudio, donde las condiciones geoclimáticas fueron muy importantes en la dispersión y distribución de los EPT en un área extensa.

Debe recordarse que la metodología consistió en describir física, social e histórica del sitio, establecer protocolos de muestreo ambiental, determinar niveles de EPT en medios ambientales, evaluar la bioaccesibilidad y movilidad de EPT, y estimar el riesgo para la salud.

Una de las fases más importantes fue la descripción del sitio a través de la recopilación de información, complementada con visitas de campo. En esta actividad, una aportación de la metodología fue la recolección de muestras preliminares en áreas de potencial exposición, ya que fueron sometidas a un análisis multielemental que permitió contestar con mayor certidumbre las interrogantes de cuáles EPT incluir en la evaluación el sitio y en cuáles medios ambientales.

Otra aportación de la metodología implementada, es que permitió señalar fuentes principales de contaminación para suelo, agua subterránea y polvo de exterior. Sin embargo, no se pudo resolver la complejidad referente a la identificación de fuentes específicas para cada medio.

Los medios ambientales evaluados comúnmente en los sitios minero-metalúrgicos son el suelo, agua superficial y subterránea, y el polvo de interiores. En esta metodología se optó por evaluar medios como el agua de grifo, sedimentos y el polvo de exteriores. La ventaja de haber evaluado el polvo de exteriores fue que se obtuvo información de la dispersión de EPT, y los datos fueron empleados en la estimación del riesgo para la salud ya que la población infantil puede estar expuesta a los EPT por esta ruta. Además, se caracterizó una de las principales fuentes de EPT para el polvo de interiores. Por otra parte, la caracterización del polvo de exteriores tuvo sus desventajas, pues se presenta la dificultad de no contar con valores de referencia para este medio y no hay una técnica de muestreo de polvo de exterior establecida, que nos permita hacer comparaciones justas con resultados de otros sitios impactados o no impactados. También está la desventaja propia de la característica dinámica de este medio, que dificulta la interpretación de los resultados, además del desconocimiento de los patrones y velocidades del viento en el área urbana.

La metodología implementada permitió identificar mecanismos de dispersión de los EPT, tanto físicos como químicos, en gran parte gracias a la caracterización de los sedimentos, polvo y movilidad química. Al mismo tiempo, evaluar la movilidad de los EPT en suelo aporta información sobre la disponibilidad de los contaminantes para las plantas.

Fue posible identificar poblaciones mayormente expuestas a los EPT, así como también las poblaciones menos afectadas. Conocer dicha información es fundamental para realizar una evaluación de la exposición a los EPT en un siguiente estudio.

Respecto a la estimación del riesgo, también se presentaron ventajas y desventajas.

Si bien en la caracterización de agua de grifo no se pudieron señalar las fuentes de contaminación, si fue posible, señalar un riesgo importante para la salud de los pobladores por esta ruta. En estudios previos se han caracterizados algunos cuerpos de agua subterráneos del área estudio, incluyendo la fuente oficial de abastecimiento de la ciudad de Concepción del Oro, en los cuales se habían detectado niveles elevados de Se, pero al realizar el análisis en agua de grifo, nos percatamos que la población puede estar expuesta también al As, y en menor medida al Pb por el agua de uso y consumo.

La evaluación de la bioaccesibilidad de los EPT en las fases sólidas como suelo y polvo, permitió restar incertidumbre a la estimación del riesgo para la salud e identificar áreas o zonas de baja, media y alta bioaccesibilidad. Sin embargo, la técnica implementada puede estar sobrestimando la biodisponibilidad de As. Por lo tanto, es posible que las dosis calculadas de As para suelo y polvo, también se hayan sobrestimado. De aquí la necesidad de contar con métodos validados para otros EPT además del Pb.

Ante esta incertidumbre, es claro que se necesitará comprobar la exposición de las personas a los EPT, para lo cual la metodología aportó la información necesaria para seleccionar una muestra de la población que mejor representa las condiciones de alta, media y baja exposición. Si tal estudio futuro comprueba la exposición a los EPT, se tendrá la ventaja de contar con la caracterización de las rutas de exposición que aporta el presente estudio, por lo tanto se tendrá la información de dónde y cómo debe ser interrumpida la ruta o rutas.

8.2 CONCLUSIONES DEL SITIO DE ESTUDIO

Los resultados obtenidos de la realización de este trabajo arrojan una clara evidencia del impacto ambiental por EPT en Concepción del Oro, Zacatecas, debida en gran parte a las actividades históricas de minería y fundición.

En el suelo, los contaminantes identificados son el Pb, As, Cd y Cu, para los cuales las fuentes principales de contaminación son la mineralización natural del cerro La Chiranga, los residuos de la explotación en este lugar, los depósitos de jales y la mineralización natural de Cu al oeste de la ciudad. Otras fuentes de EPT para el suelo son los terreros, patios de lixiviación, emisiones pasadas de la fundición, suelo de la Unidad Deportiva y los residuos rojos. Las áreas con mayor impacto por EPT son las cercanas a los jales y el cerro La Chiranga, y parte del área rural. La zona de menor impacto es el extremo sureste del área rural.

Bajo los criterios de la normativa aplicable, el suelo de Concepción del Oro necesita remediación por la contaminación de Pb y As.

En el agua de grifo fueron identificadas concentraciones elevadas de As, Se, Pb y Fe, y bajo los criterios de la normativa correspondiente, es necesario remediar este medio ambiental por la presencia de As. Para el agua de grifo no fue posible identificar fuentes de contaminación de As, porque se desconoce si el agua subterránea está contaminada por este EPT. Esto se debe a que no se conoce el sistema de distribución de agua a la población, de tal forma que no es posible hacer alguna suposición sobre la calidad del agua subterránea.

En el sedimento se registró la presencia de Pb, As, Cd, Zn y Cu, y se identificó a este medio ambiental como medio de dispersión de los EPT hacia el área rural. El agua superficial del bordo del arroyo Principal está impactada por As, Pb y Mn, teniendo como fuente principal de contaminación a los jales y el suelo contaminado. La evaluación de sedimentos y el agua superficial, permitió señalar al transporte hídrico como un mecanismo de dispersión que ha trasladado ampliamente EPT hacia el área rural.

El transporte químico determinado por la movilidad, contribuye con la migración de As y Cu principalmente, a los cuerpos de agua superficial. Este transporte químico no fue asociado a efluentes de DAR, ya que las condiciones registradas de pH de suelo, sedimento y agua, señalan que no hay un efecto por la generación de DAR. Este hecho se atribuye a la gran capacidad de neutralización que tienen los suelos y sedimentos por la abundancia de calcita. Es importante señalar que con el paso del tiempo, esta capacidad podría verse rebasada, como es el caso de las

presas de jales, las cuales tienen una gran capacidad de neutralización, pero se ha reportado que tal capacidad ha sido disminuida en por lo menos una presa, por lo que se le considera potencial generadora de DAR.

En el polvo de exteriores se encuentran, como contaminantes, el Pb, As, Cu y Cd. Las fuentes de estos EPT son los jales, el suelo superficial y sedimentos impactados, las emisiones pasadas de la fundición y los residuos rojos. Las condiciones de viento y humedad del sitio de estudio tienen un papel importante en la dispersión de los contaminantes, ya que no hay una cobertura vegetal que impida la erosión del suelo y materiales contaminados. La temporalidad es un factor que influye en las concentraciones de Pb y Cd en el polvo de exteriores. La caracterización del polvo de exteriores permite señalar al transporte eólico como responsable de la dispersión de los EPT en dirección de la cabecera municipal, así como también en el área rural.

Los suelos y el polvo presentan una amplia variabilidad de bioaccesibilidad de los EPT, que puede asociarse a las diferentes especies químicas portadoras de los EPT con variadas bioaccesibilidades, mismas que han sido observadas en los jales (una principal fuente de contaminación). Esta variabilidad también puede explicarse a diferentes proporciones de especies químicas en las muestras y al tamaño de partícula.

Como resultado de la contaminación de los medios ambientales, existe un riesgo para la salud de la población infantil del sitio, por la exposición a los medios contaminados con Pb, As y Cu. Las rutas por las cuales estos EPT llegarían a la población son el suelo, el polvo de exterior y el agua de grifo. La distribución espacial de los EPT sugiere algunos sitios donde el riesgo podría ser mayor debido a las elevadas concentraciones, los cuales son los cercanos a las presas de jales, el cerro La Chiranga, la parte este de la ciudad y la parte este y sur del área rural. Los habitantes de localidades como Colonia Fovissste, son los menos afectados por la ruta suelo y polvo, sin embargo, los niveles de As en el agua señalan que esta población también se encontraría en riesgo.

Conociendo que los procesos de contaminación se ven influenciados por las características de la fuente contaminante y el tiempo de permanencia de los contaminantes en el medio, se esperaría que con el paso del tiempo la contaminación de los medios ambientales se incremente y abarque una zona más amplia. Esto debido a los procesos acumulativos y a las condiciones climáticas de la región que favorecen la dispersión de los EPT por transporte eólico y fluvial.

8.3 RECOMENDACIONES PARA LA METODOLOGÍA

Es recomendable que en los sitios minero-metalúrgicos se realice la caracterización de las fuentes potenciales de contaminación, así como también los medios ambientales presumiblemente impactados. Así, se tendrá mayor certeza en cuales son las fuentes de contaminación específicas y las medidas de remediación adecuadas.

Para lo anterior, también se recomienda identificar las fases portadoras de los EPT tanto en los medios impactados como en las fuentes de contaminación, para entender los procesos de movilidad y bioaccesibilidad que se registren. Contar con información de los compuestos involucrados en la matriz de las muestras y la especiación de los EPT sería de gran utilidad ya que estos son factores determinantes en estos procesos. Además de que esta información serviría también para ratificar fuentes de contaminación.

Para la caracterización de polvo, como medio de dispersión, la metodología propuesta brinda buenos resultados. Sin embargo, para caracterizar este medio como ruta de exposición se recomienda emplear técnicas como la de toallas de papel húmedas recomendada por el Departamento de Vivienda y Desarrollo Urbano de E.U.A. (HUD por sus siglas en inglés) o con aspiradoras, ya que éstas técnicas presentan ciertas ventajas y son más empleadas en trabajos de investigación. Al emplear estas técnicas podría hacerse una comparación entre diferentes sitios contaminados.

En cuanto a la estimación del riesgo en la salud, mientras no se cuente con técnicas *in vitro* validadas para la estimación de la biodisponibilidad de EPT diferentes al Pb, se recomienda emplear técnicas que simulan la etapa gástrica e intestinal de la digestión humana, las cuales han sido más ampliamente documentadas. Sin embargo, la mejor manera de comprobar la exposición que se recomienda es emplear biomarcadores de exposición.

8.4 RECOMENDACIONES PARA EL SITIO

Dada la incertidumbre de los modelos *in vitro* para estimar la biodisponibilidad de los contaminantes, es necesario comprobar la exposición a los EPT, a través de un análisis de riesgos empleando biomarcadores de exposición, los cuales confirmarán o descartarán la presencia de los EPT en las personas. Para tal efecto, se recomienda considerar a la población infantil que habita en el área urbana, en las cercanías de las presas de jales y en el cerro La Chiranga. Aunque la comparación de la estimación de dosis de exposición entre temporada seca y húmeda (de polvo) no indica

diferencias por temporalidad, sería recomendable que la evaluación de biomarcadores se lleve a cabo principalmente en la temporada seca, donde la exposición podría incrementarse por las condiciones climáticas, y en temporada húmeda para observar si hay algún efecto de la temporalidad. Se debe considerar que el Cd y As presentaron mayores niveles en la temporada húmeda y seca, respectivamente.

El análisis de biomarcadores debe dirigirse a Pb, As, Cd y Cu. Para el Pb, Cd y Cu se recomienda hacer análisis de sangre, y para As pruebas de orina, en ambos casos determinan la exposición reciente a estos EPT (ATSDR, 2007). Las muestras recolectadas podrían usarse también para evaluar el Se y Zn y la exposición a mezclas de contaminantes.

Una vez corroborada la exposición a los EPT e identificadas por completo las rutas de exposición, la intervención en el sitio sería eficaz al poder romper algún eslabón del camino del contaminante para que así no llegue a la población receptora.

Bajo los criterios de la NOM, deben implementarse medidas de remediación de suelo, para lo cual se recomienda emplear concentraciones objetivo basadas en el riesgo para la salud. Las concentraciones encontradas en el área de referencia pueden no ser recomendables considerarlas como concentraciones de remediación, ya que pueden ser resultado del impacto de las actividades minero-metalúrgicas del sitio de estudio por el transporte eólico de los EPT hacia esta zona.

Es recomendable que se realice la caracterización otras fuentes potenciales de contaminación, como terreros, patios de lixiviación, los depósitos del área de fundición, entre otros, y de esta forma verificar si son fuentes de contaminación o no. Para este mismo efecto, se recomienda identificar las fases portadoras de los EPT en los medios impactados.

El agua es un medio que de manera urgente necesita remediarse, principalmente para eliminar el As o llevarlo a concentraciones aceptables. Una vez más es necesario identificar con precisión la fuente responsable de la contaminación de As en el agua de grifo para así poder intervenir. Como se mencionó anteriormente, la mayoría de la población bebe agua embotellada, e inclusive presentan resistencia a darle uso al agua de grifo por su mal aspecto. Sin embargo, durante la campaña de muestreo ambiental se identificaron familias que beben agua de grifo que presenta elevadas concentraciones de As. De tal forma que, más apremiante que la remediación de este medio, sería la interrupción de la ruta de exposición, para lo cual se recomienda implementar programas que faciliten el acceso a agua embotellada de buena calidad, especialmente en las comunidades rurales.

Dado que el polvo también se identificó como fuente de contaminación, se recomienda implementar medidas que mitiguen la exposición a este medio, como el control y remediación de fuentes de polvo (jales, suelo, residuos rojos, entre otros), así como también la pavimentación de calles o baldíos, principalmente en el área rural.

Dado que se identificó a las presas de jales como fuente de contaminación para varios medios, es recomendable que se lleven a cabo medidas de control y restauración de estas presas. Una situación similar se presenta con la Unidad Deportiva, ya que los resultados de este trabajo indican niveles elevados bioaccesibles de EPT en este sitio.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). (1992). *Public Health Assessment Guidance Manual*. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Lewis Publishers, MI.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). (2005). Resumen de salud pública. Departamento de Salud y Servicios Humanos de los E. U. A, Servicio de Salud Pública.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). (2007). Reseña Toxicológica del Arsénico (versión actualizada) (en inglés). Atlanta, GA: Departamento de Salud y Servicios Humanos de EE. UU., Servicio de Salud Pública.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). (ATSDR). (2009). Minimal Risk Levels (MRLs) Recuperado Diciembre 28, 2010, de CDC ATSDR – Minimal Risk Levels for Hazardous Substances (MRLs): http://www.atsdr.cdc.gov/mrls/pdfs/atsdr_mrls_december_2009.pdf
- Allen, H.E. (1993). *The significance of trace metal speciation for water, sediment and soil quality criteria and standards*. En: Sloof W, de Kruijf H. (Eds.) Proc 2nd Intern European Conference on Ecotoxicology, Sci Total Environ, Suppl 1, 23–45.
- Álvarez, V. (1999). *Compendio de apuntes de meteorología (teoría)*. México: Universidad Autónoma Chapingo.
- Anke, M. (2004). *Essential and toxic effects of macro, trace and ultra elements in the nutrition of man*. En: Merian E, Anke M, Ihnat M, Stoepppler M (Eds.). *Elements and their compounds in the environment* (2a ed.), Wiley-VCH, Weinheim, 343–367.
- Appleton, J., Williams, T., Orbea, H., y Carrasco, M. (2001). Fluvial contamination associated with artisanal gold mining in the Ponde Enríquez, Portovelo-Zaruma and Nambija areas, Ecuador. *Water, Air and Soil Pollution*, 131, 19-39.
- Armienta, A., Rodríguez, R., Aguayo, A., Cenicerros, N., Villaseñor, G. y Cruz, O. (1997). Arsenic contamination of groundwater at Zimapán, Mexico. *Hydrogeology Journal*, 5, 39-46.
- Armienta, A., Rodríguez, R., Morton, O., Cruz, O., Cenicerros, N., Aguayo, A., Brust, H. (2000). Health risk and sources of arsenic in the potable water of a mining area. En: E.G. Reichard, F.S. Hauchman, A.M. Sancha (Eds.), *Interdisciplinary Perspectives on Drinking Water Risk Assessment and Management*, IAHS Publ. (260), National Water Research Institute, Fountain Valley, 9-16.
- Aslibekian, O., y Moles, R. (2003). Environmental risk assessment of metals contaminated soils at silvermines abandoned mine site, Co Tipperaty, Ireland. *Environmental Geochemistry and Health*, 25, 247-266.

- American Society for Testing and Materials.(2000). *ASTM Designation D 3987-85, Standard Test Method for pH of Soils*. West Conshohocken, PA.: ASTM.
- Aubert, H. y Pinta, M. (1977). *Trace Elements in Soils*. Elsevier, Amsterdam.
- Barltrop, D. y Meek, F. (1979). Effect of particle size on lead absorption from the gut. *Archives of Environmental Health*, 34, 280-285.
- Benin, A. L., Sargent, J., Dalton, M., & Sandy, R. (1999). High Concentrations of Heavy Metals in Neighborhoods Near Ore Smelters in Northern Mexico. *Environmental Health Perspectives*, 107(4), 279-284.
- Bergeat, A. (1910). La granodiorita de Concepción del Oro en el Estado de Zacatecas y sus formaciones de contacto. *Instituto de Geología de México*, 27.
- Bosso, S.T. y Enzweiler, J. (2008). Bioaccessible lead in soils, slag, and mine wastes from an abandoned mining district in Brazil. *Environmental Geochemistry*, 30, 219 – 229.
- Bueno-Brito, C., Sánchez-Ramos, A., Armenta-Solís, A. y González-Vera, E. (2005). Contenido de plomo y manganeso en despachadores de gasolina. *Bioquímica*, 30(002), 41-46.
- Buseck, P.R. (1966). Contact metasomatism and ore deposition: Concepcion del Oro, Mexico. *Economic Geology*, 61, 97-136.
- Calderón J, Navarro M.E., Jiménez-Capdeville M.E. y Díaz-Barriga F. (1998). Neurobehavioral effects among children exposed chronically to arsenic, cadmium and lead. *3rd International Conference on Arsenic Exposure and Health Effects*. San Diego, Estados Unidos.
- Calderón, J., Navarro, M.E., Jimenez-Capdeville, M.E., Santos-Diaz, M.A., Golden, A., Rodriguez-Leyva, I., Borja-Aburto, V. y Díaz-Barriga, F. (2001). Exposure to arsenic and lead and neuropsychological development in Mexican children. *Environmental Research*, 85(2), 69–76.
- Caravanos, J., Weiss, A.L., Blaise, M.J. y Jaeger, R. (2006). A survey of spatially distributed exterior dust lead loadings in New York City. *Environmental Research*, 100, 165–172.
- Carrillo-Chávez, A., González-Partida, E., Morton-Bermea, O., Hernández, E., Levresse, G., Soto, P., y col. (2006). Heavy Metal Distribution in Rocks, Sediments, Mine Tailings, Leaching Experiments, and Groundwater from the Mineral de Pozos Historical Mining Site, North-Central Mexico. *International Geology Review*, 48, 466–478.
- Carrizales, L., Batres, L., Ortiz, M., Mejía, J., Yáñez, L., García, E., y col. (1999). Efectos en salud asociados con la exposición a residuos peligrosos. *Scientiae Naturae*, 5-28.

Carrizales, L., Flores, R., Mayorga, R.E., Pérez, M.E., Ramírez, V. y Rodríguez, Y. (2010). *Evaluación de riesgo para la salud por As y Pb. Col. Morales, S.L.P. (2009-2010)*. Reporte final del curso Evaluación del Riesgo en Salud, Agenda Ambiental, Programa Multidisciplinario de Posgrado en Ciencias Ambientales, San Luis Potosí.

Carrizales, L., Razo, I., Téllez-Hernández, J. I., Torres-Nerio, R., Torres, A., Batres, L.E., Cubillas, A.C. y Díaz-Barriga, F. (2006). Exposure to arsenic and lead of children living near a copper-smelter in San Luis Potosí, Mexico: Importance of soil contamination for exposure of children. *Environmental Research*, 101, 1-10.

Castro, J. (1995). *Umweltauswirkungen des Bergbaus im semiariden Gebiet von Santa María de la Paz, Mexiko*, Tesis de Doctorado, Instituts für Petrographie und Geochemie, Universität Karlsruhe, pp. 155.

Castro-Larragoitia., J. (2000) Efectos de la actividad minera sobre el medio ambiente en Distritos Mineros del Centro-Norte de México. Reporte final del proyecto CONACyT 25602-T. 150 pp.

CGM/SE (Coordinación General de Minería/Secretaría de Economía). (10 de Marzo de 2009). *Minería Mexicana: Reporte de coyuntura*. Recuperado el 28 de abril de 2009, de Informe de la Dirección General de Minas: <http://www.economia-dgm.gob.mx/dgpm/estadisticas/Informe.pdf>

CNA (Comisión Nacional del Agua). (2000). *Manual de presas de jales*. México, CNA, Subdirección General Técnica, Gerencia de Ingeniería Básica y Normas Técnicas, 120 p.

Conde, J.E. y Sanz, M. (1997). Selenium concentrations in natural and environmental waters. *Chemistry Review*, 97, 1979-2003.

CONAPO (Consejo Nacional de Población). (2006). *Índices de marginación, 2005*. Distrito Federal, México: Consejo Nacional de Población. 52 p.

Corona, R., Wong, J., Morales, A., Murato, P. y Hernández, J. (1993). El Distrito Minero de Concepción del Oro, Zacatecas. GEOMIMET. Asociación de Ingenieros de Minas, Metalurgia y Geología de México. XX Epoca Mayo/Junio, (183), 45-59.

Counter, S.A., Vahter, M., Laurell, G., Buchanan, L.H., Ortega, F. y Skerfving, S. (1997). High lead exposure and auditory sensory-neural function in Andean children. *Environmental Health Perspectives*, 105.

Coyne A., Schafer J., Blanc G. y Bossy C. (2007) Geochemical characterization of dissolved and particulate trace element sources during a major flood event in a medium scale watershed. *Applied Geochemistry*, 22, 821-836.

Davis, A., Ruby, M.V., Bloom, M., Schoof, R., Freeman, G. y Bergstrom, P.D. (1996). Mineralogic constraints on the bioavailability of arsenic in smelter-impacted soils. *Environmental Science & Technology*, 30, 392-399.

Díaz-Barriga, F., Batres, L., Calderón, J., Lugo, A., Galvao, F., Lara, I., Rizo, P., Arroyave, M.E. y McConnell, R. (1997). The El Paso Smelter 20 Years Later: Residual impact on Mexican children. *Environmental research*, 74, 11-16.

Díaz-Barriga, F. (1999). *Metodología de identificación y evaluación de riesgos para la salud en sitios contaminados*. Lima, Perú: Centro Panamericano de Ingeniería de Sanitaria y Ciencias del Ambiente.

Díaz-Barriga, F. y Corey, G. (1999). *Evaluación de riesgo por la exposición a Plomo*. Lima, Perú: Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente.

DOF (Diario Oficial de la Federación). (1994). NOM-014-SSA1-1993. Procedimientos sanitarios para el muestreo de agua para uso y consumo humano en sistemas de abastecimiento de agua públicos. Secretaría de Salud. 5 p.

DOF (Diario Oficial de la Federación). (2000). Modificación a la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994, Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. 10 p.

DOF (Diario Oficial de la Federación). (2002). NOM-199-SSA1-2000, Salud Ambiental. Niveles de plomo en sangre y acciones como criterios para proteger la salud de la población expuesta no ocupacionalmente. Secretaría de Salud.

DOF (Diario Oficial de la Federación). (2006a). NMX-AA-132-SCFI-2006. Muestreo de suelos para la identificación y la cuantificación de metales y metaloides, y manejo de la muestra. Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. 32 p.

DOF (Diario Oficial de la Federación). (2006b). NOM-052-SEMARNAT-2005. Que establece las características, el procedimiento de identificación, clasificación y los listados de los residuos peligrosos. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 40 p.

DOF (Diario Oficial de la Federación). (2007). NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004. Que establece criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, bario, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plata, plomo, selenio, talio y/o vanadio. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 83 p.

Drever, J.I. (1997) The geochemistry of natural waters: surface and groundwater quality in mine pit lakes. *J Geochem Explor*, 64, 223-236.

Duggan, M.J., Inskip, M.J., Rundle, S.A. y Moorcroft, J.S. (1985). Lead in playground dust and on the hands of schoolchildren. *Science of the Total Environment*, 44, 65-79.

Earthscan. (2002). Mining, Minerals and Sustainable Development (MMSD) Project. Londres: *International Institute for Environment and Development y World Business*.

Edwards, H.W. y Wheat, H.G. (1978) Seasoned trends in Denver atmosphere lead concentrations. *Environmental Sciences & Technology*, 12, 678-691.

Efroymson, R.A., Will, M.E., Suter, G.W. y Wooten, A.C. (1997). *Toxicological benchmarks for screening contaminants of potential concern for effects on terrestrial plants*. Oak Ridge, U.S.A.: U.S. Department of Energy. 123 p.

Eisenbud, M. (1987). *Environmental Radioactivity from Natural, Industrial and Military Sources*. Academic Press: San Diego, 475 p.

Eisler, R. (1988). Arsenic hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. U.S. Fish and Wildlife Service. *Biological Report*, 85 (1.12), 120 p.

Elder, J.F. (1989). Metal biogeochemistry in surface-water systems. A review of principles and concepts: U.S. Geological Survey Circular 1013, 43 p.

Environmental Protection Agency (EPA). (1994a). *Method 3015, Microwave assisted acid digestion of aqueous samples and extracts*.

Environmental Protection Agency (EPA). (2007). *Method 3051, Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils and oils*.

ESRI (Environmental Systems Research Institute). (2003). ArcGIS9. *Using ArcGIS geostatistical Analyst*. 303 p.

Fan, Y., Lin, C., He, M. y Yang, Z. (2009) Enrichment and chemical fraction of copper and zinc in the sediments of the Daliao River System, China. *Soil & Sediment Contamination*, 18, 688-701.

Figueroa-Cervantes, F. (2007). Efecto de la superficie en la variabilidad mineralógica y fisicoquímica de tres presas de jales de Concepción del Oro, Zacatecas. Tesis de Maestría, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Facultad de Ingeniería, San Luis Potosí.

Föstner, U. (1998). *Integrated Pollution Control*. Berlin, Germany: Weissbach, A, Boeddicker, H. Springer-Verlag.

García-Vargas, G. G., Andrade, M. R., Del Razo, L. M., Borja-Aburto, V., Vera-Aguilar, E., & Cebrián, M. E. (2001). Lead exposure in children living in a smelter community in region lagunera, Mexico. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 62, 417-429.

Gron, C. y Andersen, L. (2003). Human bioaccessibility of heavy metals and PAH from soil. Danish Environmental Protection Agency.

Grosbois, C., Schafer, J., Bril, H., Blanc, G., y Bossy, A. (2009). Deconvolution of trace element (As, Cr, Mo, Th, U) sources and pathways to surface waters of a gold mining-influenced watershed. *Science of the Total Environment*, 407, 2063-2076.

Guo-li, L., Da-xue, L. y Quan-ming, L. (2008) Heavy metals contamination characteristics in soil of different mining activity zones. *Transactions of nonferrous metals society of China*. 18, 207-211.

Hammarstrom, J.M., Kotlyar, B.B., Theodore, T.G., Elliott, J.E., John, D.A., Doebrich, J.L., Nash, J.T., Carlson, R.R., Lee, G.K., Livo, K.E. y Klein, D.P. (1995). Cu, Au, and Zn-Pb skarn deposits. En E.A. du Bray (Ed.), *Preliminary compilation of descriptive geoenvironmental mineral deposit models*. Denver, Colorado: U.S. Geological Survey.

Han, F.X. (2007) Biogeochemistry of Trace Elements in Arid Environments. En B.J. Alloway y J.T. Trevors (Edits.), *Environmental pollution* (Vol. 13). Dordrecht, The Netherlands: Springer.

Harper, C.C., Mathee, A., von Schirnding, Y., De Rosa, C.T., and Falk, H. (2003) The health impact of environmental pollutants: A special focus on lead exposure in South Africa. *Int. J. Hyg. Environ. Health*, 206, 315-322.

Henningsen, G., Weis, C., Casteel, S., Brown, L., Hoffman, E., Brattin, W., Drexler, J., Christensen, S. (1998). Differential Bioavailability of Lead Mixtures from twenty different soil matrices at Superfund mining sites. Abstract. *Toxicological Sciences*, 42, (1-s).

Herbert, E. A. (Ed.). (1995). *Metal contaminated aquatic sediments*. Michigan, USA: Ann Arbor Press, Inc.

Honorato P.R. (2000). *Manual de Edafología* (4a ed.). D.F., México: Alfaomega Grupo Editor, S.A. de C.V.

Hrsak, J., Fugas, M., y Vadjio, V. (2000). Soil contamination by Pb, Zn y Cd from a lead smeltery. *Environmental Monitoring and Assessment*, 60, 359-366.

Hudson-Edwards, K.A., Schell, C. y Macklin, M.G. (1999). Mineralogy and geochemistry of alluvium contaminated by metal mining in the Rio Tinto area, southwest Spain. *Applied Geochemistry*, 14, 1015-1030.

Hull, R. N., y Hilts, S. R. (2007). Wich human and terrestrial ecological receptors are most at risk from smelter emissions? En R. N. Hull, C.-H. Barbu, & N. Goncharova (Edits.), *Strategies to Enhance Environmental Security in Transition Countries*, 341-348. Sibiu, Romania: Springer Netherlands.

Hurlbut, C. S. y Klein, C. (1992). *Manual de mineralogía de Dana* (3a ed.). Barcelona: Reverté, S. A.

Hutchinson, T.C. (1979). *Copper contamination of ecosystem caused by smelter activities*. En: Nriagu, J.O. (Ed) Copper in the environment. Parte I: Ecological cycling. New York: Wiley, 451–502.

INEGI (Instituto Tecnológico de Estadística y Geografía). (1974a) Carta hidrológica de aguas subterráneas G14-10.

INEGI (Instituto Tecnológico de Estadística y Geografía). (1974b). Carta hidrológica de aguas superficiales G14-10.

INEGI (Instituto Tecnológico de Estadística y Geografía). (1974c) Carta Uso de Suelo G14-C62.

INEGI (Instituto Tecnológico de Estadística y Geografía). (1975a) Carta Edafológica G14-C62.

INEGI (Instituto Tecnológico de Estadística y Geografía). (1975b). Carta de Efectos Climáticos Regionales Mayo-Octubre G14-10.

INEGI (Instituto Tecnológico de Estadística y Geografía). (1975c). Carta de Efectos Climáticos Regionales Noviembre-Abril G14-10.

INEGI (Instituto Tecnológico de Estadística y Geografía). (1997). *Diccionario de datos hidrológicos de aguas subterráneas (Vectorial)*. Retrieved Abril 27, 2009, from hsb_250: http://mapserver.inegi.org.mx/geografia/espanol/normatividad/diccio/hsb_250.pdf?s=geo&c=1268

INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). (2007). *Información Estadística Disponible*. Recuperado el 1 de Enero de 2008, de Información Estadística Disponible: <http://galileo.inegi.gob.mx/CubexConnector/validaDatos.do?geograficaE=32007>

INEGI. (2008). *Agenda estadística de los Estados Unidos Mexicanos 2008*. México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.

Jabeen, N., Ahmed, S., Hassan, S. T., y Alam, N. M. (2001). Levels and sources of heavy metals in house dust. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 247(1), 145-149.

Jambor, J.L. y Blowes, D.W. (Eds.). (1994). *The Environmental Geochemistry of Sulfide-Mine Wastes*. Mineralogical Society of Canada, 438 pp.

John, D.A. y Leventhal, J.S. (1995) Bioavailability of metals. En: E.A. du Bray (Ed.). *Preliminary compilation of descriptive geoenvironmental mineral deposit models*. Denver, Colorado: U.S. Geological Survey.

Juhasz, A. L., Smith, E., Weber, J., Rees, M., Rofe, A., Kuchel, T., Sansom, L., Naidu, R. (2007). Comparison of in vivo and in vitro methodologies for the assessment of arsenic bioavailability in contaminated soils. *Chemosphere*, 69, 961–966.

- Juhasz, A.L., Weber, J., Smith, E., Naidu, R., Rees, M., Rofee, A., Kuchel, T. and Sansom, L. (2009) Assessment of four commonly employed in vitro arsenic bioaccessibility assays for predicting in vivo relative arsenic bioavailability in contaminated soils. *Environmental Sciences & Technology*, 43, 9487-9494.
- Juhasz, A.L., Weber, J., Naidu, R., Gancarz, D., Rofe, A., Todor, D. y Smith, E. (2010). Determination of cadmium relative bioavailability in contaminated soils and its prediction using in vitro methodologies. *Environmental Sciences & Technology*, 44 (13), 5240-5247.
- Kabata-Pendias, A., y Mukherjee, A. B. (2007). *Trace Elements from Soil to Human*. Berlin Heidelberg: Springer. 550 p.
- Kelly, M. E., Brauning, S. E., Schoof, R. A., y Ruby, M. V. (2002). *Assessing Oral Bioavailability of Metals in Soil*. Columbus: Battelle Press.
- Kim, J. y Chon, H. (2001). Pollution of a water course impacted by acide mine drainage in the Imgok creek of the Gangreung coal field, Korea. *Applied Geochemistry*, 16, 1387-1396.
- Landner, L., & Reuther, R. (2005). Metals in Society and in the Environment. *Environmental Pollution*, 8.
- Leybourne, M.I., y Cameron, E.M. (2008). Source, transport, and fate of rhenium, selenium, molybdenum, arsenic and copper in groundwater associated with porphyry-Cu deposits, Atacama Desert, Chile. *Chemical Geology*, 247, (1/2), 208-228.
- Lillo, J. (2007). Peligros geoquímicos: arsénico de origen natural en las aguas. En Temas Ambientales 2007, Grupo de Estudios de Minería y Medioambiente.
- Lottermoser, B. G. (2007). *Mine Wastes. Characterization, Treatment, Environmental Impacts* (Segunda ed.). Berlin: Springer. 304 p.
- Madany, I.M., Akhter, M.S. y Raveendran, E. (1996) Spatial and temporal patterns in heavy metals concentration in street dust in a hot desert region. *International Journal of Environmental Health Research*, 6, 93-101.
- Mapes-Vasquez, E., Zamora-Moreno, S. y Jerónimo-Godoy, J. (1964). *Geología y yacimientos minerales del distrito de Concepción del Oro y Ávalos, Zacatecas*. Consejo de Recursos Naturales No Renovables, Publicación 10E, México.
- Marín M. L., Aragón, P. y Gómez, C. (2002) *Análisis químico de suelos y aguas*. Universidad Politécnica de Valencia, Valencia.

- Martínez-Hernández, K. D. (2008). *Caracterización Mineralógica y Geoquímica de los Residuos Mineros del Distrito de Concepción del Oro, Zacatecas*. Tesis de Maestría, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Facultad de Ingeniería, San Luis Potosí.
- Martín Vide, J.P. (2006) *Ingeniería de Ríos*. (2a ed.). Barcelona, España: Edicions UPC.
- Mejía, J., Carrizales, L., Rodríguez, V. M., Jiménez-Capdeville, M. E., & Díaz-Barriga, F. (1999). Un método para la evaluación de riesgos para la salud en zonas mineras. *Salud Pública Mexicana*, 41 (supl 2), S132-S140.
- Meléndez, B. y Fuster, J.M. (2003) *Geología*. (9a ed.). Madrid, España: International Thomson Editores Spain Parainfo, S.A.
- Méndez-Gómez, J., García-Vargas, G.G., López-Carrillo, L., Calderón-Aranda, E.S., Gómez, A., Vera, E., Valverde, M., Cebrián, M.E. y Rojas, E. (2008) Genotoxic Effects of Environmental Exposure to Arsenic and Lead on Children in Region Lagunera, Mexico. *Annals of New York Academy of Sciences*, 1140, 358-367.
- Meunier, L, Walker, S. R., Parsons, M. B., Jamieson, H. E. y Reimer, K. J. (2010) Effects of soil composition and mineralogy on the bioaccessibility of arsenic from tailings and soil in gold mine districts of Nova Scotia. *Environmental Sciences & Technology*, 44, 2667-2674.
- Mudroch, A., Azcue, J., y Mudroch, P. (Edits.). (1997). *Manual of physico-chemical analysis of aquatic sediments*. Boca Raton, Florida, USA: CRC Press, Inc.
- Murphy, B.L., Toole, A.P. y Bergstrom, P.D. (1989). Health risk assessment for arsenic contaminated soil. *Environmental Geochemistry and Health*, 11, 163-169.
- Navarro-Blaya, S. y Navarro-García, G. (2003) *Química agrícola: el suelo y los elementos químicos esenciales para la vida* (2a ed.). Madrid: Mundi-Prensa.
- Nordstrom, D.K., Alpers, C.N., Ptacek, C.J. y Blowes, D.W. (2000). Negative pH and extremely acidic mine waters from Iron Mountain, California. *Environmental Science and Technology*, 34, 254-258.
- Nriagu, J., & Pacyna, J. (1988). Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water, and soils by trace metals. *Nature*, 333, 134-139.
- Ongley, L.K., Sherman, L., Armienta, A., Concilio, A. y Ferguson-Salinas, C. (2007). Arsenic in the soils of Zimapán, Mexico. *Environmental Pollution*, 145, 793-799.
- Oomen, A. G., Tolls, J., Sips, A. J., & Van Den Hoop, M. A. (2003). Lead Speciation in Artificial Human Digestive Fluid. *Archives of Environmental Contamination Toxicology*, 44, 107-115.

OMS (Organización Mundial de la Salud) (2006). Guías para la calidad del agua potable. Recomendaciones. 1(3). Genève, Suiza.

OPS (Organización Panamericana de la Salud). (2010). *Glosario de Términos Frecuentes en Comunicación de Riesgo*. PAHO publications.

Papadopoulos, P. y Rowell, D.L. (1998). The reaction of cadmium with calcium carbonate surfaces. *Journal of Soil Science*, 39, 23-36.

Petrosyan, V., Orlova, A., Dunlap, C.E., Babayan, E., Farfel, M. y Von Braun, M. (2004). Lead in residential soil and dust in mining and smelting district in northern Armenia: a pilot study. *Environmental Research*, 94 (3), 297-308.

Pizarro, J., Vergara, P.M., Rodríguez, J.A. y Valenzuela, A.M. (2010) Heavy metals in northern Chilean rivers: Spatial variation and temporal trends. *Journal of Hazardous Materials*, 181, 747-754.

Prieto, C.J. (2004). *El agua: sus formas, efectos, abastecimientos, usos, daños, control y conservación*. (2a ed.). Bogotá: Ecoe Ediciones.

Puga, S., Sosa, M., Lebgue, T., Quintana, C. y Campos, A. (2006). Contaminación por metales pesados en suelo provocada por la industria minera. *Ecología Aplicada*, 5, 149-155.

Pyatt, F. B. (1999). Comparison of foliar and stem bioaccumulation of heavy metals by Corsian pines in the Mount Plympton area of Cyprus. *Ecotoxicol Environmental Safety*, 42, 57-161.

Rashed, M.N. (2010). Monitoring of contaminated toxic and heavy metals, from mine tailings through age accumulation, in soil and some wild plants at Southeast Egypt. *Journal of Hazardous Materials*. 178. 739-746.

Ravi, S. y D'Odorico, P. (2004). A field-scale analysis of the dependen of wind erosion threshold velocity on air humidity. *Geophysical research letters*, 32, 4p.

Razo, I. (2006). *Identificación de áreas prioritarias de restauración de suelos contaminados en el sitio minero y metalúrgico de Villa de la Paz - Matehuala, S.L.P. (México)*. Tesis de Doctorado, Agenda Ambiental, Programa Multidisciplinario de Posgrado en Ciencias Ambientales, San Luis Potosí.

Razo, I., Carrizales, L., Castro, J., Díaz-Barriga, F., & Monroy, M. (2004). Arsenic and heavy metal pollution of soil, water and sediments in a semi-arid climate mining area in Mexico. *Water, Air and Soil Pollution*, 152, 129-152

Razo, I., Carrizales, L., Milán, J., Díaz-Barriga, F. y Monroy, M. (2001). Metodología para la caracterización del impacto en el medio ambiente y estudios de riesgos en salud, asociados a un sitio minero de sulfuros polimetálicos: Caso de Villa de la Paz, S.L.P. En: R. Corona y J. Gómez (Eds.). *Memoria de la XXIV*

Convención Internacional de Minería de la Asociación de Ingenieros de Minas, Metalurgistas y Geólogos de México. Acapulco, Gro. (México): 483 – 493.

Razo, I., Muñoz, R., Cepeda, C. y Monroy, M. (2007) Caracterización ambiental de residuos mineros históricos del Distrito Minero Cerro de San Pedro, (San Luis Potosí, México). En: J.C. Salinas Prieto (Ed.). *Memoria de la XXVII Convención Internacional de Minería de la Asociación de Ingenieros de Minas, Metalurgistas y Geólogos de México*. Veracruz, Ver. (México): 352-357

Razo, I., Téllez, H.J., Carrizales, Y.L., Castro, L.J., Díaz-Barriga, M.F. y Monroy, F.M. (2005). Influencia de la mineralogía en la bioaccesibilidad de plomo en suelos contaminados del Distrito Minero Santa María de la Paz, S.L.P. En: R. Corona Esquivel, J. Gómez Godoy (Eds.). *Memoria de la XXVI Convención Internacional de Minería de la Asociación de Ingenieros de Minas, Metalurgistas y Geólogos de México*. Veracruz, Ver. (México): 459-464

Rasmussen, P.E., Beauchemin, S., Nugent, M., Dugandzic, R., Lanouette, M., y Chénier, M. (2008). Influence of Matrix Composition on the Bioaccessibility of Copper, Zinc, and Nickel in Urban Residential Dust and Soil. *Human and Ecological Risk Assessment*, 14, 351–371.

Reeder, R. J., Schoonen, M. A. A., Lanzirrotti, A. (2006) Metal speciation and its role in bioaccessibility and bioavailability. *Rev. Mineral.Geochem.*64, 59–113.

Richards, L. (1972) *Suelos salinos y sódicos*. México: Editorial Limusa S.A.

Rieuwerts, J. S., Farago, M. E., Cikrt, M., y Bencko, V. (2000). Differences in lead bioavailability between a smelting and mining area. *Water, Air, and Soil Pollution*, 122, 203-229.

Rieuwerts, J. S., Thornton, I., Farago, M. E., y Ashmore, M. R. (1998). Factors influencing metal bioavailability in soils: preliminary investigations for the development of a critical loads approach for metals. *Chemical Speciation and Bioavailability*, 10(2), 61-75.

Robles-Gutierrez, I., López-Robles, J. P., Carrera-Delgado, A., Flores-de la Torre, J. A., Alba, I., Mancera-García, K. M., y otros. (2009). *Determinación de la cantidad de Pb en suelos de Concepción del Oro*. Recuperado el 17 de Marzo de 2009, de Coecyt-coah: <http://www.coecyt-coah.gob.mx/2061\1350\2009\2\24\UAZ%Robles%Gutierrez%7%paginas.pdf>

Rodríguez Pacheco, R.L. y Candela Lledó, L. (1998) La contaminación de las aguas subterráneas. Moa, Holguín, Cuba. *Jornadas sobre la contaminación de las aguas subterráneas: un problema pendiente*. Valencia: AIH-GE.

Rodríguez, R.R., Basta, N.T., Casteel, S.W. y Pace, L.W. (1999). An In Vitro Gastrointestinal Method To Estimate Bioavailable Arsenic in Contaminated Soils and solid Media. *Environmental Science and Technology*, 33, 642-649.

Rogers, C.L., Cserna, Z., Taverna, E. y Ullos, S. (1956). General geology and phosphate deposits of Concepcion del Oro district, Zacatecas, Mexico. *U.S. Geol. Survey Bull.*, 1037-A.

Ruby MV, Davis A, Schoof R, Eberle S, Sellstone CM. (1996) Estimation of lead and arsenic bioavailability using a physiologically based extraction test. *Environmental Science and Technology*, 30, 422-430.

Ruby, M. V., Schoof, R., Brattin, W., Goldade, M., Post, G., Harnois, M., y otros. (1999). Advances in Evaluating the Oral Bioavailability of Inorganics in Soil for Use in Human Risk Assessment. *Environmental Science & Technology*, 33, 3697-3705.

Salomons, W. (1995). Environmental impact of metals derived from mining activities: Processes, predictions, prevention: *Journal of Geochemical Exploration*, 52, 5-23.

Schaider, L.A., Senn, D.B., Brabander, D.J., McCarthy, K.E. y Shine, J.P. (2007). Characterization of Zinc, Lead, and Cadmium in Mine Waste: Implications for Transport, Exposure, and Bioavailability. *Environmental Science & Technology*, 41, (11), 2007.

Schroder, J.L., Basta, N.T., Si, J., Casteel, S.W., Evans, T. y Payton, M. (2003). In vitro gastrointestinal method to estimate relative bioavailable Cd in contaminated soil. *Environmental Science & Technology*. 37, 1365-1370.

SEDEZAC (Secretaría de Desarrollo de Económico de Zacatecas). (2008). *Monografía del Municipio de Concepción del Oro*. Recuperado el 1 de Enero de 2009, de SIDEEZ. Sistema de Información para el Desarrollo Económico de Zacatecas: http://infoeconomica.zacatecas.gob.mx/monografias_municipales/007_Concepcion_del_Oro.pdf

Sengupta, M. (1993). *Environmental Impacts of Mining: Monitoring, Restoration and Control*. Lewis Publishing, 494pp.

Segura, R., Arancibia, V., Zúñiga, M.C. y Pastén, P. (2006). Distribution of copper, zinc, lead and cadmium concentrations in stream sediments from the Mapocho River in Santiago, Chile. *Journal for Geochemical Exploration*, 91, 71-80.

SEMIP (Secretaría de Energía, Minas e Industria Paraestatal). (1991). *Monografía Geológico-Minera del Estado de Zacatecas*. Pachuca, Hidalgo, México: Consejo de Recursos Minerales.

Seoáñez, M. (2002). *Tratado de la contaminación atmosférica*. Madrid: Mundi-Prensa Libros.

SGM (Servicio Geológico Mexicano). (2004a, Septiembre). Carta Geoquímica por Arsénico Concepción del Oro G14-C62 (Zacatecas y Coahuila). Pachuca, Hidalgo, México: Secretaría de Economía.

SGM (Servicio Geológico Mexicano). (2004b, Septiembre). Carta Geoquímica por Cadmio Concepción del Oro G14-C62 (Zacatecas y Coahuila). Pachuca, Hidalgo, México: Secretaría de Economía.

SGM (Servicio Geológico Mexicano). (2004c, Septiembre). Carta Geoquímica por Cobre Concepción del Oro G14-C62 (Zacatecas y Coahuila). Pachuca, Hidalgo, México: Secretaría de Economía.

SGM (Servicio Geológico Mexicano). (2004d, Septiembre). Carta Geoquímica por Plomo Concepción del Oro G14-C62 (Zacatecas y Coahuila). Pachuca, Hidalgo, México: Secretaría de Economía.

SGM (Servicio Geológico Mexicano). (2004e, Septiembre). Carta Geoquímica por Zinc Concepción del Oro G14-C62 (Zacatecas y Coahuila). Pachuca, Hidalgo, México: Secretaría de Economía.

SGM (Servicio Geológico Mexicano). (2008). *Panorama Minero del Estado de Zacatecas*. Pachuca.

SGM (Servicio Geológico Mexicano). (2009). *Panorama Minero del Estado de Zacatecas*. Pachuca.

Sigal, E., Ferguson, G., y Bacigalupo, C. (2007) Consideration of in vitro bioaccessibility of indoor dust when assessing risk in smelter communities. Society of Toxicology's 48th Annual Meeting, Baltimore, MD.

Smedley, P.L. y Kinniburgh, D.G. (2002). A review of the source, behavior and distribution of arsenic in natural waters. *Applied Geochemistry*, 17, 517-568.

Smith, T.M. y Smith, R.L. (2007) *Ecología*. (6a ed.) Madrid, Pearson educación, S.A.

Steele, M.J., Beck, B.D, Murphy, B.L. y Strauss, H.S. (1990). Assessing the contribution from lead in mining wastes to blood lead. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 11, 158-190.

Stout, J.E. (2004). A method for establishing the critical threshold for aeolian transport in the field. *Earth Surface Processes and Landforms*. 29, 1195-1207

Tannenbaum, L. V., Johnson, M.S., y Bazar, M. (2003). Application of the Hazard Quotient Method in Remedial Decisions: A comparison of Human and Ecological Risk Assessments. *Human and Ecological Risk Assessments*, 9, 387-401.

Taylor, G.F. y Thornber, M.R. (1992). Gossan formation and gossan surveys. En: C.R.M. Butt y H. Zeegers (Eds.). *Handbook of exploration geochemistry*, Elsevier, 4, 115-202.

Taylor, M.P., Mackay, A.K., Hudson-Edwards, K.A. y Holz, E. (2010). Soil Cd, Cu, Pb, and Zn contaminants around Mount Isa city, Queensland, Australia: Potential sources and risks to human health. *Applied Geochemistry*. 25. 841-855.

UNEP (United Nations Environment Programme). (2000). Mining and sustainable development II: Challenges and perspectives. *Industry and Environment*, 23, 1-94.

UNEP. (2001). APEEL for Mining. Guidance for the Mining Industry in Raising Awareness and Preparedness for Emergencies at Local Level. UNEP Technical Report No 41. 84 pp

USEPA (United States Environmental Protection Agency). (1999). *Integrated Risk Information System (IRIS) on Arsenic*. Washington, DC.: National Center for Environmental Assessment, Office of Research and Development.

USEPA (United States Environmental Protection Agency). (1991). *Integrated Risk Information System (IRIS) on Selenium*. Washington, DC.: National Center for Environmental Assessment, Office of Research and Development.

USEPA (United States Environmental Protection Agency). (1999). *Integrated Risk Information System (IRIS) on Arsenic*. Washington, DC.: National Center for Environmental Assessment, Office of Research and Development.

USEPA. (2007). *Estimation of Relative Bioavailability of Lead in Soil and Soil-Like Material Using in Vivo and in Vitro Methods*. U.S. Environmental Protection Agency: Washington, DC.

USEPA. (2008). *Standard Operating Procedure for an In Vitro Bioaccessibility Assay for Lead in Soil*. United States Environmental Protection Agency. EPA 92001-86

Vangronsveld, J., y Cunningham, S. (1998). *Metal-Contaminated Soils: In-Situ Inactivation and Phytoremediation*. Berlin, Germany: Springer-Verlag.

Viera, F., Castro-Larragoitia, G. J., y Garza, A. M. (2000). Caracterización hidrogeoquímica y contenidos de metales en fuentes de agua del distrito minero de Concepción del Oro - Providencia, Zacatecas. En M. Guevara, & I. S. Torres (Ed.), *X Congreso Nacional de Geoquímica*, (pág. 165). Temixco.

Webster, R. y Oliver, M. (2001). *Geostatistics for Environmental Scientist*. New York: John Wiley & Sons.

Welch, A.H., Westjohn, D.B., Helsel, D.R. y Wanty, R.B. (2000). Arsenic in ground water of the United States: occurrence and geochemistry. *Ground Water*, 38, 589-604.

Wiertz F. y Jacques V. G. (2003) Mecanismo y cinética de transformación geoquímica y mineralógica en relaves de flotación y escorias de fundición. FONDECYT, 11 p.

Williams, M. (2001) Arsenic in Mine Water: An International Study. *Environmental Geology*, 40, 267-278.

Yáñez, L., Calderón, J., Carrizales, L. y Díaz-Barriga, F. (1997). Evaluación del riesgo en sitios contaminados por plomo aplicando un modelo de exposición integral (IEUBK), en Evaluación de riesgos para la salud en la

población expuesta a metales en Bolivia (Díaz-Barriga, ed.), Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud. División de Salud y Ambiente. Metepec, Estado de México, México. 90 pp.

Yáñez, L., García-Nieto, E., Rojas, E., Carrizales, L., Mejía, J., Calderón, J., Razo, I. y Díaz-Barriga, F. (2003). DNA damage in blood cells from children exposed to arsenic and lead in a mining area. *Environmental Research*, 93, 231-240.

Young, J. (1992). Mining the earth. *Worldwatch* (109), 22.

ANEXOS

ANEXO 1. Resultados de la validación del método de digestión de suelo, sedimento y polvo.

Análisis por EAA con flama.						
Parámetro		Pb	Zn	Mn	Cd	Cu
Curva de Calibración	Pendiente	0,008	0,178	0,079	0,104	0,042
	Intercepto	0,002	0,006	0,002	0,002	0,0003
	R ²	0,9996	0,998	0,998	0,999	0,994
Sensibilidad	IC 95%	0,008 ± 0,002	0,178 ± 0,011	0,079 ± 0,004	0,104 ± 0,004	0,042 ± 0,004
Repetibilidad	%RDS	7,6	15,5	13,5	19,9	10,5
Exactitud (recobro)	%	102,3 a 111,7	88,0 a 97,9	81,24 a 111,73	82,89 a 110,5	96,63 a 122,84
Límite de detección	mg /L	0,15	0,03	0,10	0,02	0,18
Límite de cuantificación	mg /L	0,67	0,15	0,33	0,11	0,26

Análisis por EAA con Generación de Hidruros		
Parámetro		Determinación de As
Linealidad	Pendiente	0,040
	Intercepto	0,0327
	r ²	0,988
Sensibilidad	IC 95% (β1)	0,040 ± 0,006
Repetibilidad	%RDS	17,6
Exactitud (recobro)	%	89,4 a 107,3
Límite de detección	µg /L	0,10
Límite de cuantificación	µg /L	1,69

Nota: El Material Estándar de Referencia empleado fue el NIST 2710a.

ANEXO 2. Resultados de la validación del método de digestión de agua.

Análisis por ICP-MS					
Elemento	N	%RSD	% Recobro	L.D. (µg/L)	L.C. (µg/L)
Arsénico	3	3.1	88 – 92	0.05	0.1
Selenio	3	11.0	81 – 100	0.1	0.5
Plomo	3	10.1	89 – 109	0.1	0.5
Manganeso	3	3.2	99 – 105	0.1	0.5
Aluminio	3	24.3	70 – 98	0.5	1
Cobre	3	10.3	99 – 102	0.02	0.1
Hierro	3	14.9	89 - 117	0.5	1

Nota: El Material Estándar de Referencia empleado fue el NIST 1643e.

ANEXO 3. Parámetros considerados en el análisis geoestadístico de los EPT en suelo, empleando el método *kriging* ordinario, y errores estimados de la interpolación.

Elemento	N	Modelo	Clases de distancias		Vecinos Considerados		EM	EMEst	EEstM	RCEM	RCEMEst
			Tamaño	No.	Mín.	Máx.					
Pb	114	Exponencial	600	10	1	8	-9.38	425.9	429.5	-0.007	0.94
As	116	Exponencial	391	9	34	35	2.32	173.0	188.2	0.018	0.92
Cd	102	Exponencial	643	9	2	9	-0.03	4.3	4.3	-0.004	0.96
Zn	115	Exponencial	390	9	2	7	-29.40	568.4	571.6	-0.040	0.92
Mn	109	Exponencial	311	11	2	5	-11.94	526.2	471.4	-0.043	1.16
Cu	116	Exponencial	253	9	8	9	17.85	829.0	993.2	0.008	1.00

N: número de muestras incluidas en la interpolación, se retiraron los valores atípicos; EM: error medio; EMEst: error medio estandarizado; EEstM: error estándar promedio; RCEM: raíz del cuadrado medio del error; y RCEMEst: raíz del cuadrado medio estandarizado.

ANEXO 4. Concentraciones de 14 elementos en las muestras de suelo y sedimentos (<2 mm) recolectadas durante la visita de reconocimiento.

Muestra	Concentración de EPT (mg/Kg)													
	Al	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	As	Se	Ag	Cd	Hg	Pb
SUE1-Deportiva	5794	5	631	8440	16	5	1816	1126	126	2	7	5	ND	959
SUE2-Esc. Juárez	6171	6	580	7415	8	17	867	171	37	2	1	2	ND	174
SUE3-Esc. Carmona	4193	4	866	8724	49	10	6266	1886	604	13	13	29	4	3032
SUE4-Parque Terreros	5445	4	482	9602	18	12	957	143	74	3	1	1	ND	22
SUE5-CanchaFutbol	5492	7	116	9610	6	4	338	849	29	10	1	7	ND	15
SUE6-Jales Rojos	6936	3	1417	9173	88	13	2272	5000	28	ND	26	84	ND	1539
4 SED1-Bordo AP	14304	8	1417	8966	26	16	1797	781	48	2	6	9	ND	357
5 SED2-Bordo AP	6010	3	679	8678	13	7	462	220	46	1	1	3	ND	121

ND: Concentración no detectable por el método de análisis de ICP-MS.

ANEXO 5. Ubicación geográfica y concentración de EPT en las muestras de suelo superficial (<2 mm).

Muestra	Localización UTM (metros)			Concentración (mg/Kg)					
	Este	Norte	Altitud	Pb	As	Cd	Zn	Mn	Cu
SUE1-Deportiva	255677	2724187	2098	959	126	5	1941	927	1816
SUE2-Esc. Juárez	255459	2724193	2086	174	37	2	294	852	867
SUE3-Esc. Carmona	254853	2724517	2100	3032	604	29	3251	1271	6266
SUE4-Parque Terreros	254537	2724406	2178	22	74	1	247	708	957
SUE5-Cancha Fútbol	254976	2724392	2272	15	29	7	1464	171	338
SUE6-Residuos Rojos	258240	2724938	2000	1539	28	84	8621	2081	2272
SU-01D	254368	2724387	2244	273	120	9	577	589	333
SU-04 D	254600	2724458	2393	182	98	7	588	706	311
SU-06D	254697	2724613	2162	1241	509	18	1222	945	1625
SU-16 D	254120	2723311	2212	116	119	4	482	827	1871
SU-22D	255417	2723827	2066	4176	455	16	902	2083	225
SU-24 D	255720	2724719	2076	2104	1391	50	2842	2481	4254
SU-27 D	255037	2724458	2094	225	369	15	1274	723	2203
SU-29 D	255152	2724492	2086	568	112	11	132	688	415
SU-30D	254905	2724763	2149	241	91	8	427	645	475
SU-31 D	254996	2724795	2118	489	85	3	207	1181	666
SU-33 D	256181	2725024	1997	703	222	13	825	1759	952
SU-34D	256895	2725091	1973	295	381	10	360	1218	1160
SU-37 D	258139	2725059		140	140	5	348	766	195
SU-38 D	258521	2724837	2000	496	515	13	1686	1409	819
SU-PA1	252906	2723748	2327	149	47	11	1618	782	322
SU-01	254085	2724255	2110	41	346	3	308	1583	3212
SU-02	252799	2723679	2345	215	195	9	1908	3143	802
SU-05	253644	2723636	2238	134	102	5	291	766	812
SU-06	253980	2723476	2187	33	14		72	258	297
SU-10	254485	2724691	2148	224	103	16	336	895	546
SU-11	254495	2724205	2137	691	295	29	1375	1924	2395
SU-12	254470	2723582	2181	170	167	6	183	102	465
SU-13	253994	2723105	2256	87	23		212	548	518
SU-14	254931	2723431	2152	260	131	17	592	686	140
SU-15	255301	2723695	2165	188	66	16	426	491	355
SU-17	256071	2724832	2028	2070	798	31	3501	7247	736
SU-18	255512	2724675	1981	400	126	13	463	1470	872
SU-19	254919	2724697	2107	284	143	11	508	670	413
SU-20	254434	2724750	2159	388	82	13	352	888	815
SU-21	254542	2724845	2158	98	170	15	205	1792	43
SU-22	255486	2725207	2111	381	450	11	303	1729	112
SU-23	256205	2725608	2079	209	698	9	375	1511	125
SU-24	256497	2725604	2003	124	568	8	186	1557	524
SU-25	256980	2725714	1950	218	440	8	301	892	337
SU-26	256331	2724756	2036	2909	677	29	1524	4501	812
SU-27	256459	2724160	2047	2031	571	33	3509	6279	762
SU-28	257010	2724644	2076	566	137	23	762	2904	234

Continuación									
Muestra	Localización UTM (metros)			Concentración (mg/Kg)					
	Este	Norte	Altitud	Pb	As	Cd	Zn	Mn	Cu
SU-29	257490	2725199	1965	585	189	19	1887	4088	459
SU-30	257449	2724907	1961	317	521	12	326	1510	673
SU-31	258055	2724800	1971	34	145	4	149	1182	53
SU-32	257934	2725254	1969	770	196	13	958	2450	880
SU-33	258492	2724688	1921	84	92	3	161	1187	62
SU-34	259019	2724650	1992	196	71	4	312	870	196
SU-35	259509	2723669	1901	106	51	5	154	2698	33
SU-36	258918	2724112	1924	97	32	8	104	1029	53
SU-38	259490	2724157	1831	106	50		125	785	43
SU-39	259507	2724704	1882	73	30		106	661	48
SU-40	259905	2724689	1872	62	24	2	96	560	37
SU-41	260351	2724422	1870	70	16	4	119	871	42
SU-44	261533	2725088	1826	61	14	2	159	779	43
SU-46	259997	2725675	1809	118	53	3	167	1084	85
SU-47	260499	2725250	1861	96	32	8	90	542	68
SU-49	260404	2725824	1874	231	260	11	224	892	78
SU-50	261008	2725639	1866	174	38	5	184	1529	62
SU-51	261470	2725687	1847	163	35	4	129	1091	230
SU-53	261504	2726983	1746	180	56	6	245	837	139
SU-54	261220	2726656	1765	269	48	9	237	891	137
SU-55	260837	2726147	1861	445	91	5	274	1520	117
SU-56	261003	2726696	4482	232	98	8	267	760	116
SU-57	260985	2727183	1854	208	74	3	271	995	123
SU-58	261493	2727680	1817	98	242	7	132	890	79
SU-59	261478	2728244	1801	106	52		181	711	215
SU-60	261021	2728314	1819	86	54	5	159	633	109
SU-62	261450	2728645	1793	80	55	5	169	618	115
SU-63	260966	2728762	1794	122	54	7	177	805	92
SU-64	260491	2728252	1822	166	65	7	269	801	113
SU-65	260508	2727684	1825	199	28	10	242	1378	103
SU-66	260504	2727172	1836	229	86	6	127	608	39
SU-67	260152	2727181	1836	283	220	10	366	1030	141
SU-68	259485	2727212	1832	147	175	8	131	992	60
SU-70	259340	2727679	1862	133	94	7	127	1004	61
SU-71	259618	2728217	1840	220	119	9	306	961	98
SU-72	259519	2728020	1851	157	87	7	142	974	53
SU-73	259785	2728760	1826	155	55	9	275	689	109
SU-74	259854	2728688	1825	211	94	9	294	760	130
SU-75	260494	2728646	1816	118	51	7	173	758	88
SU-76	258360	2728785	1797	109	97	9	181	1144	36
SU-77	258763	2728396	1859	136	71	10	143	789	66
SU-78	258888	2728041	1871	105	38	10	135	914	47
SU-79	258994	2727688	1806	113	116	7	115	823	60
SU-80	258990	2727211	1874	340	354	13	793	1226	1719
SU-81	258935	2726605	1884	215	41	9	232	671	178
SU-82	259543	2726691	1844	371	580	15	51	1887	471

Continuación									
Muestra	Localización UTM (metros)			Concentración (mg/Kg)					
	Este	Norte	Altitud	Pb	As	Cd	Zn	Mn	Cu
SU-83	259887	2726562	1864	316	422	13	40	2153	2799
SU-84	259994	2726191	1849	240	92	9	508	898	181
SU-85	260472	2726672	1876	220	72	9	253	746	113
SU-86	260672	2726242	1855	191	21	9	447	1985	75
SU-87	259620	2726309	1873	385	302	8	402	1291	868
SU-91	259021	2725829	1899	747	103	13	875	916	634
SU-92	258728	2725776	1907	660	328	13	904	1534	1227
SU-93	259022	2726268	1888	297	216	12	683	1775	1761
SU-94	258470	2726188	1905	352	136	12	585	942	615
SU-95	258490	2726670	1902	175	53	9	299	1042	180
SU-96	258487	2727174	1886	131	35	8	183	838	100
SU-97	258490	2727684	1873	115	259	8	144	977	66
SU-98	258470	2728188	1854	109	78	8	156	1012	38
SU-99	257486	2728811	1799	120	81	8	155	1039	44
SU-100	258027	2728827	1871	71	37	8	117	672	30
SU-101	257988	2728180	1895	133	60	7	146	822	60
SU-102	257521	2728109	1913	136	66	8	151	813	70
SU-103	257487	2727581	1928	87	76	6	134	902	6
SU-104	257990	2727683	1903	154	98	9	139	1334	70
SU-105	257987	2727185	1906	87	55	7	144	705	41
SU-106	257695	2727163	1926	142	80	8	152	2674	13
SU-107	257911	2726595	1929	100	51	8	146	1145	69
SU-108	257579	2726619	1948	128	52	9	167	1369	153
SU-109	257510	2726160	1961	224	135	8	404	1053	178
SU-110	258243	2726347	1915	220	180	10	681	1493	962
SU-111	258009	2726077	1927	312	158	12	581	1473	796
SU-112	257315	2725720	1974	295	357	11	452	1311	514

ANEXO 6. Guías de Evaluación para Medios Ambientales (EMEG por sus siglas en inglés) para EPT en suelo, polvo y agua.

- Zinc (RfD para efectos en salud por alteración en los eritrocitos de ratas).

$$EMEG_{Suelo} = \frac{0.3(mg/kg/día) * 25(kg)}{0.00035(kg/día)} = 21429 (mg/kg)$$

$$EMEG_{Polvo} = \frac{0.3(mg/kg/día) * 25(kg)}{0.000035(kg/día)} = 214286(mg/kg)$$

- Manganeso (RfD para efectos sobre el Sistema Nervioso Central).

$$EMEG_{Suelo} = \frac{0.14(mg/kg/día) * 25(kg)}{0.00035(kg/día)} = 10000 (mg/kg)$$

$$EMEG_{Polvo} = \frac{0.14(mg/kg/día) * 25(kg)}{0.000035(kg/día)} = 100000(mg/kg)$$

- Cobre (MRL para síntomas gastrointestinales)

$$EMEG_{Suelo} = \frac{0.01(mg/kg/día) * 25(kg)}{0.00035(kg/día)} = 714 (mg/kg)$$

$$EMEG_{Polvo} = \frac{0.01(mg/kg/día) * 25(kg)}{0.000035(kg/día)} = 7143(mg/kg)$$

- Cadmio (RfD efectos por proteinuria significativa).

$$EMEG_{Polvo} = \frac{0.001(mg/kg/día) * 25(kg)}{0.000035(kg/día)} = 714(mg/kg)$$

- Arsénico (RfD efectos por hiperpigmentación, queratosis y posibles complicaciones vasculares)

$$EMEG_{Suelo} = \frac{0.0003(mg/kg/día) * 25(kg)}{0.00035(kg/día)} = 21.4(mg/kg)$$

$$EMEG_{Polvo} = \frac{0.0003(mg/kg/día) * 25(kg)}{0.000035(kg/día)} = 214(mg/kg)$$

$$EMEG_{Agua} = \frac{0.0003(mg/kg/día) * 25(kg)}{1(L/día)} = 0.0075(mg/L) = 7.5(\mu g/L)$$

- Selenio (RfD efectos por selenosis).

$$EMEG_{Agua} = \frac{0.005(mg/kg/día) * 25(kg)}{1(L/día)} = 0.125(mg/L) = 125(\mu g/L)$$

ANEXO 7. Conductividad y pH de muestras de suelo superficial y sedimento (< 2mm)

Muestra*	pH		Conductividad (dS/m)
	Agua Des.	CaCl ₂ (0,1 M)	
SU-01D	7.37	7.63	3.83
SU-111	7.88	7.47	0.41
SU-112	7.94	7.31	0.21
SU-22D	7.20	7.36	3.84
SU-24D	7.43	7.42	6.41
SU-26	7.76	7.41	0.35
SU-33D	7.58	7.49	1.39
SU-38D	7.31	7.37	1.91
SU-39	8.00	7.38	0.19
SU-41	7.91	7.37	0.20
SU-44	8.01	7.42	0.21
SU-80	8.11	7.49	0.20
SU-83	7.36	7.32	1.95
SU-91	8.01	7.58	0.33
SU-92	7.76	7.55	0.70
SUE1-Deportiva	7.79	7.37	0.47
SUE2-Esc. Juárez	7.42	7.35	3.27
SUE3-Esc. Carmona	6.77	6.74	9.70
SUE6-Residuos Rojos	7.85	7.46	0.26
SED-01	7.05	7.29	1.53
SED-18	8.11	7.46	0.08
SED1-Bordo AP	7.19	6.89	1.97

* Las muestras con clave SU son suelos y los de clave SED son sedimentos

Anexo 8. Ubicación geográfica y concentración de EPT en las muestras de sedimento (<2 mm).

Muestra	Localización UTM (metros)			Concentración (mg/Kg)					
	Este	Norte	Altitud	Pb	As	Cd	Zn	Mn	Cu
SE-01	261085	2728465	1794	739	208	6	453	1072	1019
SE-02	252899	2723713	2334	26	23	ND	83	305	112
SE-04	254363	2724254	2108	130	171	5	232	1593	1204
SE-05	254751	2724375	2087	171	98	ND	204	753	141
SE-06	255349	2724451	2057	157	127	ND	234	1230	1051
SE-07	255824	2724926	2025	132	164	4	281	1293	1450
SE-08	256625	2725101	1993	184	136	4	232	1266	1286
SE-09	257564	2725394	1956	250	297	6	336	1098	1550
SE-10	258433	2725645	1920	275	104	ND	278	1094	1162
SE-11	259151	2726176	1895	200	148	3	292	1269	1060
SE-12	259952	2726595	1864	261	104	5	335	1303	1288
SE-13	261071	2728001	1824	262	155	4	251	1016	861
SE-14	256768	2725817	2003	95	326	3	169	2301	1411
SE-15	257743	2726309	1945	275	430	9	462	1616	1566
SE-16	257749	2726896	1928	125	103	ND	105	892	59
SE-17	258224	2726102	1925	218	393	12	720	2414	4826
SE-18	254154	2723273	2222	644	102	3	253	505	440
SE-19	254544	2724729	2150	97	91	5	141	547	713
SE-20	256711	2724851	2017	866	263	13	806	4542	91
SED1-Bordo AP	260436	2727126	1837	357	48	9	1348	2081	1797
SED2-Bordo AP	260397	2727123	1847	121	46	3	380	997	462

ND: No detectable, concentración por debajo del límite de detección.

ANEXO 9. Concentraciones de 14 elementos en las muestras de agua recolectadas en el muestreo de reconocimiento.

Muestra	Concentración de EPT ($\mu\text{g/L}$)						
	Al	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu
AGU1-Pileta de Deportiva	24	0,3	3	ND	0,3	0,4	6
AGU2-Esc. Carmona	ND	0,3	3	ND	0,2	2	20
AGU3-Bordo Arroyo Principal	790	2	271	1378	3	6	181

Muestra	Concentración de EPT ($\mu\text{g/L}$)						
	Zn	As	Se	Ag	Cd	Hg	Pb
AGU1-Pileta de Deportiva	ND	38	18	0,2	0,01	0,2	ND
AGU2-Esc. Carmona	615	34	5	0,04	0,2	0,2	ND
AGU3-Bordo Arroyo Principal	67	136	2	0,4	0,5	0,3	23

ANEXO 10. Ubicación geográfica, concentración de EPT y pH en las muestras de agua de grifo y superficial.

AGUA DE GRIFO												
Muestra	Localización UTM (metros)			Concentración (µg/L)								pH
	Este	Norte	Altitud	As	Se	Mn	Pb	Cu	Zn	Cd	Fe	
AG-01	254336	2724405	2244	32	6	2	ND	16	954	0,2	52	6,8
AG-02	254615	2724425	2104	40	6	1	ND	9	76	0,2	23	6,5
AG-03	254539	2724306	2102	34	6	2	ND	8	152	ND	76	7,3
AG-04	254599	2724480	2393	34	7	1	ND	7	75	0,2	17	6,6
AG-05	254698	2724527	2110	16	9	17	ND	10	1643	0,2	70	6,9
AG-06	254694	2724604	2146	30	8	2	ND	7	366	0,2	13	7,2
AG-07	254736	2724534	2194	30	7	19	0,6	54	412	0,4	149	6,9
AG-09	254877	2724363	2059	37	41	15	ND	81	320	0,6	134	7,4
AG-10	254834	2724368	2035	26	9	2	ND	4	436	ND	2	7,2
AG-11	254869	2724167	2115	30	8	1	ND	5	4	ND	ND	7,4
AG-12	254953	2724049	2097	29	20	4	ND	16	584	0,3	ND	7,2
AG-14	254924	2723839	2113	28	45	10	ND	13	85	0,3	ND	7,2
AG-16	254116	2723308	2213	32	25	0,4	ND	13	108	0,3	ND	7,6
AG-17	255103	2723605	2148	31	6	3	4	53	549	ND	28	7,3
AG-18	255144	2723766	2128	22	3	1	0,4	3	1234	0,2	ND	7,2
AG-19	255090	2723910	2106	28	9	0,3	ND	0,5	ND	ND	24	7,5
AG-21	255086	2723976	2096	31	15	4	ND	37	175	0,3	21	7,6
AG-22	255417	2723827	2124	16	3	9	0,4	7	183	0,2	38	7,5
AG-23	255380	2724172	2026	109	49	177	8	374	477	0,9	2130	7,0
AG-24	255720	2724719	2045	31	5	1	ND	3	214	ND	47	7,5
AG-25	255495	2724356	2015	32	6	0,3	ND	3	ND	ND	70	-
AG-26	255056	2724397	2065	30	6	ND	ND	9	39	ND	26	7,0
AG-27	255024	2724453	2078	31	ND	1	2	78	35	ND	4	7,2
AG-28	255292	2724632	2087	29	2	1	0,1	9	1038	ND	ND	7,1
AG-29	255146	2724483	2112	35	ND	0,1	0,1	ND	2	ND	ND	7,1
AG-30	254869	2724741	2064	40	ND	28	17	14	2999	0,2	250	7,0
AG-31	254995	2724795	2115	33	8	3	1	24	360	ND	123	7,1
AG-33	256181	2725024	1997	32	6	2	1	3	1304	0,2	78	7,3
AG-34	256895	2725091	1973	65	11	ND	ND	1	ND	ND	ND	7,4
AG-36	257692	2725215	1912	23	4	ND	0,1	1	11	ND	ND	7,7
AG-37	258167	2725052	1937	23	6	5	0,1	0,1	171	ND	ND	7,0
AG-38	258520	2724835	2007	24	1	0,4	0,2	1	ND	ND	ND	7,3
AG-39	258977	2724734	1884	29	7	1	ND	1	43	ND	ND	7,1
AG-40	259125	2724672	1904	32	8	ND	ND	ND	ND	ND	ND	6,9
AG-41	259617	2723997	1907	41	9	0,1	2	5	66	ND	51	7,1
AG-42	259524	2723859	1877	37	10	1	0,5	4	144	ND	52	7,1
AG-43	261612	2728157	1798	29	2	0,4	ND	3	10	ND	32	8,0
AG-44	259156	2727350	1808	4	ND	ND	ND	1	90	ND	ND	7,4
AG-45	259225	2727082	1869	4	4	3	1	2	156	ND	890	7,5
AG-46	259130	2727363	1869	5	2	1	ND	17	76	ND	1	7,3
AG-47	259647	2725615	1876	26	9	0,5	ND	0,2	168	ND	27	7,6
AG-48	259574	2725736	1880	39	8	10	2,9	8	93	ND	491	7,4

Cont. AGUA DE GRIFO												
Muestra	Localización UTM (metros)			Concentración (µg/L)								pH
	Este	Norte	Altitud	As	Se	Mn	Pb	Cu	Zn	Cd	Fe	
AG-49	258586	2725457	1923	23	5	0,2	0,3	9	3	ND	8	7,8
AG-50	258594	2725580	1916	26	11	0,4	0,1	1	142	ND	15	7,8
AGU2-Esc. Carmona	254853	2724517	2100	34	5	3	ND	20	615	ND	ND	7,5
AGU1-Pileta Deportiva	255560	2724092	2101	38	18	3	ND	6	ND	0,2	ND	8,1
AGUA SUPERFICIAL												
Muestra	Localización UTM (metros)			Concentración (µg/L)								pH
	Este	Norte	Altitud	As	Se	Mn	Pb	Cu	Zn	Cd	Fe	
AG-Presa Las Margaritas	257448	2729893	1851	5	6	27	0,4	2	3	ND	585	7,6
AGU3-Bordo AP	260436	2727126	2000	136	2	271	23	181	67	0,5	1378	9,1

ANEXO 11. Ubicación geográfica y concentración de EPT en las muestras de polvo depositado en exteriores.

Temporada Húmeda (Jun-Jul 2009)										
Muestra	Localización UTM (metros)			Concentración (mg/Kg)						
	Este	Norte	Altitud	Pb	As	Cd	Zn	Mn	Cu	
PO-03 D	254539	2724306	2170	368	130	12	608	771	569	
PO-04 D	254599	2724480	2402	259	114	16	768	732	944	
PO-06 D	254694	2724604	2146	803	266	21	818	1058	1133	
PO-07 D	254736	2724534	2194	441	154	7	254	1057	1281	
PO-09 D	254877	2724363	2059	323	97	9	551	779	595	
PO-10 D	254834	2724368	2035	404	101	8	538	907	700	
PO-11 D	254869	2724167	2115	655	181	13	974	618	732	
PO-14 D	254924	2723839	2113	278	134	15	608	1003	1553	
PO-16 D	254116	2723308	2213	161	102	11	507	691	1388	
PO-18 D	255144	2723766	2128	573	48	13	1565	1109	435	
PO-19 D	255090	2723910	2106	735	212	29	1824	1315	1732	
PO-20 D	255010	2723948	2103	554	112	101	1213	809	658	
PO-21 D	255086	2723976	2096	1001	371	22	1442	1242	2685	
PO-22 D	255417	2723827	2124	644	62	13	1213	520	116	
PO-23 D	255380	2724172	2026	865	276	8	1249	1571	2707	
PO-25 D	255495	2724356	2015	190	178	ND	384	1619	1548	
PO-26 D	255056	2724397	2065	314	86	6	559	1139	642	
PO-27 D	255024	2724453	2078	423	519	30	2144	941	4005	
PO-28 D	255292	2724632	2087	224	141	ND	694	1335	1135	
PO-29 D	255146	2724483	2112	707	119	6	979	868	621	
PO-30 D	254869	2724741	2064	223	134	9	1045	1361	835	

Continuación Temporada Húmeda (Junio-julio 2009)									
Muestra	Localización UTM (metros)			Concentración (mg/Kg)					
	Este	Norte	Altitud	Pb	As	Cd	Zn	Mn	Cu
PO-31 D	254995	2724795	2115	172	93	ND	618	936	432
PO-33 D	256181	2725024	1997	754	322	18	942	2103	1056
PO-34 D	256895	2725091	1973	290	215	ND	514	2219	809
PO-36 D	257692	2725215	1912	334	151	ND	609	1317	424
PO-37 D	258167	2725052	1937	318	311	13	1033	1193	424
PO-38 D	258520	2724835	2007	884	544	13	1666	974	384
PO-39 D	258977	2724737	1884	223	110	6	907	1214	856
PO-40 D	259125	2724672	1904	245	78	ND	512	730	525
PO-41 D	259617	2723997	1907	128	38	10	234	531	139
PO-42 D	259524	2723859	1877	240	18	30	594	677	185
PO-44 D	259156	2727350	1808	167	52	16	238	826	159
PO-46 D	259130	2727363	1869	212	93	27	1068	610	555
PO-50 D	258594	2725580	1916	770	75	11	451	731	187
Temporada Húmeda (Febrero 2010)									
Muestra	Localización UTM (metros)			Concentración (mg/Kg)					
	Este	Norte	Altitud	Pb	As	Cd	Zn	Mn	Cu
PO-03 D	254539	2724306	2170	241	135	8	355	744	552
PO-04 D	254599	2724480	2402	435	151	17	2050	642	1263
PO-06 D	254694	2724604	2146	803	202	12	887	961	1153
PO-07 D	254736	2724534	2194	308	99	6	688	786	752
PO-09 D	254877	2724363	2059	484	113	6	2321	923	1154
PO-10 D	254834	2724368	2035	540	135	8	787	869	1142
PO-11 D	254869	2724167	2115	604	164	6	797	828	793
PO-14 D	254924	2723839	2113	373	114	7	643	770	993
PO-16 D	254116	2723308	2213	164	78	ND	617	634	1303
PO-18 D	255144	2723766	2128	1061	157	13	1223	1361	424
PO-19 D	255090	2723910	2106	666	116	12	1988	867	1156
PO-20 D	255010	2723948	2103	682	148	6	1118	846	843
PO-21 D	255086	2723976	2096	992	136	11	1346	1034	1408
PO-22 D	255417	2723827	2124	633	147	7	872	1097	686
PO-23 D	255380	2724172	2026	718	193	10	1362	1008	1935
PO-25 D	255495	2724356	2015	698	183	9	920	777	696
PO-26 D	255056	2724397	2065	587	339	21	2624	1671	5554
PO-27 D	255024	2724453	2078	733	147	10	1668	949	952
PO-28 D	255292	2724632	2087	1143	180	5	567	1203	1128
PO-29 D	255146	2724483	2112	626	197	7	1822	822	1391
PO-30 D	254869	2724741	2064	456	126	7	364	805	626
PO-31 D	254995	2724795	2115	438	127	6	503	918	813
PO-33 D	256181	2725024	1997	787	285	11	745	1759	1042
PO-34 D	256895	2725091	1973	283	194	6	300	1786	745
PO-36 D	257692	2725215	1912	797	311	5	397	1507	538
PO-37 D	258167	2725052	1937	534	170	5	484	890	352

PO-38 D	258520	2724835	2007	527	533	17	1861	851	891
PO-39 D	258977	2724737	1884	418	120	5	1095	902	399
PO-40 D	259125	2724672	1904	471	88	ND	474	680	515
PO-41 D	259617	2723997	1907	252	90	8	341	665	306
PO-42 D	259524	2723859	1877	192	75	ND	332	676	233
PO-44 D	259156	2727350	1808	651	98	9	1600	780	1451
PO-46 D	259130	2727363	1869	529	125	8	783	730	830
PO-50 D	258594	2725580	1916	804	110	5	418	667	295
POL1-Esc. Juárez	255459	2724193	2086	1231	766	24	2691	1181	6153
POL2-Esc. Carmona	254853	2724517	2100	230	121	ND	484	596	506
POL3-CanchaFutbol	254976	2724392	2272	156	162	ND	1859	1377	1442

ANEXO 12. Concentración total y bioaccesible de las muestras seleccionadas de suelo superficial y polvo de la fracción < 250 µm

SUELO SUPERFICIAL												
Muestra	Concentración Total (mg/Kg)						Concentración Bioaccesible (mg/Kg)					
	Pb	Cd	Mn	Cu	Zn	As	Pb	Cd	Mn	Cu	Zn	As
SU-01D	273	9	589	333	577	120	106	21	415	250	105	69
SU-11	691	29	1924	2395	1375	295	491	9	605	1587	546	164
SU-24D	2104	50	2481	4254	2842	1391	NA	22	709	2945	1459	891
SU-33D	703	13	1759	952	825	222	337	5	846	604	460	91
SU-32	770	13	2450	880	958	196	369	6	646	456	456	66
SU-91	747	13	916	634	875	103	445	4	563	419	347	93
SU-22D	4176	16	2083	225	902	455	1755	4	731	112	468	84
SUE1	959	5	927	1816	1941	126	626	3	448	1336	649	121
SUE6	1539	84	2081	2272	8621	28	248	22	122	455	1296	NA
SU-38D	496	13	1409	819	1686	515	175	5	515	244	410	48
SU-26	2909	29	4501	812	1524	677	1188	13	912	620	485	148
SU-31D	489	3	1181	666	207	85	141	ND	469	424	222	48
SUE3	3032	29	1271	6266	3251	604	143	ND	353	203	131	45
SU-17	2070	31	7247	736	3501	798	264	5	715	248	235	63
SU-39	73	ND	661	48	106	30	11	ND	372	11	77	11
SU-44	61	2	779	43	159	14	15	ND	344	19	176	6

POLVO DEPOSITADO												
Muestra	Concentración Total (mg/Kg)						Concentración Bioaccesible (mg/Kg)					
	Pb	Cd	Mn	Cu	Zn	As	Pb	Cd	Mn	Cu	Zn	As
PO-06D	803	12	961	1153	887	202	411	5	426	578	337	145
PO-11D	604	6	828	793	797	164	393	3	191	296	621	92
PO-18D	1061	13	1361	424	1223	157	319	2	351	171	591	46
PO-20D	682	6	846	843	1118	148	255	2	197	286	834	43
PO-21D	992	11	1034	1408	1346	136	567	7	456	1219	706	230
PO-22D	633	7	1097	686	872	147	667	3	254	120	580	27
PO-23D	718	10	1008	1935	1362	193	410	2	337	622	602	66
PO-33D	787	11	1759	1042	745	285	351	6	708	518	362	99
PO-38D	527	17	851	891	1861	533	205	4	377	210	423	41
PO-46D	529	8	730	830	783	125	160	NA	266	212	418	32
PO-50D	804	5	667	295	418	110	481	NA	358	96	177	44
POL1	1231	24	1181	6153	2691	766	783	12	655	3936	1388	365
POL2	230	ND	596	506	484	121	129	ND	304	236	298	43

ND: Concentración por debajo del límite de detección, NA: No analizado.

ANEXO 13. Bases para la calificación del sitio

1. Antecedentes del sitio. Máximo: 17 puntos

1.1 Poblaciones cercanas al sitio (MULTIPLIQUE DISTANCIA X TAMAÑO)

<i>Distancia al sitio (dentro de un radio)</i>		<i>Tamaño de la población</i>	
<u>0 - 1500 m</u>	<u>3 puntos</u>	> 100 mil personas	4 puntos
1501 - 3000 m	2 puntos	> 10 mil - 100 mil	3 puntos
> 3000 m	1 punto	<u>> mil - 10 mil</u>	<u>2 puntos</u>
		≤ mil	1 punto

1.2. ¿Existe preocupación social?

<u>Sí:</u>	<u>2 puntos</u>
No:	0 puntos

1.3. ¿Tipos de contaminantes presentes en el sitio (SUME EL TOTAL)

Orgánicos:	1 punto	
<u>Inorgánicos:</u>	<u>1 punto</u>	Total = 9
Microbiológicos:	1 punto	

2. Contaminación ambiental. Máximo: 28 puntos

2.1. Análisis preliminar de la contaminación

1. Evidencia de contaminación dentro del sitio. (CINCO PUNTOS)
2. Evidencia de contaminación fuera del sitio. (CINCO PUNTOS)
3. Control de calidad y confiabilidad de las muestras. (CINCO PUNTOS)
4. Presencia de contaminantes críticos. (CINCO PUNTOS)

2.2. Toxicidad del contaminante más significativo

El contaminante más significativo se define por ser el contaminante crítico que superó con mayor valor la EMEG respectiva, o por ser el que más preocupación generó en la comunidad.

SIN TOXICIDAD:	0 PUNTOS	TOXICIDAD LIGERA:	2 PUNTOS
TOXICIDAD MODERADA:	3 PUNTOS	<u>TOXICIDAD SEVERA:</u>	<u>4 PUNTOS</u>

2.3. Persistencia del contaminante más significativo

NO PERSISTENTE:	0 PUNTOS	ALGO PERSISTENTE:	2 PUNTOS
PERSISTENTE:	3 PUNTOS	<u>ALTAMENTE PERSISTENTE:</u>	<u>4 PUNTOS</u>

(En el caso de que no exista información sobre toxicidad y/o persistencia del contaminante más crítico, se asumirá toxicidad severa y alta persistencia).

Total = 28

3. Análisis de rutas de exposición. Máximo: 15 puntos

Para esta sección se considerará la información directa obtenida mediante el análisis ambiental en los puntos de exposición y la estimación teórica que se realice tomando en cuenta las propiedades fisicoquímicas de los contaminantes críticos, así como los factores específicos del sitio que pudiesen influir en el destino y transporte de los contaminantes.

3.1. Medio ambiental impactado (SUME EL TOTAL)

<u>Suelo:</u>	2 puntos	Aire:	3 puntos
Alimento:	2 puntos	Agua subterránea:	4 puntos
<u>Agua superficial:</u>	2 puntos	Otro <u>polvo exterior y agua de grifo</u> :	2 puntos (4)

Los parámetros fisicoquímicos que a continuación se listan, se tomarán en cuenta para suponer la presencia del contaminante significativo en más de un medio:

Solubilidad en agua, Constante de la Ley de Henry, Factor de bioconcentración (FBC) y	Coefficiente de partición octanol/agua, Coefficiente de partición de carbono orgánico, Velocidad de transformación y de degradación.
---	--

Las características del sitio que a continuación se listan, se tomarán en cuenta para suponer la presencia del contaminante significativo en más de un medio:

Índice de precipitación anual, Cubierta del suelo, Características hidrogeológicas, Canales de aguas superficiales, Obras públicas y	Condiciones de temperatura, Características geomorfológicas, Flora y fauna, Características del suelo, Velocidad y dirección de los vientos.	Total = 8
--	--	-----------

4. Caracterización preliminar del riesgo. Máximo: 40 puntos

SE CONSIDERARÁ SOLAMENTE AL CONTAMINANTE MÁS SIGNIFICATIVO
(MULTIPLICAR EL PUNTAJE DE LA CARACTERIZACIÓN DEL RIESGO POR EL DE SEVERIDAD DEL EFECTO)

4.1. Caracterización del riesgo cancerígeno **No realizado**

INCIDENCIA DE CÁNCER (RIESGO INDIVIDUAL X POBLACIÓN)

>1000	10 PUNTOS	100 -1000	9 PUNTOS
10 -100	8 PUNTOS	<10	7 PUNTOS

4.2. Caracterización del riesgo no cancerígeno

RELACIÓN DE RIESGO (DOSIS ESTIMADA / RfD O MRL)

>1000	10 puntos	100 -1000	9 puntos
<u>10 -100</u>	<u>8 puntos</u>	<10	7 puntos

4.3. Severidad del efecto en salud

CATASTRÓFICA	3 PUNTOS
<u>SERIA</u>	<u>2 PUNTOS</u>
ADVERSA	1 PUNTO

- ◆ Si la sustancia es cancerígena, se multiplicará su incidencia por tres puntos, (en el concepto de severidad, es el valor de una enfermedad catastrófica).
- ◆ En caso de que se caracterice el riesgo como no cancerígeno, se multiplicará su relación dosis/RfD por la severidad del padecimiento que se haya seleccionado para su caracterización (que debe ser para la cual fue calculada la RfD).

$$\text{Riesgo} \times \text{Severidad} = 8 \times 2 = 16$$

4.4. Factores asociados al riesgo (NIVEL DE MARGINACIÓN ECONÓMICA)

Alta marginación:	10 PUNTOS
<u>Marginación media:</u>	<u>5 PUNTOS</u>

Total = 21

5. Calificación de los sitios inspeccionados

(75 - 100 puntos)

URGENCIA AMBIENTAL Y DE SALUD PÚBLICA

EL SITIO REQUIERE RESTAURACIÓN INMEDIATA Y

UNA EVALUACIÓN DE LA EXPOSICIÓN

(40 - 74 puntos)

TOTAL = 66

RIESGO AMBIENTAL Y DE SALUD PÚBLICA

EL SITIO REQUIERE LA EVALUACIÓN DE LA EXPOSICIÓN.

LOS RESULTADOS DE DICHO ANÁLISIS DETERMINARÁN

LA TEMPORALIDAD DE SU RESTAURACIÓN.

(0 - 39 puntos)

MÍNIMO RIESGO AMBIENTAL Y DE SALUD PÚBLICA

EL SITIO NO REQUIERE UN ANÁLISIS MÁS PROFUNDO.

SE INSTRUMENTARÁ UN PROGRAMA DE VIGILANCIA AMBIENTAL

PARA EVITAR UN RIESGO FUTURO.