

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ

FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS, INGENIERÍA Y MEDICINA

PROGRAMA MULTIDISCIPLINARIO DE POSGRADO EN CIENCIAS AMBIENTALES

TESIS QUE PARA OBTENER EL GRADO DE

DOCTORADO EN CIENCIAS AMBIENTALES

**EVALUACIÓN DE LA GENOTOXICIDAD EN POBLACIONES INFANTILES
EXPUESTAS A CONTAMINACIÓN POR As, Pb Y Cd EN ZONAS MINERAS**

PRESENTA:

M. C. SANDRA PATRICIA GAMIÑO GUTIÉRREZ

DIRECTOR DE TESIS:

DR. MARCOS GUSTAVO MONROY FERNÁNDEZ

ASESORES:

DRA. MARÍA EUGENIA GONSEBATT BONAPARTE

DR. FERNANDO DÍAZ-BARRIGA MARTÍNEZ

JUNIO 2012



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ

FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS, INGENIERÍA Y MEDICINA

PROGRAMAS MULTIDISCIPLINARIOS DE POSGRADO EN CIENCIAS
AMBIENTALES

TESIS QUE PARA OBTENER EL GRADO DE

DOCTORADO EN CIENCIAS AMBIENTALES

EVALUACIÓN DE LA GENOTOXICIDAD EN POBLACIONES INFANTILES
EXPUESTAS A CONTAMINACIÓN POR As, Pb Y Cd EN ZONAS MINERAS

PRESENTA:

M. C. SANDRA PATRICIA GAMIÑO GUTIÉRREZ

COMITÉ TUTELAR:

DIRECTOR: DR. MARCOS GUSTAVO MONROY FERNÁNDEZ _____

ASESOR: DRA. MARÍA EUGENIA GONSEBATT BONAPARTE _____

ASESOR: DR. FERNANDO DÍAZ-BARRIGA MARTÍNEZ _____

SINODALES:

PRESIDENTE: DR. MARCOS GUSTAVO MONROY FERNÁNDEZ _____

SECRETARIO: DR. FERNANDO DÍAZ-BARRIGA MARTÍNEZ _____

VOCAL: DRA. MARÍA EUGENIA GONSEBATT BONAPARTE _____

VOCAL: DRA. LUZ MARÍA DEL RAZO JIMÉNEZ _____

VOCAL: DR. GUILLERMO JAVIER CASTRO LARRAGOITIA _____

CRÉDITOS INSTITUCIONALES

PROYECTO REALIZADO EN:

CENTRO DE ESTUDIOS, ASESORÍAS Y SERVICIOS EN SISTEMAS AMBIENTALES

CON FINANCIAMIENTO DE:

CEASSA, S.C. y Fondo Sectorial SEMARNAT - CONACYT

A TRAVÉS DEL PROYECTO DENOMINADO:

Proyecto SEMARNAT 2002-C01-0362 “Programa Multidisciplinario para la evaluación y restauración ambiental de zonas mineras: 1. Villa de la Paz – Matehuala, S.L.P.”.

AGRADEZCO A CONACyT EL OTORGAMIENTO DE LA BECA-TESIS

Becario No. 129796

"La mano de un sueño..."

Para:

Fidel Daniel y María Fernanda.

Agradecimientos:

A Dios por darme todo lo que soy.

A mis padres por ayudar a Dios en el inicio de este proceso que es mi vida.

A mi esposo por su apoyo total y siempre incondicional, por su motivación constante para llegar a todos mis logros, por ser mi amigo y mi cómplice.

A mis hijos por sus consejos, su tiempo, su confianza, su risa, su cariño, sus enseñanzas, su comprensión y su apoyo en todos los momentos que vivieron sin mamá.

A toda mi familia, hermanos y cuñados por todos los momentos de familia y los lazos de amor que siempre me hacen sentir.

A mi Comité Tutelar por sus valiosas observaciones y consejos para el mejor desarrollo de mi proyecto, en especial al Dr. Menrey por su paciencia y ayuda en la conclusión de mi proyecto.

Al jurado evaluador por su apreciable revisión al proyecto y sus acertadas correcciones.

A CEASSA por darme la oportunidad de crear, a todas las personas que han sido y son parte de ella, por darme la oportunidad de crecer como ser humano, en especial a Gabby y Cecy por creer en este sueño y por su amistad sincera.

A los niños que son parte de este estudio por su confianza y creer que su mundo si puede ser mejor...

ÍNDICE GENERAL

RESUMEN	i
ABSTRACT	iv
I. INTRODUCCIÓN	1
I.1. Minería y Salud Ambiental	2
I.2. Elementos Tóxicos en Sitios Mineros	7
I.2.1. Arsénico	7
I.2.2. Plomo	13
I.2.3. Otros metales	17
I.2.3.1. Cadmio	17
I.2.3.2. Mercurio	18
I.3. Evaluación de Riesgo en Salud	19
I.4. Biomarcadores	22
I.4.1. Biomarcadores de exposición	23
I.4.2. Biomarcadores de efecto	23
I.4.2.1. Micronúcleos	24
I.4.3. Biomarcadores de susceptibilidad	26
II. ANTECEDENTES	27
II.1. Descripción General del Sitio y de la contaminación	27
II.2. Justificación para el Caso de Estudio	37
III. FASE AMBIENTAL PARA IDENTIFICAR PRIORIDADES PARA LA REMEDIACIÓN	39
III.1. Análisis de la contaminación	42
III.2. Caracterización ambiental de suelo superficial del área urbana	48
III.2.1. Caracterización ambiental de suelo superficial	48
III.2.1.1. Metodología de muestreo y analítica	48
III.2.1.2. Resultados de la caracterización ambiental de suelo	53
III.2.2. Caracterización ambiental de los terreros	59
IV. EVALUACIÓN DE LA SALUD AMBIENTAL EN EL ÁREA URBANA Y SUBURBANA DE VILLA DE LA PAZ	65
IV.1. Objetivo General	70

IV.1.1	Objetivos Específicos	70
IV.2	Metodología	71
IV.2.1	Criterios de inclusión	71
IV.2.2	Cuestiones Bioéticas para la realización del estudio	71
IV.2.3	Selección de niños para monitoreos biológicos	72
IV.2.4	Muestras biológicas y análisis de biomarcadores de exposición	73
IV.2.5	Estado fisiológico y de salud	75
IV.2.6	Biomarcadores de efecto temprano	75
IV.3	Resultados	77
IV.3.1	Datos sobre cuestionarios de exposición	77
IV.3.2	Análisis clínicos para evaluar estado de salud	80
IV.3.3	Indicadores nutricios	81
IV.3.4	Análisis de Biomarcadores de Exposición	83
IV.3.4.1	Plomo	83
IV.3.4.2	Arsénico	87
IV.3.5	Indicadores Biológicos de Efecto Temprano	91
IV.3.5.1	Frecuencia de Células Micronucleadas (CMN)	91
IV.3.6	Análisis de rutas de exposición adicionales	97
IV.4	Discusión y Conclusiones	99
V.	PROGRAMA DE INTERVENCIÓN PARA LA DISMINUCIÓN DE EXPOSICIÓN A LOS CONTAMINANTES	105
V.1	Estrategias de Prevención	107
V.1.1	Comunicación del Riesgo y Educación Ambiental	107
V.1.2	Educación Nutricia para la Salud Ambiental	110
V.1.3	Objetivo del Programa de Prevención	113
V.1.3.1	Objetivos Específicos	114
V.1.4	Metodología	114
V.1.4.1	Estrategias en Educación Ambiental	114
V.1.4.2	Estrategias en Educación Nutricia	115
V.1.4.3	Evaluación de la aplicación de las estrategias de prevención	117
V.1.5	Resultados	118
V.1.5.1	Etapa de Información	118
V.1.5.2	Diagnóstico del Estado Nutricio	122
V.1.5.3	Etapa de intervención	123

V.1.5.4	Intervención con Padres de Familia	123
V.1.5.4.1	Intervención con Autoridades de Salud	127
V.1.5.4.2	Intervención con Autoridades de Gobierno	131
V.1.5.5	Etapas para la Educación continua	133
V.1.5.6	Evaluación del programa	133
V.2	Estrategias de remediación de las fuentes de contaminación	140
V.2.1	Sustento del Programa de Remediación	142
V.2.1.1	Actividades que dieron origen a la contaminación	142
V.2.1.2	Fuentes principales de los contaminantes críticos para el sitio	144
V.2.2	Objetivo de la Propuesta de Remediación	145
V.2.3	Conceptualización de la Propuesta de Remediación	146
V.2.4	Resultados	148
V.2.4.1	Criterios para establecer prioridades en la Propuesta de Remediación	148
V.2.4.2	Propuesta general de remediación	150
V.2.4.3	Propuesta de aprovechamiento de los sitios remediados	156
V.3	Discusión y Conclusiones	158
VI.	PROGRAMAS DE MINERÍA Y SALUD AMBIENTAL EN AMÉRICA LATINA	165
VI.1	Caso de Estudio: Minería Artesanal en Ecuador	166
VI.1.1	Escenario de la minería en Ecuador	167
VI.1.2	Objetivo General	171
VI.1.3	Justificación	171
VI.1.4	Etapas del Programa	172
VI.1.5	Metodología	176
VI.1.5.1.	Muestreo y análisis de metales en suelo	176
VI.1.5.2.	Selección de niños	177
VI.1.5.3.	Percepción del riesgo	177
VI.1.6	Resultados	178
VI.1.6.1.	Descripción del sitio	186
VI.1.6.2.	Contaminantes de los medios del ambiente	196
VI.1.6.3.	Puntos de exposición	197
VI.1.6.4.	Evaluación preeliminar de la contaminación ambiental: identificación de contaminantes críticos	201
VI.1.6.5.	Análisis preliminar de las rutas de exposición	204

VI.1.6.6. Percepción del riesgo	205
VI.1.7. Discusión y Conclusiones	207
VII. CONCLUSIONES	211
VIII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	222
ANEXO I. Resultados de la Fase de Caracterización Ambiental del Sitio	
ANEXO II. Resultados de la Fase del Diagnóstico en Salud Ambiental de la población infantil	
ANEXO III. Formatos y Materiales preparados para Fase de Prevención (incluye reportes con actores, solo portada)	

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Imagen esquemática que muestra los efectos que produce la exposición humana a As y los cuales podrían estar implicados en el proceso de carcinogénesis (Tomado y modificado de Goering <i>et al.</i> , 1999).	13
Figura 2. Metodología para la evaluación de riesgo en salud en sitios contaminados por actividades minero-metalúrgicas.	21
Figura 3. Imagen de la formación de células micronucleadas (CMN) en tejido epitelial.	25
Figura 4. Escudo del Municipio de Villa de la Paz, que muestra su origen en dibujos y la importancia de la actividad minera aún hasta nuestros días, mostrada en este monumento ubicado en el centro de la cabecera municipal.	27
Figura 5. Ubicación geográfica del municipio de Villa de la Paz, en el estado de San Luis Potosí, México.	28
Figura 6. Vista aérea del Municipio de Villa de la Paz, S.L.P. (México) donde se observa en panorámica la Sierra de Catorce, el cerro El Fraile, el área urbana de Villa de la Paz, terreros históricos inmersos en esta área urbana, los jales en etapa de cierre, la Colonia Real de Minas y la nueva presa de jales.	31
Figura 7. Terrero o tepetatera que es material estéril de mina dispuesto en las cercanías de la mina. La morfología es variada dependiendo del tipo de proceso empleado para la extracción, generalmente consiste en material grueso.	32
Figura 8. Depósito de jales (laderos), material producto del proceso de beneficio o extracción de los elementos de interés económico a partir del mineral que lo contiene. Este material es regularmente formado por partículas muy finas, debido al proceso de trituración y molido al que es sometido.	33
Figura 9. Concentración total de plomo (9a) y arsénico (9b) en suelo superficial de los Municipios de Villa de la Paz y Matehuala, S.L.P. (Razo, 2006).	34

Figura 10. Imagen de localización de los terreros (residuos mineros históricos) ubicados dentro del Municipio de Villa de la Paz, S.L.P., producto de actividad minera de al menos hace 150 años.	44
Figura 11. Terrero de Campo de Beisbol ubicado dentro de la zona urbana de la cabecera municipal. Obsérvese como la gente usa como camino peatonal parte del terrero e incluso han realizado construcciones con el material recuperado del talud del mismo.	45
Figura 12. Terrero de “El Mirador”, ubicado dentro de la zona urbana, donde en el talud se lleva a cabo incluso actividades comerciales y en la terraza superior actividades recreativas por la población infantil.	46
Figura 13. Actividades recreativas por población infantil en el terrero “El Mirador”, dentro del área urbana de Villa de la Paz, S.L.P. Se aprecia la exposición directa de la población infantil local a los residuos mineros históricos	47
Figura 14. Depósitos de material estéril de mina, dispuestos en este sitio hace aproximadamente 100 años. Se puede apreciar en ambos terreros (“Campo de Beisbol” superior y “Mirador” inferior), el grado de alteración y la diversidad del material en cuanto al origen del proceso en el cual fueron originados.	49
Figura 15. Dispersión hídrica de partículas desde los terreros Mirador (superior) y Mina (inferior) después de un evento de lluvia torrencial en el área urbana de Villa de la Paz. Se puede apreciar como los escurrimientos cargados de contaminantes se dispersan hacia áreas habitacionales incrementando su exposición.	50
Figura 16. Puntos del muestreo dirigido para el análisis de concentración de arsénico, plomo y cadmio en suelo superficial del área urbana de Villa de la Paz.	52
Figura 17. Mapa de distribución de la concentración total de plomo en suelo superficial del área urbana y suburbana de Villa de la Paz, donde se observa la dispersión de este elementos tóxicos desde los terreros históricos resaltados por líneas y letras blancas y en particular del terrero El Mirador y el terrero del campo de Beisbol.	57
Figura 18. Mapa de distribución de la concentración total de arsénico en suelo superficial del área urbana y suburbana de Villa de la Paz, donde se observa	

la dispersión de este elementos tóxicos desde los terreros históricos (pasivos ambientales) y en particular del terrero El Mirador.	57
Figura 19. Mapa de distribución de la concentración bioaccesible de plomo en suelo superficial del área urbana y suburbana de Villa de la Paz, donde se observa la dispersión de este elementos tóxicos desde los terreros históricos (pasivos ambientales) y en particular del terrero El Mirador.	58
Figura 20. Mapa de distribución de la concentración bioaccesible de arsénico en suelo superficial del área urbana y suburbana de Villa de la Paz, donde se observa la dispersión de este elementos tóxicos desde los terreros históricos (pasivos ambientales) y en particular del terrero El Mirador.	58
Figura 21. Puntos del muestreo dirigido para el análisis de concentración de elementos tóxicos en los taludes del terrero “Campo de Beisbol”, en el área urbana de Villa de la Paz.	60
Figura 22. Superficie restaurada en la terraza del terrero “Campo de Beisbol”, en el área urbana de Villa de la Paz.	60
Figura 23. Puntos del muestreo dirigido para el análisis de concentración de elementos tóxicos en los taludes y terrazas del terrero “Mirador”, en el área urbana de Villa de la Paz.	61
Figura 24. Modelo Conceptual para la cabecera municipal de Villa de la Paz, identificado como sitio contaminado por elementos tóxicos, debido a mineralización natural y actividades mineras.	64
Figura 25. Edad de los niños que participaron en los tres monitoreos realizados para los niños de la Escuela Primaria “Educación y Patria”, en la zona urbana del Mpio. Villa de la Paz, S.L.P.	77
Figura 26. Material de cubierta del patio de la casa de los niños que participaron en los monitoreos. En el caso referido como “no contestó”, respondieron en su mayoría que su casa no tenía patio.	78
Figura 27. Evidencia de actividades infantiles recreativas en una de las casas donde habita uno de los niños que participo en el estudio, y que exhiben el suelo del solar sin cubierta.	79
Figura 28. Esta foto fue tomada cuando realizamos la visita a una de las casas donde vive un niño que participo en el estudio, las personas toman	

directamente el agua de los tambos donde la almacenan, y al fondo podemos ver una montaña que son residuos de mina, que pueden ser fuente de elementos tóxicos y liberarlos por mecanismos tanto eólicos como pluviales y contaminar el agua de consumo para los habitantes de esta casa así como otras vecinas al lugar.	79
Figura 29. Evidencias de una ruta potencial de exposición a través de la ingesta de agua almacenada en depósitos expuestos a polvo y partículas procedentes de un terrero.	80
Figura 30. Evaluación del estado nutricional de población infantil estudiada en el Municipio de Villa de la Paz, S.L.P.	82
Figura 31. Evaluación del estado nutricional para población infantil estudiada en el Municipio de Villa de la Paz, S.L.P., por edad de acuerdo al centro escolar al que pertenecían.	82
Figura 32. Frecuencia y media de la concentración de plomo en sangre de niños de Villa de la Paz. Monitoreo biológico realizado en junio 2006.	86
Figura 33. Frecuencia y media de la concentración de plomo en sangre de niños de Villa de la Paz. Monitoreo biológico realizado en diciembre 2006.	86
Figura 34. Frecuencia y media de la concentración de arsénico en orina de niños de Villa de la Paz. Monitoreo biológico realizado en junio 2006.	89
Figura 35. Frecuencia y media de la concentración de arsénico en orina de niños de Villa de la Paz. Monitoreo biológico realizado en diciembre 2006.	89
Figura 36. Frecuencia y media de la concentración de arsénico en orina de niños de Villa de la Paz. Monitoreo biológico realizado en mayo 2007.	90
Figura 37. Correlación entre el número de células micronucleadas (CMN) y la concentración de arsénico en orina para niños que participaron el primer monitoreo (junio 2006).	93
Figura 38. Estadísticas básicas del daño en células epiteliales expresadas a partir del conteo de células micronucleadas (CMN).	95
Figura 39. Porcentaje de disminución en el daño en células epiteliales expresadas a partir del conteo de células micronucleadas (CMN) con relación al primer monitoreo.	95

Figura 40. Correlación entre el número de células micronucleadas (CMN) y la concentración de arsénico en orina para niños que participaron el segundo monitoreo (diciembre 2006).	96
Figura 41. Evolución de la concentración máxima, mediana y criterio de referencia para el plomo en sangre de población infantil estudiada durante los tres monitoreos.	96
Figura 42. Evolución de la concentración máxima, mediana y criterio de referencia para el arsénico en orina de población infantil estudiada durante los tres monitoreos.	97
Figura 43. Aspecto de los patios (solares) de dos de los domicilios donde viven niños con valores de biomarcadores de exposición de plomo y arsénico sin disminución significativa durante los tres monitoreos. Se aprecia en ambos casos su cercanía a depósitos de residuos o materiales de mina.	100
Figura 44. Esquema que muestra el Programa y Estrategias de Intervención para la disminución de la exposición a contaminantes en Villa de la Paz.	106
Figura 45. Esquema que muestra la estrategia para abarcar a todos los actores de la comunidad para trabajar unidos en beneficio de la salud ambiental infantil.	116
Figura 46. Esquema del mapa conceptual de las acciones y componentes del PIENSA.	117
Figura 47. Taller informativo con los padres de familia de uno de los centros escolares de Villa de la Paz.	120
Figura 48. Dispersión de partículas desde la presa de jales por vientos en dirección Norte – Sur, durante un evento sucedido el 15 de marzo de 2007 en Villa de la Paz, S.L.P.	120
Figura 49. Partículas y polvo sobre el alfeizar de una ventana en el interior del centro escolar localizado en la Colonia Real de Minas del Municipio de Villa de la Paz, S.L.P.	121
Figura 50. Partículas y polvo sobre la banqueta de una calle de la Colonia Real de Minas del Municipio de Villa de la Paz, S.L.P.	121

Figura 51. Estado nutricional de los niños que participaron en el estudio. El diagnóstico fue realizado utilizando el peso y talla para la edad.	122
Figura 52. Taller informativo de Educación y Nutrición Ambiental con el PIENSA para madres de los niños que participaron en los monitoreos biológicos.	124
Figura 53. Figura que muestra el Plato del bien comer tal como lo presenta la Norma Oficial Mexicana NOM-043-SSA2-2005, <i>Servicios básicos de salud. Promoción y educación para la salud en materia alimentaria. Criterios para brindar orientación</i> , que fue adaptado y modificado para las condiciones de obtención de alimentos en el sitio de estudio.	124
Figura 54. Fotografía tomada de las madres asistentes al primer taller informativo en Villa de la Paz, que fue usada en el segundo taller informativo con la intención de que se identificaran con la información presentada, que reflejaba básicamente su situación ambiental y como favorecer y proteger su salud bajo estas condiciones.	125
Figura 55. Material didáctico creado para reafirmar la información de los talleres del programa PIENSA.	126
Figura 56. Imágenes de los trípticos entregados en otra de las sesiones de aplicación del PIENSA con los padres de familia.	127
Figura 57. Imágenes del taller realizado con el sector salud, al cual acudió personal de la Jurisdicción Sanitaria a la cual pertenece el municipio de Villa de la Paz.	128
Figura 58. Material didáctico creado para el taller con el sector salud, en la Jurisdicción Sanitaria de Matehuala, SLP, a la cual pertenece el municipio Villa de la Paz.	130
Figura 59. Reuniones de Trabajo en el Sitio con autoridades municipales (H. Presidente Municipal de Villa de la Paz, Profr. Héctor Raul Moncada Chávez), estatales (SEGAM) y federales (Subdelegado federal de SEMARNAT en San Luis Potosí); así como con autoridades federales (DGGIMAR-SEMARNAT y Delegación SLP SEMARNAT) y estatales (SEGAM y Servicios de Salud del Gbo. del Estado de San Luis Potosí) en el municipio de Villa de la Paz.	131
Figura 60. Primera etapa del taller informativo con el personal del DIF municipal de Villa de la Paz.	134

Figura 61. Aplicación de los mensajes transmitidos al personal del DIF local de Villa de la Paz, en el Centro de Desarrollo Infantil.	134
Figura 62. Disminución de los valores máximo, mínimo y mediana para la concentración de As en orina entre los monitoreos 2 y 3 con respecto al primer monitoreo.	136
Figura 63. Comparación de los valores mínimo, mediana y máximo entre los diferentes monitoreos, para la concentración de Pb en sangre de los niños que participaron en el estudio.	138
Figura 64. Disminución de la frecuencia de CMN en los tres monitoreos para el seguimiento y evaluación de la eficiencia del programa de intervención.	139
Figura 65. Sesión taller con padres de familia para entregar, evaluar y discutir resultados del seguimiento del PIENSA en uno de los centros escolares de Villa de la Paz.	140
Figura 66. Fotografía donde puede observarse como los residuos mineros han quedado rodeados por el crecimiento urbano, nótese la coloración característica de los residuos alterados en varios puntos de la mancha urbana de Villa de la Paz.	141
Figura 67. Imagen Satelital del área urbana y suburbana del Municipio de Villa de la Paz, donde se señala en círculos a los cúmulos de residuos mineros históricos distribuidos en esta zona. Las letras en amarillo son nombres que se les dieron a los terreros de mayor tamaño para identificarlos, TM: terrero “Mirador”, TBB: terrero Beisbol, TTM: terrero del tiradero de basura municipal, Tm: terrero propiedad de la mina.	143
Figura 68. Imágenes que muestran algunos de los criterios que se tomaron en cuenta para la priorización de los terreros a remediar. a) Construcciones a unos pocos metros del talud del terrero de Beisbol; b) Evidencia de actividades recreativas realizadas por niños; c) Zonas de paso peatonal por los taludes de los terreros; d) Grandes volúmenes de residuos que hacen no factible su remoción del sitio.	149
Figura 69. Instalaciones de la CAIC (Centro de Atención Infantil Comunitaria), del DIF municipal y de la UBR (Unidad Básica de Rehabilitación) adjunto al talud norte del Terrero “Campo de Beisbol” en Villa de la Paz.	150

- Figura 70.** Ejemplo del diseño de cubierta para la remediación de los taludes del terrero “Campo de Beisbol”, incluyendo el concepto de aprovechamiento del sitio con fines sociales, en particular en este caso para el uso de andadores que comunican el área urbana de Villa de la Paz. 157
- Figura 71.** Mapa en donde se observan los principales distritos mineros del Sur de Ecuador y resaltado se encuentra la ubicación del distrito minero de Portovelo. 168
- Figura 72.** [72a] operaciones metalúrgicas a pequeña escala para la extracción y recuperación de oro en el área de Portovelo (El Oro, Ecuador), se observa la disposición no controlada de los residuos del proceso; [72b] población de Portovelo (Ecuador) asentada sobre jales históricos de una operación minera de extracción de oro. 168
- Figura 73.** [73a] Niñas recolectando frutas sobre un área de depósito de residuos mineros de una operación artesanal en Portovelo (Oro, Ecuador); [73b] Niños realizando actividades recreativas en un terreno no pavimentado del área urbana de Portovelo (Ecuador), desarrollada sobre residuos mineros históricos. 170
- Figura 74.** Vista panorámica del distrito minero de San Gerardo ubicado en el corazón de los andes sureños del Ecuador, donde existe minería aurífera a pequeña escala y artesanal. Se observan los asentamientos humanos adjuntos a las minas y a los depósitos de estériles de mina (botaderos o terreros). 179
- Figura 75.** [75a] Relaves de una planta de lixiviación con cianuro, descargados por una pequeña operación minera al río sin un tratamiento previo; [75b] escurrimientos naturales que alimentan la carga hidráulica al río, previa descarga de los relaves con cianuro. 179
- Figura 76.** Mujeres y niños “jancheando”. La actividad de “janqueo” es la búsqueda de mineral con oro en los terreros de las minas. Las mujeres y niños recogen manual y selectivamente al mineral estéril botado por la mina, para transportarlo a sus casas donde lo muelen en molinos artesanales para luego combinarlo con mercurio, el cual ponen a evaporar en las estufas de sus casas para obtener las pepitas de oro. 180
- Figura 77.** Una vez que han realizado la amalgamación del mineral, se calienta la amalgama en vasijas de barro para evaporar al mercurio y obtener

al oro. Esto se realiza en la habitación donde niños y madres de familia se exponen a vapores tóxicos del mercurio. 181

Figura 78. [78a] Planta de beneficio COMIMACH (Compañía Minera de Machala), se observan los relaves (jales) de cianuración alterados por el intemperismo; **[78b]** Río Pinto ubicado a un costado del depósito de relaves (relavera) en la planta COMIMACH, obsérvese los escurrimientos contaminantes de los residuos vertiéndose al río. 182

Figura 79. Dos vistas panorámicas del Distrito minero de Nambija, ubicado en la zona Amazonia de los Andes sureños de Ecuador, en donde se practica la minería aurífera en forma completamente artesanal. 183

Figura 80. [80a] Entradas a minas en el Distrito minero de Nambija, los túneles son hechos de manera rudimentaria y con mínimas medidas de seguridad. **[80b]** Minero transportando el mineral de la mina hacia la planta de beneficio, las familias extraen el mineral y realizan todo el trabajo pues carecen de recursos para invertir en maquinaria adecuada. 184

Figura 81. En la minería artesanal de Nambija después de sacar el mineral se muele en morteros con un mazo gigante y el mineral molido se recoge en platos para amalgamarlo. 184

Figura 82. Minería de placer en la región amazona de Zamora se encuentra maquinaria pesada trabajando en la minería aurífera de placer, con los trascabos recogen el material que contiene el oro aluvial y lo mezclan con mercurio para su amalgamación. 185

Figura 83. [83a] Minería de placer. Esta es realizada en un río en donde con dragas colocadas en lanchas rudimentarias y dirigidas por un buzo, extraen el material del fondo del río que contiene el oro en forma pura que luego lo mezclan con mercurio para extraerlo. **[83b]** Aguas abajo obsérvese el impacto por sólidos totales suspendidos en las aguas del río debido a la actividad realizada por el dragado aguas arriba. 185

Figura 84. Niños en el distrito minero de Nambija, con indumentaria de trabajo, puesto que ayudan a las actividades mineras y metalúrgicas familiares. 186

Figura 85. Escondido entre los Andes (Cordillera Vizcaya, como se reconoce localmente) que guardan en sus entrañas el preciado mineral aurífero se

encuentra Portovelo (flecha), situado en la parte alta de la provincia de El Oro, en la región Costa del Ecuador; bañado por las aguas del Río Amarillo llamado así por los españoles ya que cuando llegaron a esta región por el oro que se erosionaba de las montañas al río. 187

Figura 86. Descargas hacia el río Calera (afluente del río Amarillo) de relaves [86a] de una planta de beneficio que procesa actualmente minerales con oro por lixiviación con cianuro; y [86b] del depósito histórico de relaves de cianuración producidos por la empresa SADCo en el Distrito Minero Portovelo-Zaruma. 188

Figura 87. Entrada a una mina de oro ubicada a orillas de una de las avenidas del poblado de Portovelo. Las medidas de seguridad en estas minas son mínimas y se encuentran a un lado de la vivienda familiar por lo que los riesgos de derrumbe están latentes. 190

Figura 88. Estadísticas del porcentaje de población por rango de edad en Portovelo. Fuente: INEN, 2001 Elaboración: Equipo técnico Municipio Portovelo/2003 (tomado de Rhon, 2005). 191

Figura 89. Estadísticas sobre el índice de pobreza y el índice de necesidades básicas insatisfechas (NBI) para las poblaciones urbana y rural de Portovelo, Ecuador. Fuente: INFOPLAN (tomado de Rhon, 2005). 191

Figura 90. Entrevistas personales realizadas al Dr. Jorge Aguilar en su consultorio particular [90a] y al personal del Subcentro de Salud de Portovelo [90b], en donde se les invito a colaborar en el estudio a realizar para los habitantes del poblado. 194

Figura 91. [91a] Entrevistas personales realizadas con el Dr. Wilson Sigcho, Director de la Clínica Particular “Alexandra”; [91b] Profesor Milton Yaguana, Director de la Escuela Primaria y Secundaria “13 de Mayo”. 194

Figura 92. Madre de familia entrevistada que nos dio a conocer su preocupación acerca de la contaminación generada por la actividad minera. 195

Figura 93. [93a] La basura municipal es arrojada al Río Amarillo; [93b] Los desagües de drenaje de las casas vierten las aguas negras directamente al Río Amarillo. 197

Figura 94. Los tambos de aceite y diesel utilizados para la maquinaria de las plantas de beneficio son también tirados al río. 197

Figura 95. Portovelo, pueblo minero, no se queda exento de los problemas de alcoholismo.	198
Figura 96. Zonas de residuos mineros históricos que no cuentan con pavimentación y que son usadas como canchas de fútbol infantil.	198
Figura 97. Zonas de residuos mineros históricos que no cuentan con pavimentación y que son usadas como canchas de voleibol por los niños y pobladores de Portovelo.	199
Figura 98. Otro punto de exposición a los contaminantes es en las calles del poblado donde a pesar de estar pavimentadas el transporte del mineral molido es realizado en camiones descubiertos que transitan por las principales avenidas ya que las minas y plantas de beneficio se encuentran cerca o dentro del poblado.	199
Figura 99. Niño jugando en el piso de su casa en donde se observa el polvo que entra de la calle que no se encuentra pavimentada.	199
Figura 100. Planta de beneficio ubicada en el patio de una casa. Obsérvese el juguete que se encuentra en la pila de residuos de cianuración, señal de que los niños juegan en esta área.	200
Figura 101. Río Amarillo el poblado se encuentra a los lados del mismo y no son utilizadas sus aguas para el uso ni consumo humano. El agua que utilizan los habitantes la toman río arriba y también de algunos pozos ubicados aguas arriba del poblado.	200
Figura 102. Muestreo de suelo superficial en una zona de recreación infantil ubicada en una escuela primaria.	202
Figura 103. Concentración total recuperable de arsénico (As), plomo (Pb) y mercurio (Hg) en muestras de suelo del área de Portovelo: [1] suelo aluvial cerca de mina de Johnny (figura 87); [2] mineral explotable en la mina de Johnny (figura 87); [3] suelo superficial en la entrada de la mina de Johnny (figura 87); [4] suelo superficial en área recreativa infantil de Portovelo en asentamiento urbanizado sobre jales históricos de la SADCO (figura 86a); [5] suelo entre 30 y 100cm de profundidad en asentamiento urbanizado sobre jales históricos de la SADCO; [6] suelo superficial en área recreativa infantil de Portovelo en asentamiento urbanizado sobre jales históricos de la SADCo (figura 97a); [7] suelo superficial fuera del campo de fútbol del Colegio Nacional 13 de mayo	

Portovelo (figura 102); [8] suelo superficial en el terreno del mismo campo de fútbol (figura 96b). 203

Figura 104. Porcentaje de bioaccesibilidad determinada por el método SBRC para arsénico (As), plomo (Pb) y mercurio (Hg) en las muestras de suelo del área de Portovelo, cuya concentración de contaminantes se reporta en la figura 103. 204

Figura 105. Dibujos que realizaron niños que viven en el distrito minero de Portovelo, en donde se observa que ellos dibujan las minas cercanas a sus casas y elementos utilizados durante esta actividad, como el carrito de mina usado para sacar el mineral cuando se realiza de manera artesanal a pequeña escala. 206

Figura 106. Dibujo que muestra un ejemplo de cómo los niños que viven en Portovelo, que es lo que les hace bien y que es lo que les hace mal del lugar en que viven, se observa como este niño dibuja elementos relacionados con la minería, como lo es los camiones de mina que circulan por las calles del poblado, el polvo de la mina, la basura en el agua y en las calles y también sólidos disueltos que en ocasiones llegan a ser bastante perceptibles y los niños lo refieren como polvo en el río y lodo. 207

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Límite Superior de las concentraciones totales de fondo (basales) en el horizonte A de suelo, determinadas a tres diferentes escalas de muestreo (Gamiño <i>et al.</i> , 2007; Chipres, 2008).	35
Tabla 2. Estadísticas descriptivas básicas para arsénico (As) y plomo (Pb), total y bioaccesible, en suelos del área urbana y suburbana de Villa de la Paz, S.L.P.	54
Tabla 3. Estadísticas descriptivas básicas para arsénico (As) y plomo (Pb), total y bioaccesible, en los terreros “Campo de Beisbol” y “Mirador” ubicados en el área urbana de Villa de la Paz.	61
Tabla 4. Rutas de exposición actuales para la población infantil en la zona urbana de la cabecera municipal de Villa de la Paz, S.L.P.	69
Tabla 5. Número de niños participando en monitoreos biológicos por centro escolar.	73
Tabla 6. Resultados (estadísticas básicas) de los monitoreos biológicos para plomo (Pb) en sangre de población infantil de Villa de la Paz, S.L.P.	83
Tabla 7. Resultados (estadísticas básicas) de los monitoreos biológicos para arsénico (As) en orina ($\mu\text{g/g}$ creatinina) de población infantil de Villa de la Paz.	88
Tabla 8. Resultados de la frecuencia de células micronucleadas (CMN) en el epitelio de la mucosa oral de niños expuestos a plomo y arsénico, de origen minero.	91
Tabla 9. Resultados de la concentración total (C_T) y bioaccesible (C_B) de arsénico y plomo en suelo y polvo en domicilio donde viven niños con valores de biomarcadores de exposición sin disminución significativa durante los tres monitoreos.	99
Tabla 10. Comparación de indicadores de exposición obtenidos históricamente por distintos grupos de investigadores en la población infantil de Villa de la Paz con el Primero Monitoreo realizado en este trabajo.	103

Tabla 11. Número de niños que participó en los seguimientos biológicos para la exposición a elementos tóxicos en el municipio de Villa de la Paz.	135
Tabla 12. Resultados (estadísticas básicas) de los monitoreos biológicos de seguimiento y evaluación para arsénico (As) en orina ($\mu\text{g/g}$ creatinina) de población infantil de Villa de la Paz.	135
Tabla 13. Resultados (estadísticas básicas) de los monitoreos biológicos para plomo (Pb) en sangre de población infantil de Villa de la Paz.	137
Tabla 14. Resultados de la frecuencia de CMN en el epitelio de la mucosa oral de niños expuestos a arsénico y plomo en Villa de la Paz.	138
Tabla 15. Objetivos específicos y actividades de cada etapa que constituye al “Programa de Minería y Salud Ambiental en el Sur del Ecuador”.	174
Tabla 16. Centros Educativos del Cantón Portovelo, Ecuador (Fuente: Municipio de Portovelo, inventario 2003; tomado de Rhon, 2005).	192

RESUMEN

La minería es considerada como una actividad fundamental para el desarrollo del hombre. Aún hoy en día interviene directamente en su vida diaria, pues difícilmente puede identificarse alguna actividad donde directa o indirectamente se utilicen productos cuyo origen no sea la minería. Sin embargo, esta actividad humana es una de las que ha provocado históricamente mayor degradación del ambiente, afectando a seres vivos incluyendo el ser humano y su salud. La salud ambiental humana está influenciada por la presencia de todos los elementos que integran el medio en el cual se desarrolla el ser humano, y en el caso de que estos elementos sean tóxicos, entonces afectarán su salud de manera negativa. La población infantil generalmente es la más vulnerable a sufrir los efectos de los tóxicos presentes en los sitios con presencia de tóxicos de origen natural o antropógena, por lo que cuando una actividad o una situación ambiental representan una amenaza de daño para la salud humana o para el medio ambiente, deben tomarse medidas de intervención, que pueden incluir medidas preventivas y medidas de remediación o control.

En nuestro país, como en algunos países de América Latina, ha sido difícil aplicar medidas correctivas y de limpieza de medios impactados por pasivos ambientales, debido al alto costo que representa, por lo que es muy importante aplicar Programas que incluyan de manera integral medidas de intervención donde se incorpore prioritariamente a la remediación de los medios del ambiente que han sido afectados, también estrategias para el control de la exposición a los contaminantes en el sitio.

En este trabajo, se propone la aplicación en Villa de la Paz, S.L.P., de un *Programa Integral de Intervención* generado a partir de la evaluación de las fuentes de la contaminación por arsénico y metales pesados, y de la evaluación de la genotoxicidad en la población infantil expuesta a los contaminantes, como parte de una metodología para la evaluación del riesgo a la salud en sitios mineros y como solución al problema, orientando las acciones del Programa a disminuir la exposición a los contaminantes presentes en los pasivos ambientales de origen minero.

Este Programa Integral de Intervención comprende *Estrategias y Acciones de Prevención*, empleando herramientas de educación ambiental y de nutrición

ambiental, así como estrategias para el control de la exposición, impidiendo la liberación y la dispersión de los Elementos Tóxicos, como parte ya de una propuesta del Programa de Remediación.

Durante la fase de evaluación ambiental del programa aplicado a este sitio, se encontró que pasivos ambientales representados por terreros abandonados, producto de actividad minera de hace más de 100 años, son la principal fuente de la contaminación del suelo del área urbana de Villa de la Paz. En este trabajo, se encontraron ahí concentraciones hasta 33000 mg/Kg para arsénico y de 22000 mg/Kg para plomo, con halos de dispersión desde estos terreros históricos como fuente de contaminación del suelo superficial de toda la zona urbana. Con esto, se estableció que la principal ruta de exposición presente es la dispersión pluvial o hídrica de los elementos tóxicos que se encuentran en los terreros y entran en contacto con la población al contaminar áreas recreativas, solares de casas, calles y caminos, y taludes de los terreros (que los niños usan como sitios de recreación), mientras que la forma en que entra al organismo es por la inhalación e ingestión de suelo o polvo, siendo la población receptora todos los pobladores de la comunidad (3500 habitantes, aproximadamente), pero es la población infantil la más vulnerable.

Se aplicó la metodología para la evaluación de riesgo en sitios mineros propuesta por Díaz-Barriga (1999), midiendo indicadores de exposición para los contaminantes críticos en población infantil, que fueron arsénico en orina y plomo en sangre, encontrando que casi 30 % de la población infantil estudiada presentó niveles mayores a los recomendados para la exposición no ocupacional humana (10 µg/dl para Pb en sangre y 50 µg/g creatinina para As en orina). Sin embargo, se destaca que si bien el promedio de la población estudiada tuvieron niveles por debajo de los recomendados, los valores máximos que se presentaron estuvieron varios órdenes por arriba de los valores de referencia en el caso del As en orina (283 µg/g creatinina) y en el caso del Pb en sangre dentro de la categoría III según la NOM-199-SSA1-2000 (21.5 µg/dl). Se midieron enseguida indicadores de efecto temprano a través de la evaluación de células micronucleadas en epitelio bucal y se encontró que más del 90 % de los niños evaluados presentaban niveles de daño celular por arriba de los niveles basales. Se relacionó el daño con la presencia de genotóxicos como el As y se encontró una relación del 50 %, aproximadamente.

Al aplicar el Programa con las primeras acciones de intervención, se dirigieron estrategias de comunicación ambiental con los padres de familia de los niños que participaron en el estudio, con autoridades de salud encargadas de atender a la comunidad en este sitio y con autoridades de gobierno local. Posteriormente, se continuó el programa con acciones de nutrición ambiental para proteger a los niños mejorando su estado nutricional y reforzando los nutrientes necesarios para contrarrestar los efectos de los elementos tóxicos en su cuerpo. Como parte de las acciones de protección se trabajó con los padres de familia aplicando herramientas de educación ambiental para cambiar conductas y con esto dar a conocer que la población puede crear ambientes favorables para su salud a pesar de tener ambientes con presencia de elementos tóxicos en concentraciones de riesgo.

El Programa de Remediación y aprovechamiento de pasivos ambientales, fue diseñado de tal manera que se pueda promover el desarrollo social, de la salud y urbano de la población del municipio de Villa de la Paz, dicho programa comprendió la aplicación del programa de evaluación geoquímica, el diseño y ejecución de un programa de vigilancia en salud ambiental para investigar, atender y prevenir los efectos adversos en salud, establecer una metodología para el diseño de una cubierta protectora que limite la dispersión y exposición de los contaminantes y proponer el diseño de un parque urbano sobre el pasivo ambiental restaurado, como componente de una estrategia de aprovechamiento del sitio con un desarrollo social, que incluyó la difusión de la educación para promover la salud ambiental.

Este programa fue aplicado también a la minería del Sur de Ecuador, donde un alto porcentaje de la población se dedica a esta actividad (casi 90 %) de manera artesanal por lo que existe un enorme impacto al ambiente y por tanto en la salud de la población, dicho programa favorecerá las acciones de grupos multidisciplinarios para la aplicación de las estrategias que permitirán llevar a cabo la remediación de una manera integral considerando la protección de la salud humana (nutrición ambiental y educación ambiental), eliminando la exposición (medidas de educación dadas a través de la comunicación ambiental), evaluando el riesgo real que tiene la población expuesta de manera ocupacional como no ocupacional (indicadores biológicos) y medidas de prevención para el impacto de los medios del ambiente.

ABSTRACT.

Environmental geochemical and health studies were carried out in urban areas of Villa de la Paz, S.L.P. (Mexico), where mining activities have been developed for more of 200 years, leading to the pollution of surface soil by arsenic and heavy metals (Pb, Cd, Cu, Zn). The analysis of urban soils to determine total and bioaccessibility concentrations of As and Pb, demonstrated a combined contribution of the natural and anthropogenic concentrations in the site, at levels higher than the environmental guideline values that provoke a human health risk. Contour soil mapping confirmed that historical mine waste deposits without environmental control measures, are the main source of pollution soil by As and Pb in the site. Exposure (Pb in blood and As in urine) and effect (micronucleated exfoliated cells assay) biological monitoring were then carried out in the childhood population of the site and in a control site. The exposure biological monitoring demonstrated that at least 20 to 30% of children presented Pb and As exposure values higher than the national and international maximum intervention values. The effect biomonitoring by MEC assay confirmed that there is a genotoxic damage in local childhood population that could be associated with the arsenic exposure in the site. An intervention program was executed on the site, including a proposal for the remediation of the main source of toxicant elements and the site rehabilitation, besides actions for prevention with the exposed population based on the application of an environmental education and nutrition program. This proposed intervention program includes then remediation actions and childhood health protection.

I. INTRODUCCIÓN.

La minería es considerada una de las actividades más antiguas y fundamentales de la humanidad. Tanto así que en la historia se refiere a la edad de piedra como el periodo en que el hombre aparece en la escena mundial. Se conoce que casi desde el principio de este periodo, hace 2.5 millones de años o más, es la principal fuente de materiales para la fabricación de herramientas del ser humano. Incluso hay quien considera que la minería surgió cuando los primeros seres humanos comenzaron a recuperar rocas para tallarlas y fabricar herramientas. Una vez que el hombre dominó el fuego y desarrolló técnicas que le permiten recuperar, procesar y elaborar los metales, se constituye la primera revolución tecnológica del mineral, y con esto el comienzo de lo que hoy en día se conocen como procesos metalúrgicos, que junto con el proceso de minado resultó en la mejora en la calidad de vida de los pueblos.

El proceso de minería implica la extracción física de materiales de la corteza terrestre del planeta, con frecuencia en grandes cantidades, para recuperar sólo pequeños volúmenes del producto deseado, también conocido como el material que contiene a los elementos de interés económico. Por eso resulta imposible que la minería no afecte al medio ambiente, siendo una actividad industrial que comienza con la exploración y descubrimiento de los depósitos minerales, continua con la extracción y procesamiento de los elementos de interés, concluyendo con el cierre del sitio, por lo que los impactos ambientales y riesgo en la salud puede suceder en todas estas etapas si no se toman medidas adecuadas de prevención y de mitigación de impactos al ambiente, así como medidas de restauración y remediación (UNEP, 2000).

La actividad minera ha intervenido y lo sigue haciendo directamente para la subsistencia del hombre, pues el requerimiento de productos minerales como el carbón, metales y elementos o compuestos no metálicos, empleados desde la construcción de viviendas o caminos hasta la fabricación de componentes de alta

tecnología, son pieza fundamental en el desarrollo de la Humanidad (<http://www.unep.fr/scp/metals/>, accesado el 18 de enero de 2012). La realidad es, que hoy en día difícilmente puede identificarse alguna actividad donde directa o indirectamente se utilicen productos cuyo origen no sea la minería.

Esta actividad económica es prácticamente realizada en todos los continentes del planeta, el *London Mining Journal 1999 Annual Review* reportó que en 158 países del mundo, la minería contribuye de manera muy importante en su economía. Entre estos países se encuentran México y algunos otros países de Latinoamérica como Ecuador, Perú, Chile, Argentina y Brasil (UNEP, 2000).

Según la Secretaría de Economía de nuestro país, la minería se ha mantenido como un motor para el desarrollo de la economía nacional, sobre todo para la economía de algunos Estados, Regiones o localidades. La Minería mantiene un futuro prometedor en cuestión de desarrollo para la industria, la inversión y sobre todo para la generación de empleos, además de contribuir al bienestar de familias y comunidades. En algunos estados de México, la minería puede representar hasta el 30 % del valor de su producción, mientras que su aporte al PIB Nacional se ha mantenido en 3.6 % y al PIB Industrial hasta en 12 % (<http://www.economia-dgm.gob.mx/dgpm/estadisticas/Informe.pdf>, accesado el 18 de enero de 2012).

I.1. Minería y Salud Ambiental

En términos generales se considera que la minería es una de las actividades de los seres humanos, que ha provocado mayor degradación al medio ambiente (UNEP, 2000). Esto es cierto sobre todo en lo que se refiere a la minería histórica, puesto que en el pasado, no existía aun noción alguna de la protección y daños del ambiente, por lo que grandes volúmenes de residuos generados fueron depositados de manera empírica y rudimentaria en las cercanías de las minas. Con el paso del tiempo y con el crecimiento poblacional en su apogeo, algunos de estos sitios mineros se han convertido en parte de comunidades, pueblos e incluso ciudades, incluidos los residuos mismos. Pequeños asentamientos mineros han

crecido hasta desarrollar ciudades completas. La historia de América Latina desde la época colonial, está marcada por la minería, pueblos y ciudades completas que nacieron por las actividades mineras, destacándose por ejemplo en México, ciudades como Zacatecas, Pachuca, Guanajuato, San Luis Potosí, Taxco, por mencionar sólo algunas de las más grandes e importantes del país, donde se reconocen instalaciones o residuos mineros históricos insertados dentro de las aglomeraciones urbanas o suburbanas. Sin embargo, también se reconocen localidades de menores dimensiones, que tuvieron importancia como centros de producción minera de metales preciosos y base en determinados períodos históricos, pero sin embargo no alcanzaron a tener un importante desarrollo poblacional. Este es el caso de poblaciones como Villa de la Paz, Real de Catorce y Cerro de San Pedro, en el estado de San Luis Potosí, que sin embargo, si presentan todos ellos, residuos mineros históricos abandonados prácticamente dentro de sus áreas urbanas o suburbanas (Castro *et al.*, 1997; Chavez *et al.*, 1999; Razo *et al.*, 2007).

En realidad, el impacto ambiental causado por la extracción de uno o varios metales a partir de un mineral, está determinado por las características del sitio, el tipo y origen del depósito mineral, el tipo de minado, la cantidad de material removido, la profundidad del depósito, la composición química del mineral y de las rocas circundantes, la naturaleza del proceso empleado para la extracción del metal a partir del mineral y por, uno de los más importantes, la generación, características y tipo de disposición de grandes volúmenes de residuos. Por ejemplo, de 1000 toneladas de mineral con una ley de 0.9 % de un metal con valor económico, resultaría en 9 toneladas del metal y 991 toneladas de material residual. Esto representa un enorme problema ambiental por los potenciales impactos en los medios terrestres y acuáticos, pero también en la biota, si no se han tomado medidas de prevención y mitigación, considerando que tan solo en 1999 la producción de metales a nivel mundial fue de un billón de toneladas (UNEP, 2000). Además, a las actividades mineras y metalúrgicas también se atribuyen impactos en la atmósfera, puesto que se ha estimado que 5 % de las emisiones antropogénicas de gases con

efecto invernadero provienen de la producción de hierro y aluminio (<http://www.unep.fr/scp/metals/>, accesado el 18 de enero de 2012).

Una gran parte de los yacimientos a partir de los cuales se extraen los elementos de interés económico, contienen no solo éstos, sino incluyen también una gran variedad de otros elementos que bajo ciertas consideraciones (entre ellas la concentración, el tipo de compuesto en que se encuentran, así como las propiedades físicas y químicas del mismo), tienen la propiedad de ser tóxicos para el ser humano. Estos elementos generalmente tienen poco valor económico comparados con el o los elementos principales, por lo que comúnmente pasan a ser parte de los residuos generados por la actividad minera o bien, de las emisiones al ambiente (Kemper y Sommer, 2002). Los residuos o las emisiones residuales al ambiente son entonces mezclas que contienen elementos que pueden ser tóxicos para el humano y que al ser liberados al ambiente pueden contaminar a los medios como aire, suelo o agua (Nriagu y Pacyna, 1988). En los medios del ambiente pueden quedar expuestos estos elementos tóxicos y entrar en contacto con niños y adultos, a través de la inhalación, ingestión o contacto con estos medios contaminados (Wong *et al.*, 2005).

La contaminación del suelo tiene una especial importancia por ser el principal receptor de metales (por su persistencia en este medio del ambiente) y actuar como un regulador natural del transporte de elementos y sustancias químicas hacia la atmósfera, hidrosfera y biota, además de que su productividad es fundamental para la subsistencia del hombre (Kabata-Pendias y Pendias, 1992; Garret, 2005). Existen elementos o compuestos inorgánicos en el suelo que son importantes para los seres vivos, como son los nutrientes para las plantas, tales como nitratos y fosfatos, pero incluso también algunos metales pesados, como el cromo (Cr) y el zinc (Zn), entre otros elementos necesarios para el desarrollo de la vida a partir del suelo y el agua que los contiene. Pero el suelo es una mezcla compleja de elementos y también es un reservorio de compuestos que pueden ser tóxicos para la vida que se desarrolla o tiene contacto con él (Carrizales *et al.*, 2006). La mayoría de estos elementos tóxicos permanecen en el suelo, sobre todo los

metales, y aún varios años después de haber sido liberados y aún cuando la fuente de contaminación que los generó haya desaparecido (Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

Por tanto, una vez expuestos e incorporados, durante toda la vida de un ser vivo, incluido el ser humano, estos elementos tóxicos podrían acumularse en el interior del organismo, en tejidos tales como grasa y huesos, siendo degradados o eliminados muy lentamente. Eventualmente, este aumento en la carga tóxica puede provocar una variedad de trastornos físicos y cognoscitivos, incluyendo la depresión, ansiedad, pérdida de memoria, y fatiga. Incluso a niveles relativamente bajos, los elementos tóxicos tienen capacidad destructiva para perjudicar a el sistema nervioso y a los tejidos; una fuerte evidencia clínica apunta a su papel potencial en los trastornos tempranos de neurodesarrollo, tales como el trastorno de hiperactividad y falta de atención, así como en condiciones neurodegenerativas de envejecimiento tales como el Parkinson y el Alzheimer. Las enfermedades del corazón, daño renal, enfermedades respiratorias, función inmune debilitada, disfunción gastrointestinal, y un aumento del riesgo de cáncer se han vinculado a una exposición crónica a elementos tóxicos (Sellinus *et al.*, 2005).

La contaminación en áreas mineras y metalúrgicas, activas e inactivas, por arsénico (As) y metales pesados, tales como plomo (Pb), cadmio (Cd), mercurio (Hg), ha sido ampliamente documentada, con concentraciones generalmente elevadas de estos elementos en el suelo impactado (Hudson *et al.*, 1997; Barcan y Kovnatsky, 1998; Sánchez *et al.*, 1998; Jung, 2001; Razo *et al.*, 2004), aunque también en concentraciones traza (Pan *et al.*, 2010). Estos elementos tienen la capacidad de producir daño en los seres vivos por lo tanto se les conoce como elementos tóxicos. Como consecuencia de su exposición a estos suelos contaminados, se observan también incrementos en la concentración de algunos elementos tóxicos en tejidos de organismos vegetales (Brumelis *et al.*, 1999; Anderson *et al.*, 2000; Fernández-Turiel *et al.*, 2001; Haugland *et al.*, 2008; Baroni *et al.*, 2004), pero sobre todo en los niveles de concentración en población humana

(Gulson *et al.*, 1994; Lynch *et al.*, 2000; Yáñez *et al.*, 2003; Hinwood *et al.*, 2004; Jasso-Pineda *et al.*, 2007). Por esta razón, en la última década, las compañías mineras han sido sometidas a una enorme presión para mejorar su desempeño ambiental y reducir estos impactos en el ambiente, ya que millones de personas se encuentran expuestas a mezclas de elementos tóxicos en sitios mineros y metalúrgicos (UNEP, 2002).

Relacionado con esto la Organización Mundial de la Salud (OMS) reporta que un tercio de las enfermedades a nivel mundial son atribuidas a la exposición a factores ambientales, pero mientras que los niños menores de 5 años constituyen el 12 % de la población mundial, ellos representan más del 40 % de individuos que padecen este tipo de enfermedades de origen ambiental (Wild y Kleijnans, 2003). Sin embargo, se conoce poco de los riesgos en la salud de los niños expuestos a los contaminantes del ambiente, así como de los efectos producidos por exposiciones crónicas aún a niveles considerados bajos o cercanos a los niveles permisibles en cada uno de los medios del ambiente, y peor aun, a mezclas de contaminantes, como es el caso de los sitios donde existen actividades mineras o metalúrgicas (Yáñez *et al.*, 2003).

Desde el punto de vista fisiológico, los metales se ubican dentro de tres categorías: [i] metales esenciales y básicamente no tóxicos (Ca y Mg); [ii] metales esenciales, pero potencialmente tóxicos a altas concentraciones (Fe, Mn, Zn, Cu, Co, Ni y Mo); y [iii] metales pesados y metaloides tóxicos (Hg, Cd, As, Pb y Cr). Los metales pesados (Cd, Cr) y metaloides (As) causan daño al ADN y tienen efectos carcinogénicos sobre los animales y los humanos (Benbrahim-Tallaa y Waalkes, 2008), en algunos casos probablemente por su potencial mutagénico, mientras que en otros se consideran procarcinógenos o cocarcinógenos y en algunos más se desconoce el mecanismo de carcinogénesis, pero todos son contaminantes del ambiente.

Un caso de sitio minero documentado con pasivos ambientales, como fuentes de elementos tóxicos, que han provocado impactos en suelos urbanos y

rurales, así como riesgos en población infantil expuesta, es el municipio de Villa de la Paz, en el estado de San Luis Potosí, el cual será utilizado como caso de estudio en este proyecto, dada la relevancia ambiental documentada (Castro *et al.*, 1997; Razo, 2002; Yañez *et al.*, 2003; Razo *et al.*, 2004; Razo, 2006; Jasso-Pineda *et al.*, 2007)

I.2. Elementos Tóxicos en Sitios Mineros

I.2.1. Arsénico

El arsénico (As) es un elemento ampliamente distribuido en la corteza terrestre, tanto así que ocupa el lugar 20 en abundancia en el planeta y es constituyente de más de 200 minerales, de los cuales el más común es la arsenopirita (FeAsS), por lo que su presencia en rocas y suelos es ubicua y en concentraciones diversas (Smedley y Kinniburgh, 2005). Su biodisponibilidad es variable en fases minerales, generalmente mucho menor que en el agua, aunque en los suelos impactados históricamente por alguna actividad minero-metalúrgica, o bien en las cercanías a depósitos geológicos ricos en minerales oxidados o áreas donde han sido aplicados pesticidas o herbicidas conteniendo arsénico (ATSDR, 2007), las concentraciones pueden llegar a ser tan altas que aun a bajos niveles de biodisponibilidad, los individuos expuestos pueden llegar a tener dosis similares (Kelley *et al.*, 2002).

El As es clasificado como un metaloide, esto es porque tiene la capacidad de comportarse como metal y no metal, se combina principalmente con oxígeno, hidrógeno y azufre en los medios del ambiente. En yacimientos minerales forma parte de minerales que contienen cobre, hierro y plomo; mientras que en presencia de alguna actividad orgánica puede formar varios compuestos orgánicos (combinado con carbono e hidrógeno) e inorgánicos, tanto en su forma pentavalente (As^V) como trivalente (As^{III}). Puede encontrarse en el ambiente bajo condiciones naturales en forma inorgánica como arsenito trivalente o como oxianiones de arsenato pentavalente, mientras que las especies orgánicas del As pueden ser producidas principalmente por actividad biológica dentro de los acuíferos superficiales. Las

fuentes naturales del arsénico son principalmente las emisiones volcánicas para la atmósfera y los acuíferos subterráneos para el agua, aunque en ambos casos, la fuente principal son los materiales rocosos que constituyen la corteza terrestre (Smedley y Kinniburgh, 2005). El As no puede ser destruido o degradado en el ambiente, solo puede cambiar su forma química, reaccionando con otras moléculas del aire, agua o suelo, para separarse o adherirse a otras partículas, así como por la acción de bacterias contenidas en el suelo o sedimentos (ATSDR, 2007).

La exposición humana al As sucede a través del contacto con comida, aire, agua y suelo contaminados (Cullen y Reimer, 1989). Pero presente en el agua para consumo humano, tiene una biodisponibilidad total, lo que ha ocasionado grandes problemas de salud en varios países, tales como Bangladesh e India (Chakraborti *et al.*, 2002; Smedley y Kinniburgh, 2002; Naidu y Bhattacharya, 2009), Taiwán (Chen *et al.*, 1985), China (Wang y Huang, 1994; Sun *et al.*, 2001; Tian *et al.*, 2001), Vietnam (Berg *et al.*, 2001), Nepal (Maharjan *et al.*, 2006), México (Del Razo *et al.*, 1990; García-Vargas *et al.*, 1994; Wyatt *et al.*, 1998), Argentina (Nicolli *et al.*, 1989; Smedley *et al.*, 2001) y Chile (Smith *et al.*, 1998). La mayoría de estos problemas de acuíferos contaminados con As, son exclusivamente de origen natural (Smedley y Kinniburgh, 2005), sin embargo otros han sido asociados a alguna actividad minera (Williams, 2001; Del Razo *et al.*, 2011).

En otros ámbitos, el arsénico fue usado como tratamiento de enfermedades provocadas por protozoos, helmintos, y algunos otros parásitos, pero en la actualidad ha sido sustituido por agentes de mayor eficacia terapéutica. Hoy en día tiene aplicaciones comerciales, como preservativo de madera, pesticida, rodenticida y antihelmíntico veterinario y veneno para hormigas, se usa también en la producción de pigmentos, herbicidas, fabricación de vidrio y el gas arsina (AsH_3), así como en la industria de la producción de componentes electrónicos, como semiconductor (ATSDR, 2007). Recientemente en Estados Unidos se ha restringido el uso del compuesto CCA (por las siglas en inglés del Arseniato Cromatado de Cobre) como preservativo en madera de uso residencial, ya que existe evidencia de

que puede ocurrir exposición humana a través de esta ruta (Kwon *et al.*, 2004; Mielke *et al.*, 2010).

El As puede entrar al organismo por las vías oral, inhalatoria y dérmica, siendo esta última de menor importancia por su baja tasa de absorción. El arsénico se absorbe hasta un 95 % por el tracto gastrointestinal (Kumana *et al.* 2002; Zheng *et al.*, 2002). Una vez absorbido, se distribuye a todo el organismo, con la capacidad de atravesar barreras hematoencefálica y placentaria (Benramdane *et al.*, 1999), acumulándose particularmente en los tejidos con queratina, como son uñas y pelo (Hughes *et al.*, 2005). En los humanos se metaboliza en el hígado, principalmente a través de dos procesos: [i] uno de reducción por la conversión de As (III) a As (V); y [ii] uno de metilación, donde el arsenito se convierte a monometilarsenato (MMA) y dimetilarsenato (DMA), sus dos principales metabolitos. Está comprobado que los niños tienen menor capacidad para convertir el arsénico inorgánico a DMA (Concha *et al.*, 1998). Así en el cuerpo, el arsénico inorgánico se transforma en arsénico orgánico principalmente en forma pentavalente, para facilitar su eliminación por la orina, aunque también se elimina en la forma inorgánica sin modificación alguna. Se estima que aproximadamente el 75 % de la dosis absorbida de arsénico (administrado en una exposición única) es eliminada en la orina (Benramdane *et al.*, 1999a), sólo se ha reportado que un muy pequeño porcentaje de la dosis ingerida de arsénico puede ser eliminado en la leche materna (Concha *et al.*, 1998) y en la bilis (Kala *et al.*, 2000).

El As inorgánico es tóxico para el humano, la ingestión crónica de más de 500 $\mu\text{g}/\text{ca}$ han sido asociados con alteraciones cardiovasculares, nerviosas, hepáticas y renales, además de diabetes mellitus, cáncer de piel, vejiga, pulmón, hígado y próstata (Cebrián *et al.*, 1983; ATSDR, 2000; Calderón *et al.*, 2001). La toxicidad del As depende de la especie química (Nordberg y Cherian, 2005), pues las formas metiladas trivalentes son más tóxicas que el propio As inorgánico, mientras que de éste, la especie reducida As (III) es mas tóxica que la especie oxidada As (V) (Valenzuela *et al.*, 2005). Las formas orgánicas son menos peligrosas para el

humano, pues su toxicidad es menor. La principal forma orgánica del As es llamada arsenobetaina y puede encontrarse en algunos peces o mariscos, que lo toman de los sedimentos y lo almacenan en sus tejidos, entrando así en contacto con el organismo humano a través de la ingestión de este tipo de alimentos (ATSDR, 2007).

La exposición a niveles bajos (30-50 $\mu\text{g/L}$) puede producir dolor de estómago, náusea y vómitos, disminución del número de glóbulos rojos y blancos, ritmo cardíaco anormal, fragilidad capilar y una sensación de hormigueo en las manos y los pies (Cebrián *et al.*, 1983; ATSDR, 2007). Epidemiológicamente, se ha asociado con un incremento en el riesgo de cáncer de tejido epitelial de piel, vejiga, hígado, riñones, próstata y pulmones, así como enfermedades cardiovasculares, neuropatías del sistema nervioso central, también se han reportado efectos inmunotóxicos (Waalkes *et al.*, 2004).

Es por ello que los actuales criterios internacionales que establecen los límites permisibles para el contenido de As en agua de uso y consumo humano, tiende a considerar valores de 10 $\mu\text{g/L}$ (USEPA, 2001). Por otra parte, la ingestión o inhalación prolongada de niveles bajos (0.4-10 mg/kg/día) de arsénico inorgánico puede producir oscurecimiento de la piel y la aparición de pequeños callos o verrugas en la palma de las manos, la planta de los pies y el torso (Mead, 2005). Estos efectos también están asociados con la exposición oral crónica a As en el agua de bebida, con la evolución de estas lesiones a cáncer de piel y con un mayor riesgo de padecer cáncer en la vejiga, hígado y pulmones (ATSDR, 2007).

Los niños están expuestos al As de la misma manera que los adultos, aunque tienen una constitución y características que los hacen más susceptibles a los efectos de los tóxicos. El As produce daño neurológico en niños expuestos de manera crónica, ya sea a través del agua de bebida o de presencia de As en polvo y suelo (Calderón *et al.*, 2001; Tsai *et al.* 2003; Wang *et al.*, 2007; Wasserman *et al.*, 2007). También hay alguna evidencia que sugiere que la exposición prolongada de niños al arsénico puede causar bajos cocientes de inteligencia (IQ) (Calderón *et al.*, 2001). Los niños que están expuestos al As inorgánico pueden sufrir efectos

similares a los adultos, tales como irritación del estómago e intestinos, daño de vasos sanguíneos, alteraciones de la piel y de los nervios (Chen *et al.*, 2009).

Estudios realizados *in vitro* demostraron que el arsénico puede actuar como un disruptor endocrino, alterando la regulación génica de los receptores de hormonas esteroideas para glucocorticoides, mineralocorticoides, progesterona y estrógeno (Bodwell *et al.*, 2004, 2006; Davey *et al.*, 2007). Estudios realizados con humanos expuestos a arsénico inorgánico demostraron una asociación con la presencia de diabetes mellitus, confirmando la relación que puede tener el arsénico inorgánico y algunos de sus metabolitos con el desarrollo de esta enfermedad (Del Razo *et al.*, 2011)

El As inorgánico es un agente genotóxico y carcinógeno humano (IARC, 2004). El Departamento de Salud y Servicios Humanos (DHHS, por sus siglas en inglés) y la Agencia de Protección Ambiental (EPA, por sus siglas en inglés) de los Estados Unidos han determinado que el arsénico inorgánico es reconocido como sustancia carcinogénica en seres humanos. La Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC, por sus siglas en inglés) ha determinado que el arsénico inorgánico es carcinogénico para los seres humanos, clasificándolo en el Grupo 1A, Cancerígenos para el humano.

En el caso del arsénico, la EPA estableció como dosis de referencia (RfD, por sus siglas en inglés), un valor de 0.3 µg/kg/día para lesiones dérmicas (IRIS, 1998). Esta dosis de referencia es una dosis de seguridad en la cual no debe observarse el efecto señalado. Además, se tiene una mínima dosis experimental de 2.6 µg/kg/día a la cual se observan efectos neurológicos. Otro factor considerado en la caracterización del riesgo fue la severidad del efecto de las dosis de referencia. La severidad de los efectos se clasifica como catastrófico, serio o adverso. El efecto catastrófico es el que pone en riesgo la vida. El efecto serio es aquel que causa un problema de salud sin poner en riesgo la vida, mientras que el efecto adverso es aquel que no se puede definir directamente como una enfermedad, pero sí como una alteración. El daño neurológico, al cual está referida la LOAEL (dosis más baja que

puede causar efectos adversos detectables, identificada por sus siglas en inglés), se considera un efecto serio, mientras que las lesiones dérmicas, a las cuales está referida la RfD, se considera un efecto adverso.

Los mecanismos por los cuales el As inorgánico es carcinogénico no están completamente definidos (Simeonova y Luster 2000; Kitchin 2001; Rossman 2003; Waalkes *et al.* 2007), se le considera como un carcinógeno paradójico (Jager y Ostrosky-Wegman, 1997; Basu *et al.*, 2002), ya que produce cáncer en el humano, pero no en otros mamíferos. No induce mutaciones en ensayos realizados *in vitro*, al menos a concentraciones no citotóxicas (Rossman *et al.*, 1980) e incluso los ensayos para mutagenicidad realizados con individuos expuestos a arsénico a través del agua de bebida han resultado negativos (Ostrosky-Wegman *et al.*, 1991). Sin embargo, es capaz de producir aberraciones cromosómicas (Gonsebatt *et al.*, 1997). Es considerado como un agente genotóxico, esto es que puede dañar el material genético o ADN, siendo que este daño puede ser medido por la aparición de aberraciones, como micronúcleos (Gonsebatt *et al.*, 1997; Ghosh *et al.*, 2008).

Se considera que este mecanismo es uno por los cuales el As podría causar cáncer (Bonassi *et al.*, 2004), aunque existen varias propuestas por las cuales la exposición a As puede generar enfermedades crónico degenerativas como el cáncer (Figura 1).

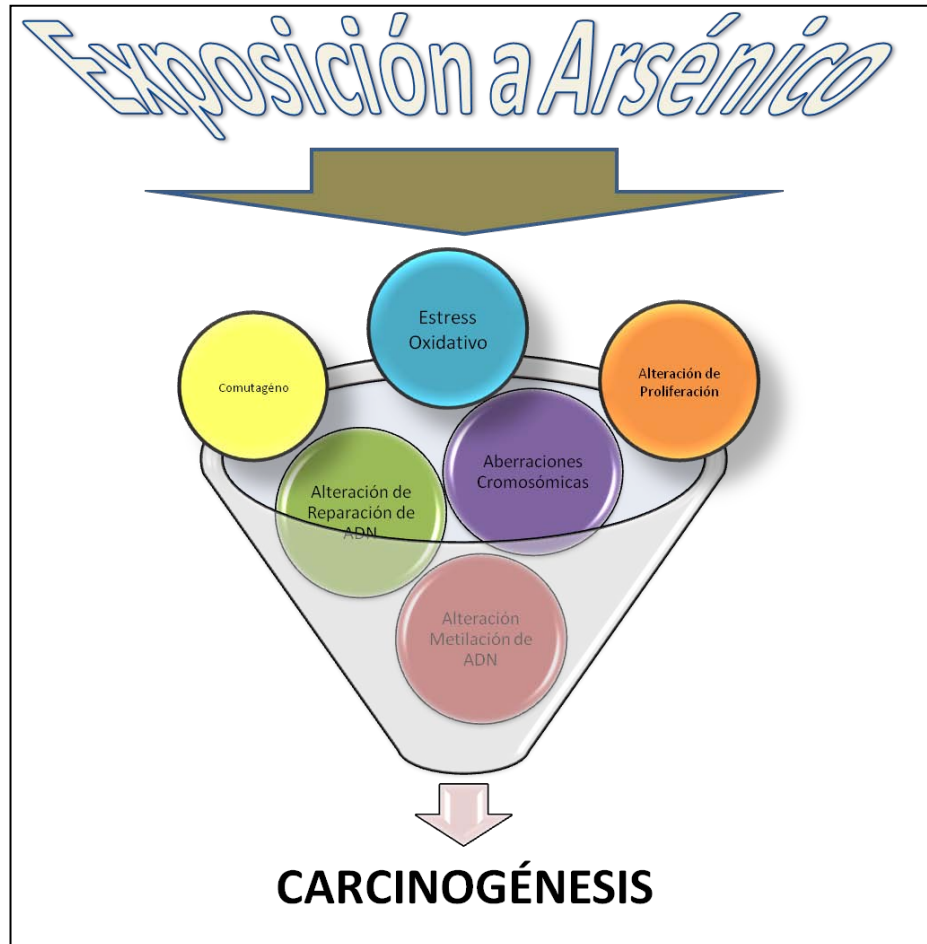


Figura 1. Imagen esquemática que muestra los efectos que produce la exposición humana a arsénico (As) y los cuales podrían estar implicados en el proceso de carcinogénesis (modificado de Goering *et al.*, 1999).

I.2.2. Plomo

El plomo (Pb) se encuentra ampliamente distribuido en el ambiente. Su presencia en los medios generalmente tiene un origen antropógeno, ya que proviene mayormente de actividades como la minería y la metalurgia, la manufactura industrial y la quema de combustibles fósiles; aunque también puede encontrarse de manera natural formando parte de minerales en depósitos o yacimientos mineralizados (Fuge, 2005). El plomo no se degrada, pero los compuestos de plomo son fácilmente

oxidados en presencia del oxígeno presente en el aire y disuelto en el agua. Cuando se libera plomo a la atmósfera, por ejemplo, a partir de una fuente fija como una chimenea de una fundición de concentrados minerales, puede desplazarse largas distancias antes de depositarse en el suelo. Una vez en el suelo, generalmente se adhiere a las partículas de éste o bien se producen reacciones con los constituyentes orgánicos del suelo, formándose compuestos órgano-metálicos (Nordberg y Cherian, 2005).

El Pb y aleaciones de él, son utilizados en baterías para vehículos, en municiones, cubiertas de cables y hojas para proteger de los rayos X. También ha sido utilizado en compuestos como pigmento en pinturas, tintes y esmaltes de cerámica, mientras que compuestos orgánicos como el tetraetil y tetrametilo de plomo fueron utilizados como aditivos de las gasolineras, pero a partir de los años 1980's se discontinuó su uso, comenzando en Estados Unidos y extendiéndose poco a poco en otros países. La cantidad de Pb usada en estos productos se ha reducido en estos últimos años para minimizar el efecto tóxico del plomo sobre la población humana y animales, así como el daño al medio ambiente (ATSDR, 2007). Sin embargo, en países como el nuestro, el uso del Pb no ha disminuido de manera significativa; por ejemplo, aun se emplea en situaciones que incrementan su exposición de manera importante, como en cerámica fabricada de manera artesanal, puesto que la gente de manera cultural, sobre todo en comunidades marginadas, prefiere este tipo de recipientes para preparar comida (Rojas-López *et al.*, 1994; Villalobos *et al.*, 2009). Así la exposición al Pb ocurre inhalando o ingiriendo partículas de suelo o polvo que lo contienen, o a través de la ingestión de alimentos o de agua contaminada, esto debido a la presencia de tuberías viejas en las que se utilizaba Pb en las soldaduras.

El Pb inorgánico puede ser absorbido por vía inhalatoria y oral, también a través de la piel, pero esta vía es de mayor importancia para los compuestos de Pb orgánico. Las partículas muy pequeñas de Pb inorgánico se absorben casi completamente a través del tracto respiratorio. La cantidad de Pb absorbida a través

del tracto gastrointestinal depende de las características fisicoquímicas del compuesto, así como las del medio en que es ingerido (ATSDR, 2007).

Los niños pueden absorber casi el 50 % de una dosis oral de un compuesto de Pb soluble en agua, comparado con solo 3 a 10 % en los adultos. La absorción gastrointestinal del Pb inorgánico ocurre primariamente en el duodeno y por mecanismos de saturación (ATSDR, 2007).

La distribución del Pb en el cuerpo no depende de la ruta de exposición. En adultos, el 94 % del Pb absorbido se acumula en los huesos, en los niños se ha estimado en 73 %, y el resto es distribuido a otros tejidos como el sistema nervioso, provocando daños consecuentes. El Pb en sangre está sobre todo en glóbulos rojos. Condiciones tales como embarazo, lactancia, menopausia y osteoporosis, producen una resorción del hueso, liberando calcio y por lo tanto, también se ocasiona un aumento en la concentración de Pb en sangre, lo que en ocasiones llega a producir cuadros de intoxicación aguda por la exposición a niveles endógenos. El Pb se puede transferir de la madre al feto y también de la madre a los niños vía la leche materna. El metabolismo del Pb inorgánico sucede a través de la formación de los complejos organometálicos. Los compuestos orgánicos de Pb son metabolizados activamente en el hígado por las enzimas del citocromo P-450. Se excreta sobre todo en orina y heces con rutas de menor importancia de excreción que incluyen el sudor, la saliva, el pelo y la leche materna. Los períodos para la eliminación del Pb inorgánico en sangre y hueso son aproximadamente 30 días y 27 años, respectivamente (ATSDR, 2007).

Los efectos del Pb son los mismos si se ingiere o inhala, puede afectar a casi todos los órganos y sistemas en el cuerpo, siendo más sensible el sistema nervioso, tanto en niños como en adultos (ATSDR, 2005). La exposición prolongada puede provocar un cambio en el resultado de algunas pruebas que miden funciones del sistema nervioso, además de que también se produce debilidad en dedos, muñecas o tobillos, a partir de concentraciones de 5-10 $\mu\text{g}/\text{dL}$ (Lanphear *et al.*, 2000). La exposición al plomo a concentraciones de 10-20 $\mu\text{g}/\text{dL}$, también puede

producir un pequeño incremento en la presión sanguínea y causar anemia (Lanphear *et al.*, 2000). La exposición a niveles altos de plomo puede dañar seriamente al cerebro y a los riñones, tanto de niños como de adultos, así como causar la muerte.

La exposición al Pb es más peligrosa para niños y feto que para adultos, donde el feto puede estar expuesto al Pb a través de la madre. Efectos dañinos incluyen nacimientos prematuros, bebés de menor tamaño, disminución en la capacidad mental del niño, dificultades de aprendizaje y retardo en el crecimiento del niño. Estos efectos son más comunes si la madre o el bebé estuvieron expuestos a niveles altos de Pb. Algunos efectos pueden durar más allá de la infancia (ATSDR, 2007). Los niños son más sensibles que los adultos a la intoxicación con Pb. Un niño que ingiere altas cantidades puede desarrollar anemia y sufrir serios dolores de estómago, debilidad muscular y daño cerebral. Si un niño ingiere cantidades más bajas, los efectos sobre el sistema nervioso y la sangre serán de menor gravedad. Aun a niveles de exposición mucho más bajos, puede afectar el desarrollo mental y físico de un niño, además de que está asociado con daño en las habilidades cognoscitivas, motoras, de conducta y físicas (ATSDR, 2007).

En 1991, el Centro de Control y Prevención de Enfermedades de los Estados Unidos (CDC, por sus siglas en inglés) definió que los niveles de plomo en sangre a partir de los cuales deben promoverse acciones en salud, serían 10 µg/dL. Las investigaciones a partir de entonces han apoyado fuertemente la evidencia de que el desarrollo mental y físico de los niños puede ser afectado con niveles de plomo en sangre de 10 µg/dL (Binns *et al.*, 2007). Sin embargo, en el mes de mayo de 2012, el CDC aceptó disminuir el nivel de intervención a 5 µg/dL de plomo en sangre para población infantil expuesta.

La relación del plomo con el cáncer se ha generado a partir de estudios en individuos expuestos de manera ocupacional (Landrigan *et al.*, 2000; Silbergeld *et al.*, 2000; Steenland y Boffetta, 2000; Silbergeld, 2003). Los estudios realizados en animales de laboratorio indican que el plomo es carcinogénico, siendo el cáncer de riñones el que principalmente se desarrolla por la exposición, aunque no se conoce

el mecanismo por el cual el plomo induce carcinogenicidad en los animales. Se han propuesto algunos mecanismos no genotóxicos como la inhibición de la síntesis de ADN y los mecanismos de reparación, alteraciones en la comunicación celular, así como daño oxidativo (Silbergeld *et al.*, 2000). La EPA y la IARC han clasificado al Pb inorgánico como un probable carcinógeno humano, debido a que no existe evidencia suficiente de estudios en humanos pero si en animales de laboratorio, y que no hay suficiente información para determinar si los compuestos orgánicos de plomo pueden producir cáncer en seres humanos (IARC, 2004; IRIS, 2005).

La genotoxicidad del Pb ha sido evaluada en estudios de salud ocupacional y de exposición no ocupacional, así como también *in vitro* en células eucariotas y en cultivos de microorganismos. Aunque no existe consistencia en los resultados, se sugiere que el plomo es un agente clastogénico, así como un promotor de la inducción de aberraciones cromosómicas, formación de micronúcleos e intercambio de cromátides hermanas en linfocitos de sangre periférica (Pinto *et al.*, 2000; Vaglenov *et al.*, 2001, Wu *et al.*, 2002; Danadevi *et al.*, 2003).

I.2.3. Otros metales

I.2.3.1. Cadmio

Este es un elemento que se encuentra en la naturaleza asociado al plomo (Pb) y al zinc (Zn), por lo que su mayor concentración en los medios ambientales contaminados se encuentra en las cercanías de las explotaciones mineras o de las unidades metalúrgicas que benefician cualquiera de ambos metales (Fuge, 2005), aunque también recientemente se ha demostrado su acumulación en suelo superficial de Europa como consecuencia de su presencia en los fertilizantes históricamente empleados (Pan *et al.*, 2010). Los alimentos y el humo de cigarro son también fuentes de exposición al cadmio (ATSDR, 1999). Los efectos adversos del cadmio en el organismo dependen de la especie química y de la vía de exposición (ATSDR, 1999). Los efectos tóxicos de la exposición crónica son principalmente sobre el sistema urinario. Además, ha sido clasificado como un carcinógeno humano

ya que produce cáncer de pulmón, riñón, hígado y próstata (IARC, 1998; Pan *et al.*, 2010). El cadmio permanece en el organismo por largo tiempo (10-20 años) y puede acumularse después de años de exposición a bajos niveles (2.1 mg/kg/día), esta acumulación puede producir otros posibles efectos causados por una exposición de larga duración, tales como enfermedades renales, lesiones en los pulmones (0.4-4 mg Cd/m³) y fragilidad de los huesos (7.8 mg/kg/día) (ATSDR, 1999). Es importante mencionar que en estudios de exposición la medición del cadmio en fluidos corporales humanos ha presentado ciertas dificultades en la sensibilidad de su detección, pues este elemento tiene particular afinidad por las células renales acumulándose en la corteza renal por tanto es muy poca la cantidad de cadmio que es eliminado con la orina, sin embargo existen algunos marcadores biológicos que de manera indirecta miden la exposición a este elemento a través de la medición del daño renal o proteínas en sangre que son producidas por la presencia del cadmio en el organismo (Miura, 2009; Nordberg *et al.*, 2011).

1.2.3.2. Mercurio

El sistema nervioso es muy susceptible a todas las especies químicas del mercurio, sobre todo la especie metilmercurio y el mercurio metálico (vapor), que son las más nocivas, ya que ambas pueden llegar al cerebro. La exposición a altos niveles de mercurio metálico, inorgánico u orgánico, puede dañar en forma permanente a riñones, cerebro y al feto. Los efectos sobre la función cerebral pueden manifestarse como irritabilidad, timidez, temblores, alteraciones a la vista o la audición y problemas de la memoria (Nordberg y Cherian, 2005).

La exposición aun por tiempo corto a altos niveles de vapores de mercurio metálico, puede provocar lesiones al pulmón, náusea, vómitos, diarrea, aumento de la presión sanguínea o del pulso, salpullidos e irritación a los ojos (ATSDR, 1999). Hay datos disponibles, aunque inadecuados, acerca de todas las especies químicas del mercurio y su relación con el cáncer en seres humanos (IARC, 2003). La EPA ha determinado que el cloruro mercúrico y el metilmercurio son posibles carcinogénicos en seres humanos (ATSDR, 1999). La magnitud de los efectos adversos en los

humanos es dependiente de la edad y del estado de madurez del organismo; en el cuerpo de la madre pasa al feto, donde puede acumularse. También puede pasar al niño a través de la leche materna. No obstante, los beneficios de amamantar pueden ser mayores que los posibles efectos nocivos del mercurio en la leche materna. Los efectos nocivos del mercurio que pasa de la madre al feto incluyen daño cerebral, retardo mental, falta de coordinación, ceguera, convulsiones e incapacidad para hablar (ATSDR, 1999).

I.3. Evaluación de Riesgo en Salud

Las metodologías para la evaluación de riesgo en salud de población humana plantean el establecimiento de la ruta de exposición que es el camino que sigue el contaminante desde la fuente que lo contiene hasta el punto de contacto con el ser humano. Sin embargo, en sitios mineros debe ser como un proceso “caso por caso”, ya que la variabilidad entre ellos o con otros sitios impactados, puede ser muy amplia. Así pues, los estudios realizados tanto a nivel ambiental como de población, deben ser dirigidos a generar evidencia de soporte que permita tomar decisiones eficaces para abatir el riesgo (SEMARNAT, 2006).

Una metodología para la evaluación de riesgo en salud de población humana expuesta a contaminantes de origen mineral en sitios mineros, fue propuesta por Díaz-Barriga (1999) a la Organización Panamericana de la Salud (OPS), para América Latina. Dicha metodología incluye el uso de indicadores biológicos (también llamados “biomarcadores”), que permiten eliminar la incertidumbre de las estimaciones realizadas con modelos matemáticos, que si bien pueden resultar de momento en menor costo económico que las mediciones biológicas, al final repercute no sólo en la posibilidad de contar con mayor incertidumbre en la información, sino también en la viabilidad de los costos para la remediación de los sitios que en la realidad, representan un riesgo para la población expuesta. En la Figura 2, se presenta un esquema con las etapas de esta metodología, adaptada para sitios impactados por actividad minero-metalúrgica.

Debe resaltarse que esta metodología contiene los principios y etapas base ya empleadas por otras agencias internacionales, como la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA, por sus siglas en inglés) y la Agencia para las Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades (ATSDR, por sus siglas en inglés) pero ha sido adaptada a situaciones de sitios impactados en los cuales el factor económico es primordial para la toma de decisiones en acciones de remediación. Esta metodología comienza con el análisis de la contaminación en los medios del ambiente, esto es suelo superficial, subsuelo, polvo, agua o aire; enseguida, se identifica si esta contaminación representa un peligro para los seres vivos, incluyendo al humano, pues es bien sabido que si no existe contacto con la población, entonces no existe riesgo para la salud y lo que se evalúa entonces, es el riesgo ecotoxicológico para los casos en los que la afectación sea sólo a la flora y la fauna; a partir de esto, se determinan los contaminantes críticos, comparando las concentraciones encontradas en los medios del ambiente con las reportadas en normativas para la protección de la salud o bien con criterios de referencia con validez internacional.

La Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales en el 2006, publicó la Guía Técnica para orientar la elaboración de estudios de evaluación de riesgo ambiental de sitios contaminados, que se enfoca en la determinación de los riesgos provocados por la contaminación. Esta guía incluyó la metodología empleada en el presente estudio, sin embargo no fue considerada como parte del mismo pues el trabajo en campo fue realizado en fechas anteriores.

Un parámetro importante de esta metodología es la medición de la biodisponibilidad, que proporciona un indicador de la cantidad del contaminante que tiene la capacidad de generar un daño al organismo. En el caso de sitios mineros, se ha demostrado la utilidad de la medición de la bioaccesibilidad como un indicador de la biodisponibilidad, la cual ha sido validada *in vivo* para el Pb, mientras que para el As no ha sido totalmente validada (Kelley *et al.*, 2002). Una vez que ocurre la exposición a los contaminantes, éstos entran al organismo, donde son

metabolizados, distribuidos y eliminados, por lo que pueden ser cuantificados en fluidos o tejidos, como lo es la cuantificación de Pb en sangre o de As en orina o pelo o uñas y se miden como *biomarcadores de exposición*.

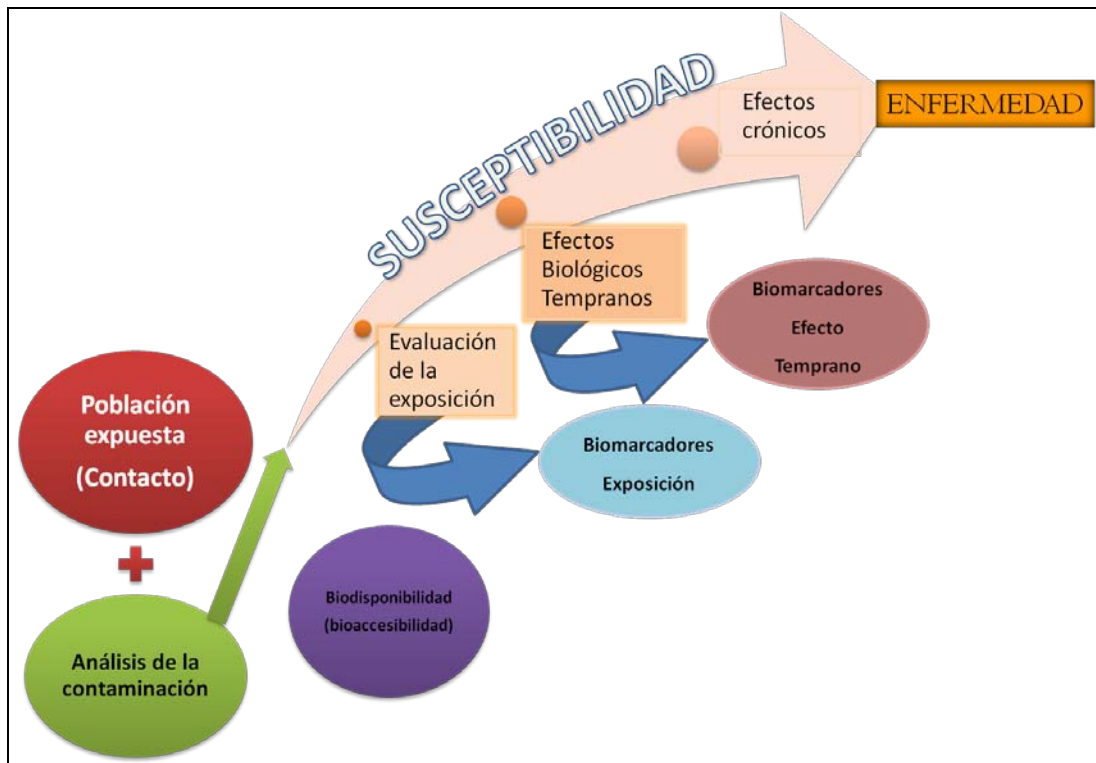


Figura 2. Metodología para la evaluación de riesgo en salud en sitios contaminados por actividades minero-metalúrgicas.

Durante su estadía dentro del cuerpo producen daño en primera instancia a las células que forman los tejidos, este daño es el que se mide con los *biomarcadores de efecto temprano*. Con la exposición crónica a los contaminantes, los elementos tóxicos producen más daño a una mayor cantidad de células, hasta que se daña un tejido y luego un órgano, alterando su función, y así aparecen los efectos tóxicos crónicos, que conllevan al desarrollo de una enfermedad crónico degenerativa, como el cáncer. Pero durante todo este proceso desde la exposición, el desarrollo de efectos tempranos y crónicos hasta la aparición de la enfermedad, se tiene también el efecto de la susceptibilidad individual, dado por factores genéticos, el estilo de vida, etc.

I.4. Biomarcadores

El uso de biomarcadores en la salud ambiental humana se remonta a inicios de la década de los 1970's con la medición de los niveles de plomo en sangre de niños. Se empleó con el fin de demostrar que aunque los niveles eran bajos, se presentaban alteraciones en el coeficiente intelectual de estos niños. Posteriormente, se propuso el uso de biomarcadores para relacionar la exposición ambiental humana con una enfermedad como el cáncer, y no fue hasta casi inicio de los 1990's que el Consejo de Investigación Nacional de los Estados Unidos (NRC por sus siglas en inglés), estableció la descripción y uso de los biomarcadores en las ciencias de salud ambiental (Schmidt, 2006).

Un biomarcador es cualquier medida que refleje una interacción entre un sistema biológico y un agente del ambiente, ya sea químico, físico o biológico (OMS, 1993). Los estímulos ambientales interactúan con el cuerpo humano a través de la exposición, pero no es posible medir la dosis de ET a la cual un individuo está expuesto, por lo que deben emplearse estimaciones o mediciones indirectas que nos ayuden a establecer los posibles efectos adversos (Schmidt, 2006). La exposición a xenobióticos puede provocar daño en las macromoléculas celulares, el daño genera un estímulo de respuesta que puede involucrar la reparación (Bonassi y Au, 2002).

La identificación de biomarcadores de genotoxicidad es útil ya que puede definir un estado previo a la aparición de síntomas de una enfermedad relacionada con este tipo de daño en el organismo (enfermedades crónicas degenerativas), lo cual es de vital importancia para la prevención de la enfermedad y por tanto también la prevención del tratamiento de la misma que en ocasiones es no sólo difícil sino costoso y de larga duración, además de generar efectos colaterales no deseados (Gil y Pla, 2001).

Por ello, los biomarcadores son una herramienta útil para evaluar el riesgo potencial de exposición a tóxicos ambientales. Los biomarcadores se pueden dividir

en: [i] biomarcadores de exposición; [ii] biomarcadores de efecto; y [iii] biomarcadores de susceptibilidad (Ostosky-Wegman y Gonsebatt, 1997).

I.4.1. Biomarcadores de exposición

Los biomarcadores de exposición detectan si el xenobiótico ha penetrado al organismo a diferentes niveles. Localizan el agente o sus metabolitos en tejidos y secreciones corporales por medio de análisis químicos, estimando la dosis interna luego de que sucede la exposición (Schmidt, 2006). Son ampliamente empleados en la evaluación del riesgo en salud, pues son una medida de la biodisponibilidad de xenobióticos. Ejemplo de ello es el contenido de Pb en sangre, Hg en pelo, As en orina, uñas o pelo, así como Cd en orina y sangre (Gil y Pla, 2003).

I.4.2. Biomarcadores de efecto

Los biomarcadores de efecto son indicadores de cambios bioquímicos o fisiológicos dentro de un organismo como resultado de la exposición a xenobióticos. El biomarcador ideal debería ser tempranamente detectado y ser capaz de mostrar los efectos adversos antes de que éstos sean irreversibles. Estos biomarcadores buscan eventos tempranos de enfermedad o eventos periféricos a ésta que predigan el daño a la salud (Schmidt, 2006).

La evaluación citogenética de poblaciones está normalmente relacionada con exposiciones crónicas a bajas dosis de agentes genotóxicos (Rossner *et al.*, 2002). Los biomarcadores de daño citogenético reflejan efectos adversos sobre la salud humana, tales como el daño celular, por lo que son esenciales para determinar la exposición ambiental a agentes genotóxicos (Ghosh *et al.*, 2008). En este caso, las anomalías cromosómicas observadas en un momento dado son el producto de, al menos, tres procesos competitivos entre sí:

- Inducción prolongada de lesiones
- Reparación continuada de las lesiones producidas
- Eliminación y redistribución de los linfocitos en el sistema circulatorio

Entre los biomarcadores de daño genético que son usados para evaluar la exposición ambiental a contaminantes, se tienen las aberraciones cromosómicas, el ensayo cometa y los micronúcleos (Neri *et al.*, 2005).

1.4.2.1. Micronúcleos

El índice de micronúcleos en células humanas ha sido uno de los ensayos citogenéticos empleados para el seguimiento de poblaciones humanas en riesgo (Maluf, 2004). Los micronúcleos (MN) son fragmentos acéntricos o cromosomas completos que fueron rezagados del uso mitótico durante el ciclo de división celular y fueron por tanto excluidos del núcleo (Fenech, 2000). Estas masas de cromatina (ADN cromosómico) tienen la forma de pequeños núcleos y aparecen cerca del núcleo principal en las células interfásicas (Pitarque *et al.*, 2002), se pueden originar de manera espontánea o como respuesta a la acción de agentes genotóxicos (clastógenos o aneugénicos), resultando de la pérdida durante la división celular de fragmentos cromosómicos o cromosomas completos, Figura 3 (Fenech, 2000).

El ensayo de micronúcleos en células epiteliales se ha empleado como un biomarcador para el monitoreo de individuos con elevado riesgo de daño genético (Stich *et al.*, 1982; Sarto *et al.*, 1990; Rosin, 1992; Warner *et al.*, 1994; Ghosh *et al.*, 2008).

Los tejidos epiteliales son tejidos que proliferan muy rápidamente y muchos están en continuo contacto con el medio, un porcentaje muy elevado de los cánceres tiene un origen epitelial, por lo que el ensayo de MN en células epiteliales puede tener un enorme potencial epidemiológico (Majer *et al.*, 2001; Bonassi *et al.*, 2011). Los cambios citogenéticos en estos tejidos pueden ser cuantificados en interface en células de tejidos que además son órgano blanco de los genotóxicos ambientales, pues están en contacto directo con ellos (Majer *et al.*, 2001; Neri *et al.*, 2003; Fenech, 2005; Bonassi *et al.*, 2011).

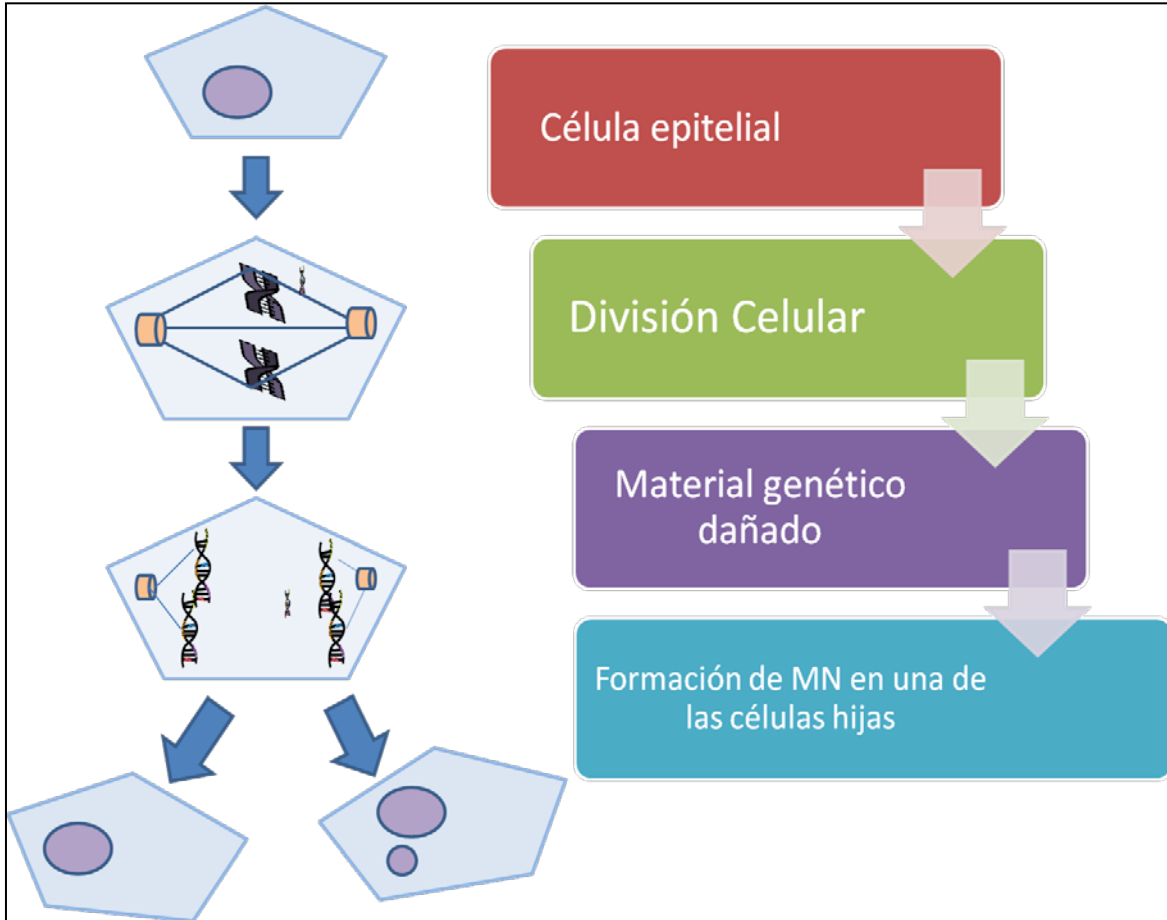


Figura 3. Imagen de la formación de células micronucleadas (CMN) en tejido epitelial.

La frecuencia de MN se ha evaluado en poblaciones expuestas tanto ocupacional como no ocupacionalmente a As y metales pesados (Pb, Cd y Hg), encontrándose un incremento en la magnitud de este parámetro tanto en linfocitos de sangre periférica como células de mucosa oral, nasal y células de descamación del sistema urinario (Gonsebatt *et al.*, 1997; Ghosh *et al.*, 2008). El mecanismo de la formación de los MN es de origen diferente (clastógenos o aneuploidógenos), de acuerdo al elemento con el que se haya tenido el contacto o la exposición, el arsénico por ejemplo es un inductor de MN en linfocitos de sangre periférica en niños y mujeres expuestos a este metaloide por ingestión de agua contaminada (Dulout *et al.*, 1996; Pinto *et al.*, 2000; Martínez *et al.*, 2005; Aksoy *et al.*, 2006; Amorim *et al.*, 2000).

I.4.3. Biomarcadores de susceptibilidad

La mayoría de las enfermedades que se conocen se cree que son el producto de la interacción de los genes con el ambiente (Schmidt, 2006). Los biomarcadores de susceptibilidad se basan en la detección de las diferencias interindividuales que hacen a un individuo más susceptible o que responda de manera diferente (con mayor riesgo para su salud) frente a exposiciones en el ambiente. En el caso de agentes que pueden dañar el ADN, la capacidad de reparación del individuo también está determinada genéticamente y aquellos individuos deficientes en mecanismos de reparación sufrirán mayores niveles de daño genético irreversible, incluso frente a exposiciones de baja intensidad (Pastor *et al.*, 2002). Otros indicadores de susceptibilidad son las diferencias inmunológicas (Richeldi *et al.*, 1993) y factores nutricionales como la deficiencia de antioxidantes (Branda *et al.*, 1991; Aidoo *et al.*, 1994).

El cuerpo humano tiene mecanismos de protección contra el desarrollo de efectos tóxicos de los metales y metaloides, entre los que se encuentran procesos de metilación y desmetilación, desintoxicación por unión a moléculas como glutatión o aminoácidos, polimorfismos genéticos y proteínas de unión específica a metales (Nordberg y Cherian, 2005). Pero se han dado grandes pasos en la investigación para comprender la genética humana, en contraste con los logros acerca de la contribución de las exposiciones ambientales al desarrollo de una enfermedad. La generación en el conocimiento e identificación de individuos susceptibles permitirá crear estrategias de prevención para evitar el desarrollo de enfermedades.

Esto no sólo aplica para problemas de salud pública, sino también para evaluación de riesgo y estrategias de remediación de sitios impactados, en los cuales, al menos para los casos en América Latina, deben estudiarse caso por caso para identificar las mejores y más viables soluciones a los problemas ambientales, finalmente la presencia de cualquier xenobiótico en el ambiente representa un riesgo para cualquier organismo viviente.

II. ANTECEDENTES.

II.1. Descripción General del Sitio y de la contaminación

Por el siglo XVIII algunas familias de gambusinos (buscadores de minerales) se establecieron en las faldas de la llamada Sierra de Catorce buscando mineral, años más tarde comenzaron a explotar la primera mina llamada La Paz, por lo que así es como se le conoció al lugar y más tarde se le dió este nombre al municipio, Villa de la Paz. El beneficio de los minerales extraídos de las minas del Real de Catorce provocó que en diversos lugares cercanos se hicieran labores secundarias, así nacieron algunas poblaciones y otras se desarrollaron, como lo fue el municipio de Villa de la Paz, que desde sus inicios ha sido un pueblo minero y hasta la actualidad la Minería es la principal actividad económica que se realiza en el sitio (Figura 4).

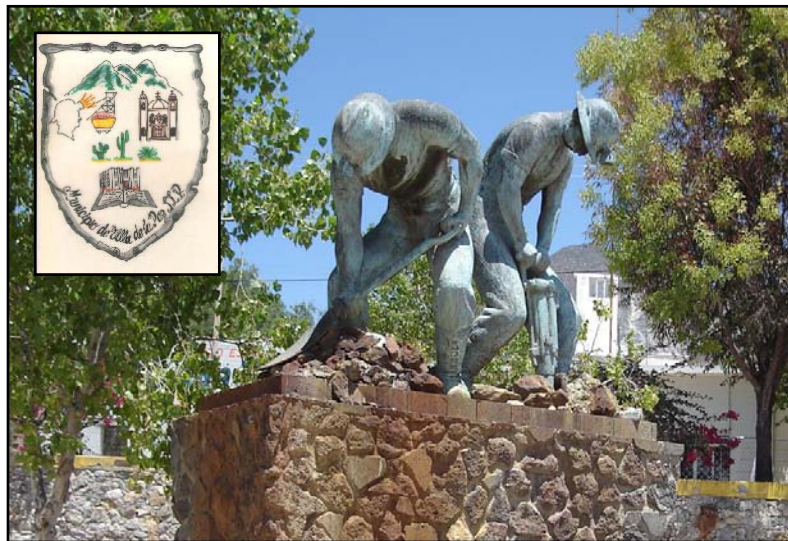


Figura 4. Escudo del Municipio de Villa de la Paz, que muestra su origen en dibujos y la importancia de la actividad minera aún hasta nuestros días, mostrada en este monumento al minero ubicado en la plaza principal de la cabecera municipal.

El Municipio de Villa de la Paz del Estado de San Luis Potosí (México), se encuentra ubicado al Norte del Estado, dentro del Altiplano Potosino (Figura 5). La cabecera municipal tiene las siguientes coordenadas: 100°42' de longitud Oeste y

CAPÍTULO II

23°41' de latitud Norte, con una altitud de 1,800 metros sobre el nivel de mar (msnm), expuesto a un clima semidesértico, siendo la cabecera municipal donde se ha registrado el Distrito Minero de Santa María de la Paz, aunque la extensión de este distrito minero también comprende superficie del Municipio aledaño de Matehuala, S.L.P. (Figura 5).

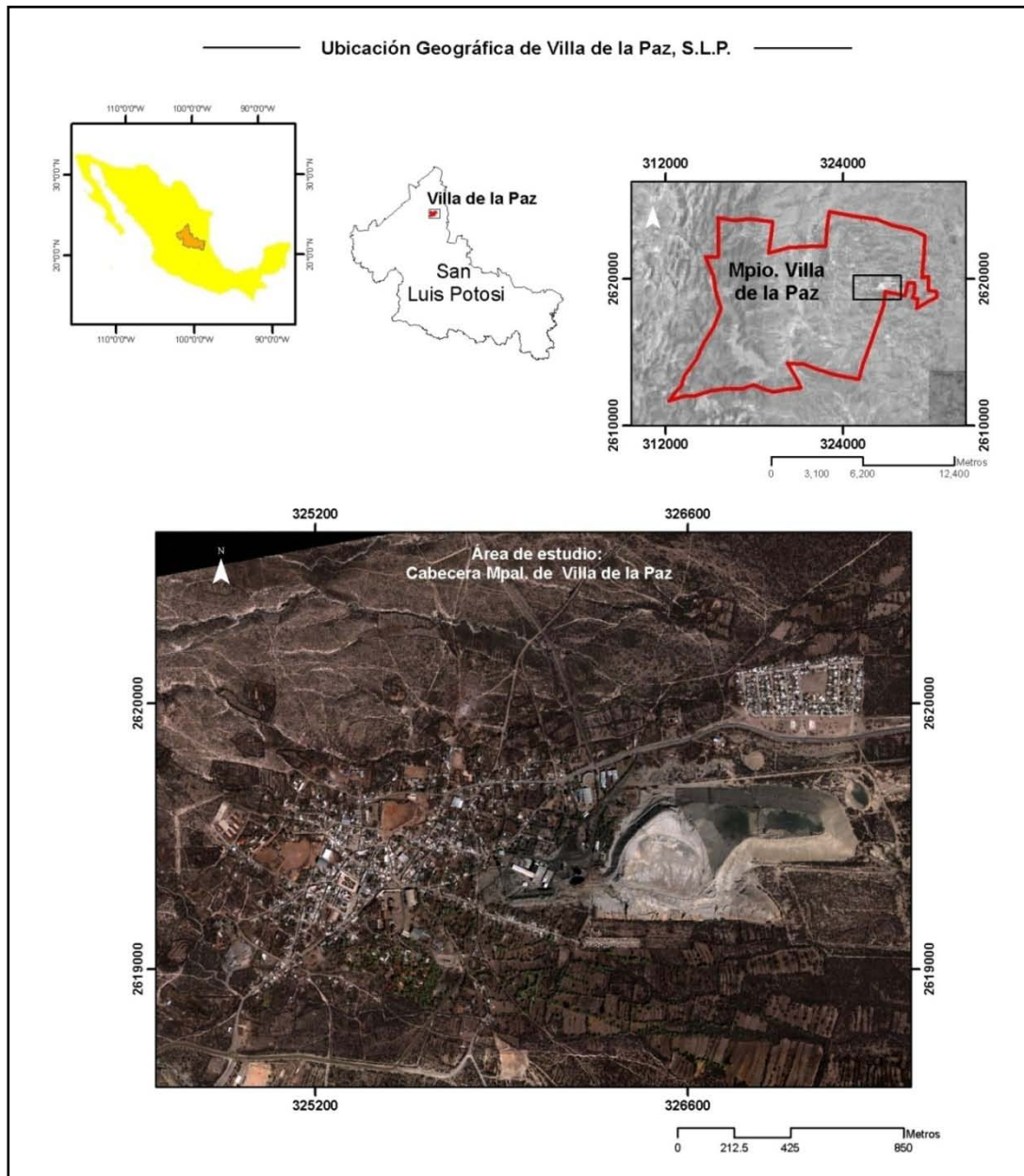


Figura 5. Ubicación geográfica del municipio de Villa de la Paz, en el estado de San Luis Potosí, México.

El Municipio cuenta con una población aproximada de 5000 habitantes, con una densidad de población de 22.4 habitantes por kilómetro cuadrado (INEGI, 2005). La población está distribuida mayormente en el área urbana de Villa de la Paz, que es la cabecera municipal y en menor número en la llamada Colonia Real de Minas (Figura 5), así como en las comunidades de Bocas y Los Nazarios. Este Municipio se encuentra comunicado con Matehuala, que es la ciudad más importante del altiplano potosino, se llega por un camino pavimentado estatal de aproximadamente 14.5 km, que entronca con la autopista Federal 57 México-Laredo (<http://www.e-local.gob.mx/work/templates/enciclo/sanluispotosi/municipios/24048a.htm>).

Predominan ampliamente los terrenos cerriles con elevaciones pronunciadas, ya que toda la región occidental del municipio se encuentra ocupada por la Sierra de Catorce, cuyas elevaciones reciben diversos nombres regionales y locales, como son: El Fraile, a 2500 msnm, La Cobriza, a 2450 msnm, Las Águilas, a 2300 msnm, Dolores, a 2300 msnm, El Muerto, a 2100 msnm y Las Amapolas, a 1900 msnm. En la región no existen corrientes fluviales perennes de importancia, sólo se localizan arroyos intermitentes, los cuales se forman en las sierras y transportan agua sólo durante eventos de lluvias torrenciales, sin ninguna utilización económica o social, provocando al contrario, contingencias en la población cuando esto sucede. Algunos de estos arroyos son: El Mármol, San Miguel, La Boca, Cajón de los Nopales, Castorenas y Las Pilas.

El municipio cuenta con servicios de educación básica (preescolar, primaria y secundaria) y un bachillerato. Su infraestructura en esta materia es de: 8 jardines de niños, 10 escuelas primarias y 3 escuelas secundarias, tanto en el área urbana como rural. La población que vive en la cabecera municipal es de aproximadamente 3500 habitantes, y cuenta con 1096 niños de 0 a 14 años de edad, de los cuales 383 tienen entre 0 y 4 años y 416 son de 6 a 11 años. El municipio cuenta con una unidad de primer de nivel de atención médica que pertenece a los Servicios de Salud del Gobierno del Estado y se encuentra localizada dentro de la cabecera municipal (INEGI, 2005).

El distrito minero que opera en el municipio se conoce como Distrito Minero de Santa María de la Paz, y en este distrito ha existido la minería por más de 200 años (Fernández *et al.*, 1986), teniendo aun actualmente, actividad de extracción y beneficio de minerales a partir de los yacimientos localizados en la llamada Sierra del Fraile, siendo uno de los principales distritos mineros activos del Estado de San Luis Potosí. Los yacimientos que se han explotado son polimetálicos del tipo sistema skarn con valores de plomo (Pb), cobre (Cu), zinc (Zn), oro (Au) y plata (Ag), a los que se asocian desde el origen de la mineralización algunos elementos como arsénico (As) y cadmio (Cd) (Razo *et al.*, 2004).

Durante el proceso para la explotación y extracción minera de los citados elementos de interés económico, concentraciones residuales de éstos y de otros han sido liberados al ambiente a través de la disposición final de los residuos mineros, los cuales han sido de dos tipos:

- **Terreros**, residuos que resultan de la disposición en superficie de mineral estéril extraído de la mina, también llamados tepetateras (Figuras 6 y 7).
- **Jales**, residuos que resultan del proceso de beneficio (físico, químico o fisicoquímico) de mineral con valor económico, también conocidos en el sitio como lameros (Figuras 6 y 8).

Ambos tipos de residuos mineros han quedado histórica, y aun actualmente, expuestos a las condiciones de intemperie, lo que facilita no sólo su dispersión a otros medios del ambiente, sino también la liberación de elementos tóxicos que pudieran contener, debido a procesos de alteración producidos en el ambiente.

En el sitio se han reportado elevadas concentraciones en suelo de arsénico (7-14923 mg/kg), plomo (27-6429 mg/kg), cadmio (0.2-274 mg/Kg), cobre (15-7200 mg/kg) y zinc (26-6270 mg/Kg) (Castro, 1995; Razo, 2002; Razo *et al.*, 2004; Razo, 2006) (Figura 9). Estas concentraciones son significativamente

superiores a las concentraciones totales de referencia (CR_T) para el arsénico (22 mg/Kg), plomo (400 mg/Kg) y cadmio (37 mg/Kg) en suelos de uso agrícola y residencial, señaladas por la 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.

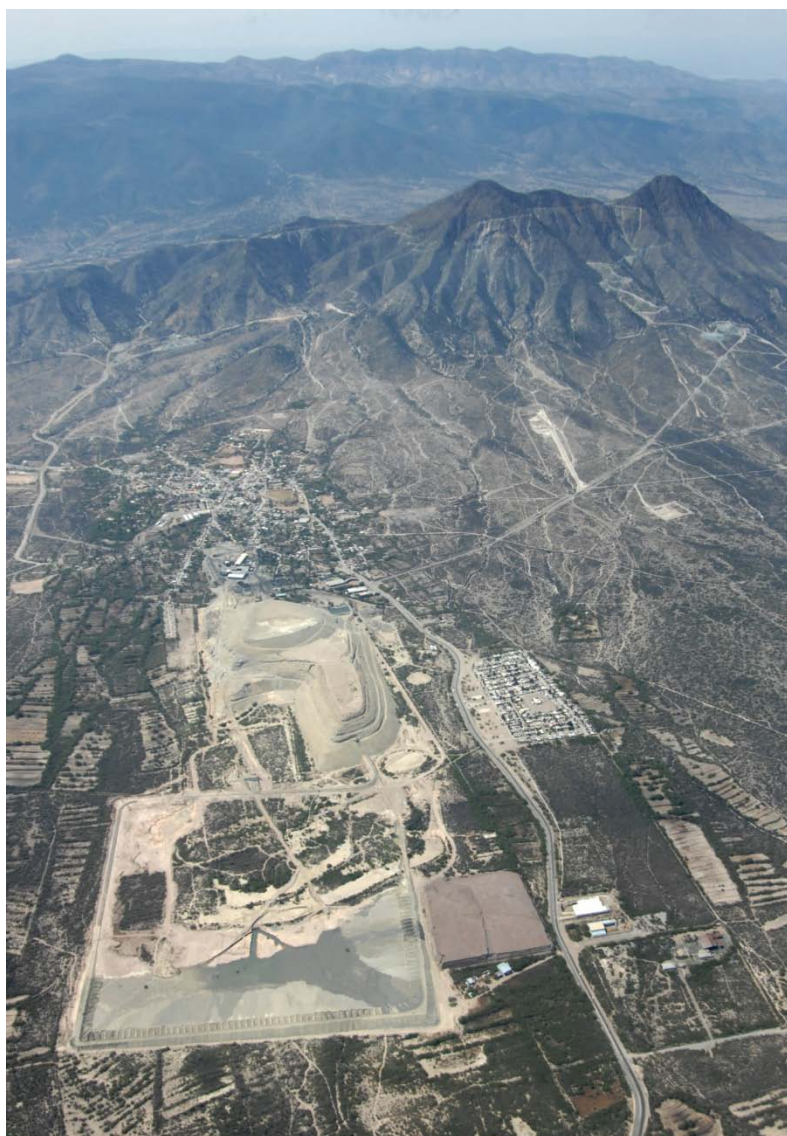


Figura 6. Vista aérea del Municipio de Villa de la Paz, S.L.P. (México) donde se observa en panorámica la Sierra de Catorce, El Fraile, el área urbana de Villa de la Paz, terreros históricos inmersos en esta área urbana, los jales en etapa de cierre, la Colonia Real de Minas y la nueva presa de jales.



Figura 7. Terrero o tepetatera que es material estéril de mina dispuesto en las cercanías de la mina. La morfología es variada dependiendo del tipo de proceso empleado para la extracción, generalmente consiste en material grueso.

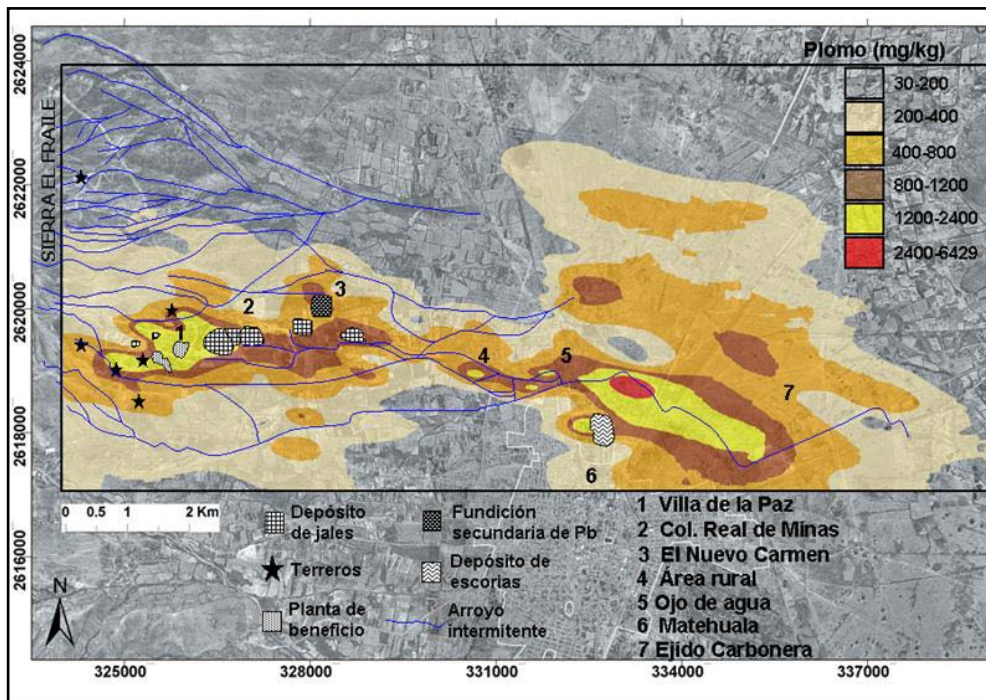
Dado que las concentraciones de fondo son uno de los criterios para la remediación de suelos contaminados por plomo y arsénico de acuerdo a la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, se toma como referencia un estudio cartográfico y geoquímico de suelos en el Altiplano Potosino, que incluyó el área de Villa de la Paz como parte del estudio a la escala local (Chiprés *et al.*, 2005; Chiprés, 2008). Este

estudio demostró que las concentraciones naturales (valores de fondo) de algunos elementos tóxicos son más elevadas en la región de Catorce-Matehuala que las reportadas para otros sitios nacionales o internacionales, que no están asociados con mineralizaciones polimetálicas o con la Minería (Chiprés, 2008; Chiprés *et al.*, 2009).

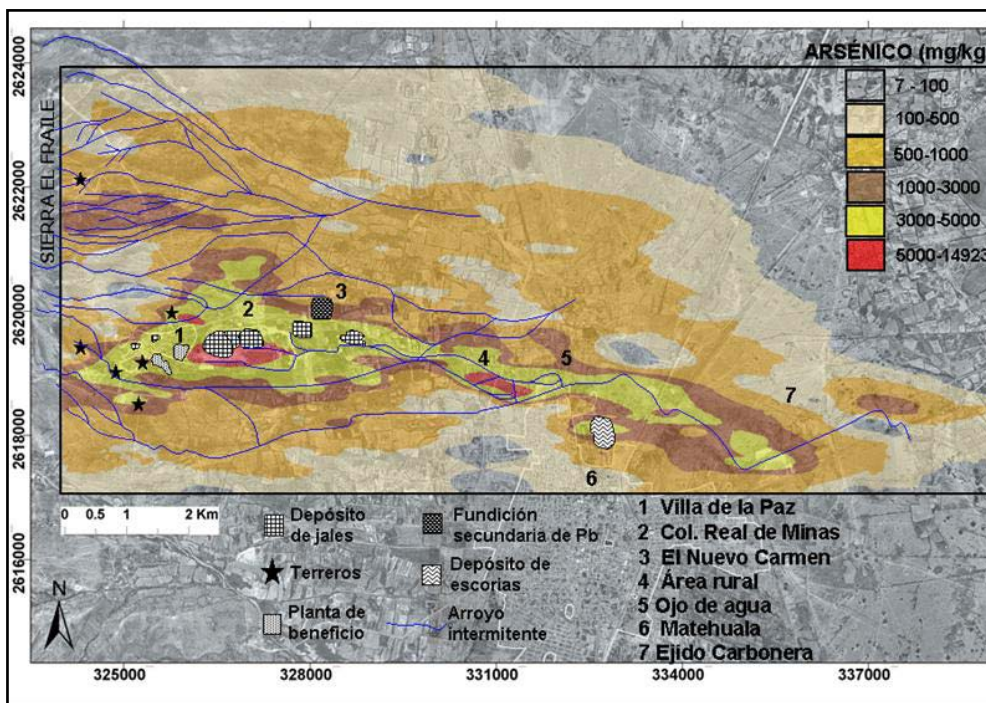


Figura 8. Depósito de jales (lameros), material producto del proceso de beneficio o extracción de los elementos de interés económico a partir del mineral que lo contiene. Este material es regularmente formado por partículas muy finas, debido al proceso de trituración y molido al que es sometido.

Los resultados a la escala local en Villa de la Paz, exhibieron patrones de anomalías de concentración influenciados, en parte, por la mineralización polimetálica localizada en la Sierra del Fraile, y por otro lado, por el transporte de los residuos mineros o de partículas de las áreas mineralizadas a través de arroyos intermitentes desde la Sierra del Fraile hacia el valle de Matehuala (Chiprés, 2008), confirmando lo reportado previamente para suelo superficial y sedimentos (Razo *et al.*, 2004; Razo, 2006).



9a



9b

Figura 9. Concentración total de plomo (9a) y arsénico (9b) en suelo superficial de los Municipios de Villa de la Paz y Matehuala, S.L.P. (Tomado de Razo, 2006).

Chiprés (2008) reportó que las concentraciones basales del arsénico en el suelo del sitio, se encuentran en el límite superior del rango de las concentraciones de fondo, la cual es significativamente superior a la concentración de referencia total (CR_T) de la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 para suelo de uso agrícola y residencial; mientras que para el plomo y cadmio, sus concentraciones basales son inferiores a sus respectivas concentraciones de referencia total (Tabla 1).

Tabla 1. Límite Superior de las concentraciones totales de fondo (basales) en el horizonte A de suelo, determinadas a tres diferentes escalas de muestreo (Gamiño *et al.*, 2007; Chiprés, 2008).

Elemento	Concentración en Horizonte A del suelo (mg/kg)		
	Escala Nacional	Escala Regional	Escala Local
As	11.0	35.0	187.0
Cd	0.8	1.5	4.2
Pb	20.0	25.0	108.5

El muestreo a escala nacional corresponde a los resultados de la FASE 1 del transecto piloto de México. La escala regional corresponde a los resultados en el área de Sierra de Catorce – Valle de Matehuala; La escala local corresponde al Distrito Minero de Santa María de la Paz.

El análisis de muestras de suelo de los Municipios de Villa de la Paz y Matehuala realizado a diferentes profundidades, reveló que las concentraciones más elevadas de ET se presentan entre los primeros 10 y 30 cm de profundidad (Razo, 2006). En el caso del arsénico, se identificaron en el horizonte C concentraciones más elevadas (40 a 80 mg/Kg As) que la concentración de referencia total propuesta por la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004. Sin embargo, de acuerdo al estudio geoquímico de concentraciones de fondo, estas concentraciones en el horizonte C se atribuyen a las anomalías geoquímicas naturales asociadas a la mineralización. En la mayoría de los casos, las concentraciones de ET en el horizonte C se encuentran dentro del rango de concentración de fondo determinada para el sitio (Chiprés, 2008).

A partir de las primeras evidencias de contaminación de suelos por arsénico y plomo en áreas urbanas de Villa de la Paz y Matehuala, Mejía *et al.* (1999), reportaron una primera Evaluación de Riesgo a la Salud (EVRS) tomando como base una caracterización ambiental preliminar realizada en suelo superficial del

distrito minero, donde se estableció a los residuos mineros recientes (jales o laderos) como la principal fuente de contaminación tanto para la cabecera municipal de Villa de la Paz, como para la Colonia Real de Minas. Aun cuando haya sido con base a un muestreo preliminar, esta EVRS reportada por Mejía *et al.* (1999) permitió identificar:

- los **contaminantes críticos**, es decir, aquellos elementos que representan un peligro para la salud de la población, siendo éstos el arsénico y el plomo;
- las principales **vías de exposición**, es decir, cómo los contaminantes entran al organismo, que en este caso es por las vías oral e inhalatoria;
- la **población receptores tóxicos** más susceptibles, en este caso la población infantil, dado que tienen características que a diferencia de los adultos los hace más vulnerables a los efectos tóxicos, pues sus sistemas corporales se encuentran en desarrollo y en sus actividades recreativas tienen mayor contacto suelo-mano-boca, que incrementan las dosis de exposición a los ET.

Los niveles de los biomarcadores de exposición (Pb en sangre y As en orina) reportados, se encontraban ya por arriba de los considerados como seguros para el humano (Jasso-Pineda *et al.*, 2007), presentando además los niños daño en el material hereditario o ADN (ensayo cometa) de sus células sanguíneas (linfocitos), suponiendo que esto podía deberse a un efecto de apoptosis lo cual puede ser un mecanismo para el desarrollo de cáncer (Yáñez *et al.*, 2003).

Estos primeros reportes concluían con la necesidad de eliminar la exposición de los contaminantes en el sitio, asumiendo exclusivamente a los jales como origen de la contaminación y por tanto la única fuente por controlar. A esa fecha, no se habían reconocido aun a los terreros históricos como una fuente de la contaminación, dado que se identificaban como parte de la topografía natural del sitio

y no como una fuente antropógena potencial de liberación y exposición de los contaminantes.

II.2. Justificación para el Caso de Estudio.

En México, la normativa ambiental para la prevención y control de la contaminación de los suelos, así como para su remediación, se instituye en la Ley General del Equilibrio Ecológico y de la Protección al Ambiente (SEMARNAT, 2001), recientemente instrumentada a través de la publicación de la Norma Oficial Mexicana NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 que establece los criterios para la remediación de suelos contaminados por algunos metales y metaloides. En esta Norma Oficial Mexicana se propone entre otros criterios el utilizar concentraciones específicas para un sitio, resultado de una evaluación del riesgo para la salud aplicando una metodología reconocida por la comunidad científica internacional. Este criterio es sin duda relevante si se considera que cuando se aplican criterios de limpieza preestablecidos sin tomar en cuenta las características específicas de un sitio, existe la probabilidad de invertir recursos técnicos, humanos y económicos innecesarios, o bien, de desperdiciarlos sin realmente resolver el problema.

Por el contrario, la aplicación de criterios de limpieza sustentados en una evaluación del riesgo para la salud, repercutiría en una mayor eficiencia de los recursos destinados a la remediación de un sitio (Kelley *et al.*, 2002). Sin duda, esta norma representa un importante avance en la gestión de sitios contaminados en nuestro país, pues la exposición a elementos tóxicos en el ambiente puede producir una amplia variedad de efectos en la salud humana, algunos de los cuales aparecen inmediatamente mientras que otros aparecen después (Maluf, 2004). Sin embargo, serios problemas ambientales y de salud relacionados a la contaminación de agua y suelo por As y metales pesados han sido identificados en sitios mineros (Buchanan *et al.*, 1997; Castro-Larragoitia *et al.*, 1997; Carrillo y Drever, 1998; Mejía *et al.*, 1999; Ogura *et al.*, 2003; Razo *et al.*, 2004) y áreas metalúrgicas (Díaz-Barriga *et al.*, 1993; Díaz-Barriga *et al.*, 1997; Ornelas, 1999; García *et al.*, 2001; Carrizales *et al.*, 2006).

A pesar de esta información, en la mayoría de los casos no se han realizado esfuerzos con la eficiencia necesaria para solucionar problemas identificados en materia de Salud Ambiental, pues la mayoría de los estudios de exposición a los contaminantes metálicos que se han llevado a cabo en población infantil, se han limitado a la evaluación de la exposición (Díaz-Barriga *et al.*, 1993, 1997; Hwang *et al.*, 1997; Murgueytio *et al.*, 1998; Carrizales *et al.*, 2006; Moreno *et al.*, 2010; Sakuma *et al.*, 2010) y solo algunos han descrito los efectos biológicos en los niños expuestos (Counter *et al.*, 1997; Calderón *et al.*, 2001).

Los niños están más expuestos a los riesgos ambientales que los adultos. Por una parte pueden estar expuestos a las amenazas ambientales más fácilmente que los adultos, y por otra parte, sus cuerpos en desarrollo pueden exponerlos más a los peligros en su salud que los adultos. Los distintos comportamientos y los estadios evolutivos, encuentran a niños colocándose objetos en sus manos y bocas, rodando y gateando en el suelo y el piso, trepando a lugares peligrosos, descubriendo sus alrededores y probando nuevas aptitudes. Mientras tanto, estas características muchas veces colocan a los niños en situaciones de riesgo si viven, juegan, aprenden o trabajan en un ambiente degradado, contaminado o inseguro. Los niños que viven en pobreza son los que más sufren. Tienden a vivir en ambientes peligrosos, más contaminados y degradados, mientras están mal nutridos y agobiados por sistemas que no son capaces de luchar contra las enfermedades e infecciones. Los niños que viven en pobreza, a menudo entran a formar parte de la fuerza laboral a una edad temprana para mantenerse ellos mismos o a sus familias, lo que los deja en total vulnerabilidad a los tóxicos presentes en los ambientes en que se desarrollan y crecen. Recientemente es, que se han incrementado los estudios de salud ambiental infantil pues se ha observado que las enfermedades, antes conocidas como de la edad adulta se vienen presentado a edades relativamente tempranas, un ejemplo es la diabetes mellitus tipo 2, que de cada 10 nuevos casos 8 corresponden a niños menores de 14 años, por lo que se ha atribuido esto a los ambientes poco favorables en que los niños viven.

III. FASE DE EVALUACIÓN AMBIENTAL PARA IDENTIFICAR PRIORIDADES PARA LA REMEDIACIÓN.

Una vez revisados los antecedentes para el sitio clasificado ya como un sitio contaminado del distrito minero de Santa María de la Paz, se observó que las evidencias disponibles (hasta el momento de iniciar este proyecto), proponían estrategias de remediación o de control de la contaminación que no eran técnica, ni económicamente viables para el sitio, pues no sólo una gran área del sitio el suelo superficial se encuentra con concentraciones de elementos tóxicos en niveles considerados de riesgo para la salud humana (Razo, 2006), sino también la especiación de ambos contaminantes críticos dificultan procesos convencionales como la estabilización y/o solidificación *in situ* (Téllez, 2008).

Por ello, a partir de la información disponible, y tomando sobre todo la evidencia de campo y los resultados reportados por Razo (2006), se estableció como zona prioritaria para atención dentro de un Programa de Remediación de suelos contaminados del distrito minero de Santa María de la Paz, al suelo de la zona urbana de la cabecera municipal de Villa de la Paz, donde se encuentra expuesto el mayor número de habitantes del municipio (alrededor de 3500 habitantes), con clara evidencia de presencia de fuentes y rutas de exposición de los contaminantes.

Razo (2006) reportó previamente altos niveles de concentración de arsénico (As) y plomo (Pb), ambos contaminantes críticos, en el suelo del área urbana de Villa de la Paz y aunque los porcentajes de bioaccesibilidad eran menores (12 % para As y 45 % para Pb), los niveles de concentración involucraron por consecuencia importantes niveles para el umbral del riesgo (1175 mg/Kg para As y 550 mg/Kg para Pb). Sin embargo, el mismo Razo (2006) señaló que tan sólo 26 y 32 % de las muestras de suelo analizadas, presentaban concentraciones por arriba del umbral de riesgo para arsénico y plomo en el área urbana y suburbana de Villa de la Paz, respectivamente. Lo que representa una distribución no homogénea de las concentraciones de riesgo en el suelo de esta área.

Por consecuencia, el siguiente objetivo propósito ya del presente estudio, fue identificar las zonas de mayor riesgo para orientar y priorizar, primeramente las acciones de prevención previas a la remediación, y enseguida los sitios prioritarios de remediación, ya enfocado exclusivamente al área urbana de Villa de la Paz, donde hay el mayor número de población humana expuesta.

Se propuso entonces realizar la identificación de las zonas de mayor riesgo como consecuencia de la presencia y concentración de los elementos tóxicos en el suelo superficial del área urbana de Villa de la Paz, teniendo como base la metodología para la evaluación de riesgo en salud (EVRS) para sitios mineros propuesta por Díaz-Barriga (1999), no sólo para su identificación, sino sobre todo para establecer una EVRS que permitiera proponer de manera prioritaria acciones preventivas de protección a la población infantil y de manera inmediata el control de las fuentes de la contaminación a través de su remediación.

Las metodologías para la evaluación de riesgo en salud de población humana, plantean el establecimiento de la ruta de exposición; que es el camino que sigue el contaminante desde la fuente que lo contiene hasta el punto de contacto con el ser humano. Sin embargo, en sitios mineros debe ser como un proceso “caso por caso”, ya que la variabilidad entre ellos o con otros sitios impactados, puede ser muy amplia. Así pues los estudios realizados tanto de carácter ambiental como de la población, deben ser dirigidos a generar la evidencia que soporte la toma de decisiones eficaces para abatir el riesgo (SEMARNAT, 2006). De esta manera se procedió a aplicar los parámetros que constituyen la metodología de evaluación de riesgos para la salud propuesta por Díaz-Barriga (1999) a la Organización Panamericana de la Salud (OPS), para sitios mineros contaminados de América Latina. Además de lo citado arriba respecto a la fuente y ruta de exposición, esta metodología incluye enseguida el uso de indicadores biológicos (también llamados “biomarcadores”) que permiten eliminar la incertidumbre de las estimaciones realizadas con modelos matemáticos, que si bien pueden resultar de momento en menor costo económico que las mediciones biológicas, al final repercute en la

viabilidad de los costos para la remediación de los sitios que de manera real representan un riesgo para la población expuesta. En la Figura 2 se presenta un esquema de las etapas de esta metodología, adaptada para sitios impactados por actividad minero-metalúrgica y que ha sido aplicada para este proyecto.

Esta metodología contiene las etapas base de otras metodologías empleadas por agencias internacionales, como la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA o USEPA, por sus siglas en inglés) y la Agencia para el Registro de Enfermedades y Sustancias Tóxicas (ATSDR, por sus siglas en inglés), pero ha sido adaptada a situaciones de sitios impactados en los cuales el factor económico es primordial para las acciones de prevención, control y/o remediación.

Como está representado en la Figura 10, la metodología comienza con el análisis de la contaminación en los medios del ambiente, como suelo, subsuelo, polvo, agua o aire. Posteriormente se identifica si esta contaminación representa un peligro para los seres vivos incluyendo al humano, pues es bien sabido que si no existe contacto con la población, entonces no existe riesgo para la salud y lo que se evalúa es el riesgo ecotoxicológico para los casos en los que la afectación sea solo a flora y fauna, tal como se indica también en la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004. Se determinan así los contaminantes críticos, comparando las concentraciones encontradas en los medios del ambiente, con las reportadas en normativas para la protección de la salud. Un parámetro importante de esta metodología es la medición de la biodisponibilidad, que representa la cantidad de contaminante que se encuentra dentro del cuerpo y que tiene la capacidad de generar un daño al organismo. Como ya se mencionó, en el caso de sitios mineros, se ha demostrado que la medición de la bioaccesibilidad es un indicador conveniente de la biodisponibilidad (Kelley *et al.*, 2002; Razo *et al.*, 2004a; Razo *et al.*, 2006), siendo la bioaccesibilidad la fase soluble del contaminante medida a través de una prueba *in vitro* que semeja el comportamiento del contaminante una vez incorporado al cuerpo humano. Este indicador de biodisponibilidad ha sido validado para plomo en suelo, y ha sido incluida esta prueba como parte de la normativa oficial mexicana para la

determinación de las concentraciones a las cuales se debe limpiar un suelo contaminado por este elemento (NOM-147-SEMARNAT/SSA1), sin embargo no ha sido validada para otros elementos. En el caso del arsénico, fue ya reportada previamente una alta correlación entre la bioaccesibilidad in vitro y la biodisponibilidad in vivo, aunque sin alcanzar los valores de validación reportados para plomo (Kelley *et al.*, 2002). Por lo cual, la prueba de bioaccesibilidad para arsénico si bien no puede ser clasificada como un criterio normativo, si puede tomarse como un indicador de este parámetro.

En este capítulo se trata entonces de presentar los resultados obtenidos de la Fase de Evaluación Ambiental de esta EVRS en Villa de la Paz, la cual incluye el análisis de la contaminación, esto es, la identificación de las fuentes y ruta de exposición de los contaminantes críticos.

III.1. Análisis de la contaminación

A partir del análisis histórico del sitio, la primera estrategia fue por tanto, considerar a las presas de jales recientes como principal fuente de los contaminantes, a partir de los cuales se favorece la dispersión (eólica e hídrica) de los elementos tóxicos. Sin embargo, las concentraciones totales reportadas para ambos contaminantes críticos (arsénico y plomo) en el suelo superficial de la zona urbana de Villa de la Paz (Razo *et al.*, 2004; Razo, 2006) mostraban que debía existir otra fuente además de los depósitos de jales, pues el principal mecanismo de dispersión de este material se considera el eólico y los vientos en la zona son en dirección preferencial Sur a Norte, con lo que la zona urbana ubicada al Oeste de este depósito de residuos, debe tener poca influencia para ser la única fuente de las altas concentraciones presentes en el suelo superficial (Figura 6).

En todo caso, la dispersión eólica de los contaminantes desde los jales hacia el Norte si justificaría altas concentraciones de elementos tóxicos en suelo superficial y polvo de la Colonia Real de Minas, pero difícilmente explica las concentraciones reportadas para el área urbana de Villa de la Paz. Tampoco se

justificarían las altas concentraciones de elementos tóxicos en suelo por concentraciones de fondo o por la dispersión desde el área mineralizada El Fraile. Chiprés (2008) previamente demostró que para esta área urbana, se atribuye una concentración de fondo entre 186 y 349 mg/Kg As, significativamente inferior al rango hasta 11,930 mg/Kg reportado para este elemento tóxico por Razo (2006).

De esta manera, durante la primera visita al sitio se descubrieron grandes depósitos de residuos de mina, dispuestos dentro de la zona urbana, con un grado de alteración muy importante, que hace suponer son producto de actividad minera de hace más de 100 años (Figura 10). Los terreros localizados en la zona urbana y suburbana de Villa de la Paz son exclusivamente residuos mineros históricos abandonados, puesto que su disposición inadecuada y no controlada, así como su estado de abandono, exhiben claras evidencias de ser una fuente primaria de contaminación de los medios del ambiente, principalmente suelo, pero sobre todo que la salud de la población se encuentre en riesgo por la exposición a los elementos tóxicos (Figuras 11 a 13), pues es el contacto con este medio del ambiente impactado ocurre de diferentes maneras para toda la población pero de especial atención a los niños que por sus actividades tienen un contacto mayor con el suelo contaminado y por tanto reciben dosis mayores de los elementos tóxicos comparados con los adultos.

La naturaleza heterogénea de los residuos expuestos en los taludes de los terreros (Figura 14) ha favorecido la dispersión hídrica durante los eventos de lluvias torrenciales, características del clima semidesértico del Altiplano Potosino (Figura 15). Esta dispersión hídrica de partículas desde los terreros abandonados parece ser la principal causa de la distribución de los elementos tóxicos reportada para el suelo superficial del área urbana de Villa de la Paz, sin menospreciar el hecho de la exposición directa de los contaminantes para la población adulta e infantil, puesto que estos terreros son utilizados como sitios recreativos o áreas de paso dentro de sus actividades cotidianas (Figuras 11 a 13).

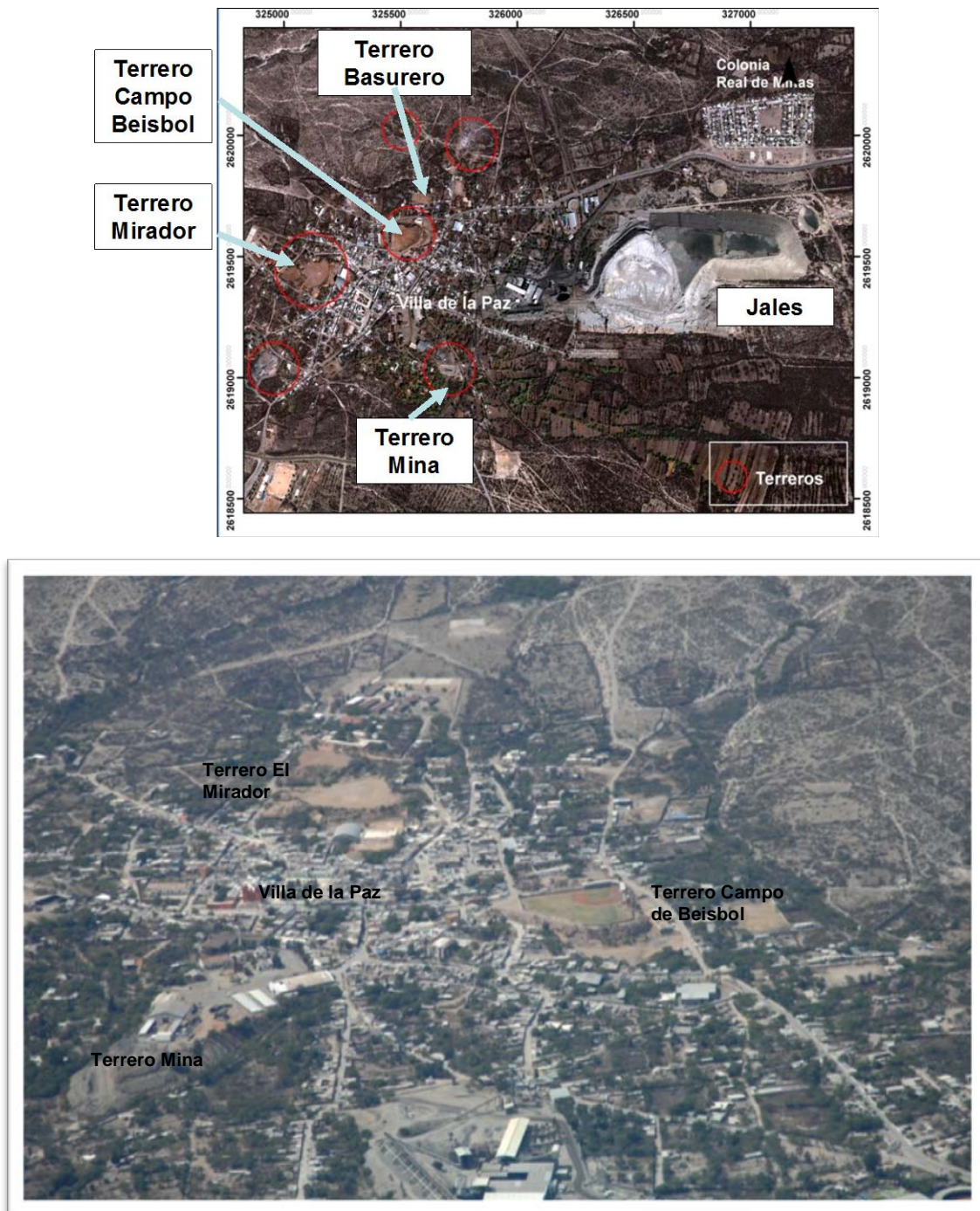


Figura 10. Imagen de localización de los terreros (residuos mineros históricos) ubicados dentro del Municipio de Villa de la Paz, S.L.P., producto de actividad minera de al menos hace 150 años.



Figura 11. Terrero de Campo de Beisbol ubicado dentro de la zona urbana de la cabecera municipal. Obsérvese como la gente usa como camino peatonal parte del terrero e incluso han realizado construcciones con el material recuperado del talud del mismo.

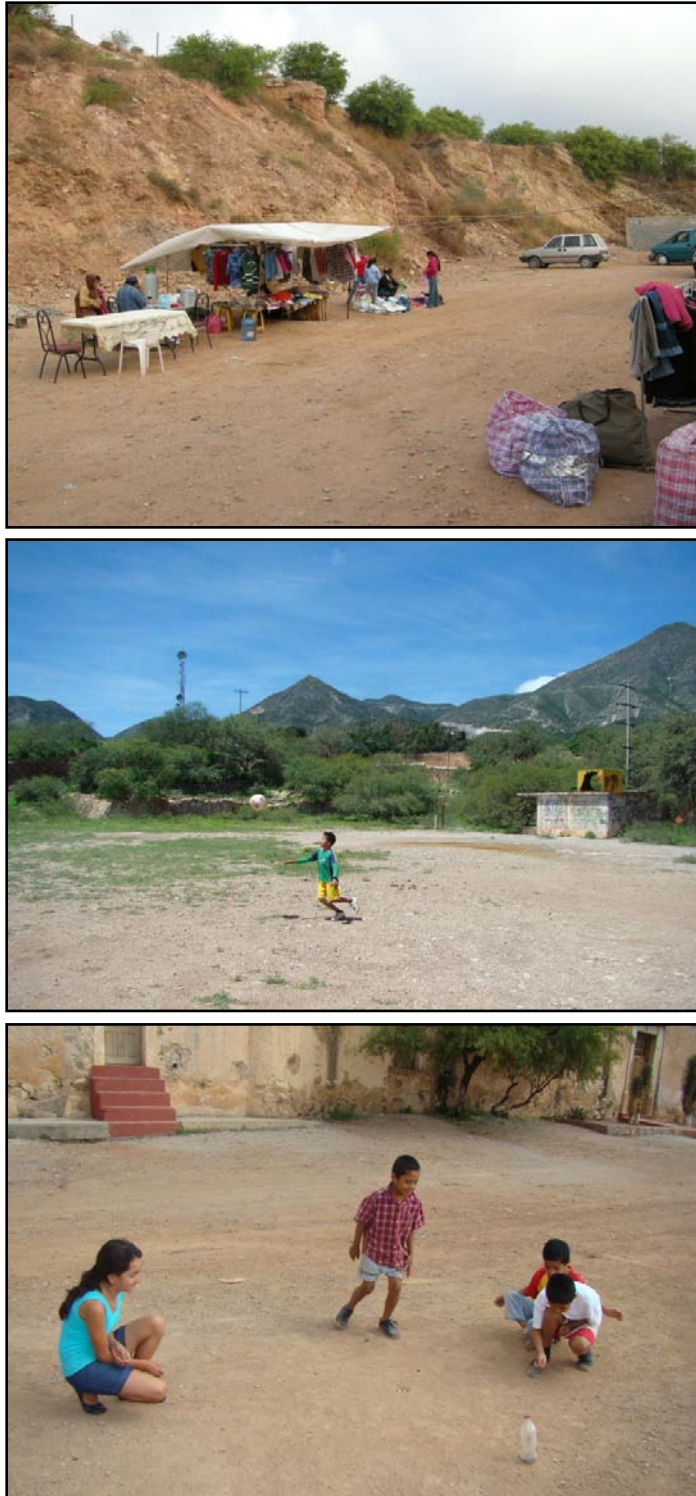


Figura 12. Terrero de “El Mirador”, ubicado dentro de la zona urbana, donde en el talud se lleva a cabo incluso actividades comerciales y en la terraza superior actividades recreativas por la población infantil.

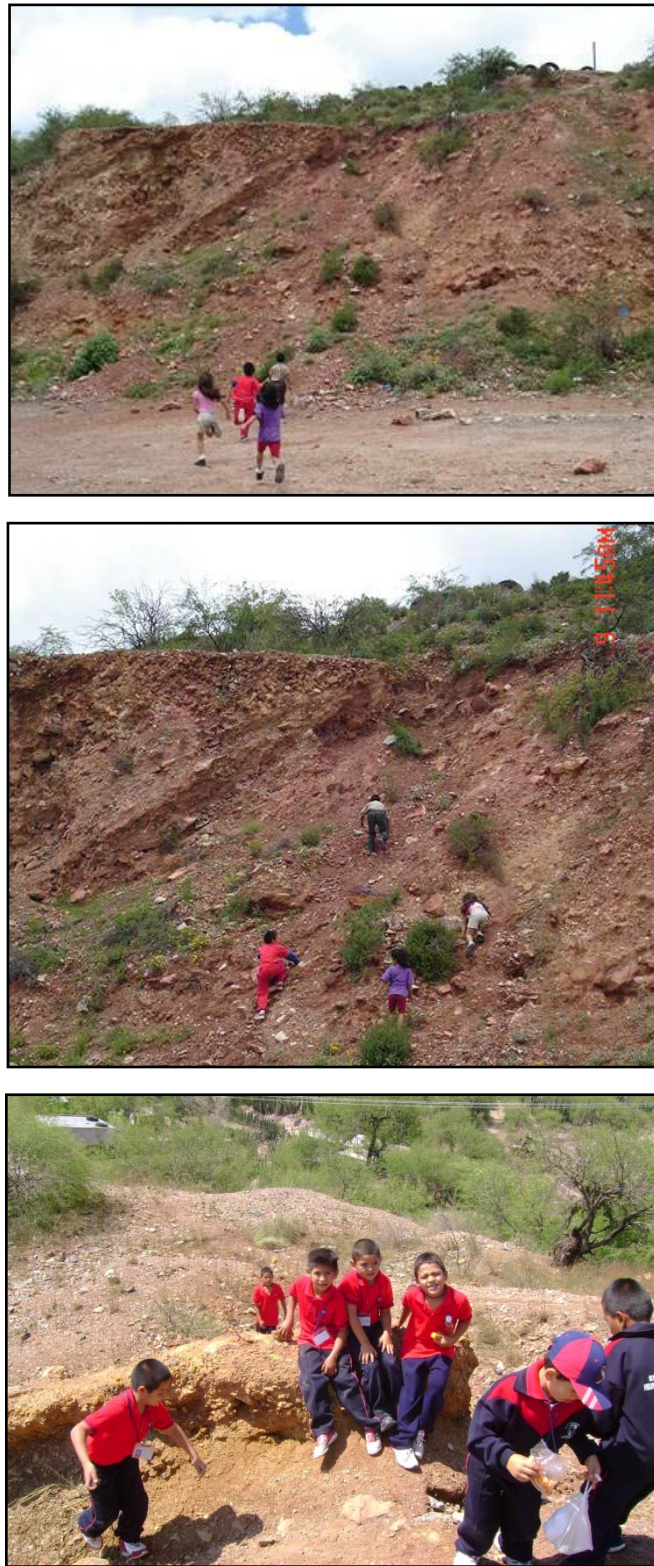


Figura 13. Actividades recreativas por población infantil en el talud del terrero “El Mirador”, dentro del área urbana de Villa de la Paz, S.L.P. Se aprecia la exposición directa de la población infantil local a los residuos mineros históricos.

III.2. Caracterización ambiental de suelo superficial del área urbana

Para confirmar si estos depósitos de residuos mineros históricos podrían ser la fuente principal de la contaminación del suelo superficial de la zona urbana de Villa de la Paz, se realizó un muestreo dirigido, tomando como puntos de referencia a los terreros y como principio metodológico la evaluación de riesgo en salud para sitios mineros propuesta por Díaz-Barriga (1999).

El muestreo de suelo superficial estuvo orientado a confirmar las fuentes de los contaminantes, así como para determinar la concentración total y bioaccesible de los contaminantes críticos, cuya exposición representa un riesgo para la población humana del Municipio de Villa de la Paz, donde se consideró a los terreros como la fuente de los contaminantes y a la población humana del área urbana de Villa de la Paz como la población receptora. Para determinar las fuentes y rutas de exposición de los contaminantes críticos, el muestreo estuvo dirigido:

- [i] al suelo superficial en el área urbana de Villa de la Paz;
- [ii] a los terreros “Campo de Beisbol” y “Mirador”, identificados visualmente y considerados como principales fuentes y sitios de exposición de los contaminantes.

III.2.1. Caracterización ambiental de suelo superficial

III.2.1.1. Metodología de muestreo y analítica.

El muestreo dirigido de suelo superficial (0-5 cm) se llevó a cabo en las áreas de mayor exposición de la población humana con relación a las actuales operaciones mineras y a los residuos mineros históricos (terreros considerados como pasivos ambientales), así como las áreas identificadas como rutas de transporte y depósito de los contaminantes. En la Figura 16 se presenta la imagen con los puntos de muestreo de suelo superficial en el área urbana y suburbana de la cabecera municipal de Villa de la Paz.



Figura 14. Depósitos de material estéril de mina, dispuestos en este sitio hace aproximadamente 100 años. Se puede apreciar en ambos terreros (“Campo de Beisbol” superior y “Mirador” inferior), el grado de alteración y la diversidad del material en cuanto al origen del proceso en el cual fueron originados.



Figura 15. Dispersión hídrica de partículas desde los terreros Mirador (superior) y Mina (inferior) después de un evento de lluvia torrencial en el área urbana de Villa de la Paz. Se puede apreciar como los escurrimientos cargados de contaminantes se dispersan hacia áreas habitacionales incrementando su exposición.

La colecta de muestras se realizó siguiendo los procedimientos de muestreo para metales en suelo, los cuales están sujetos a lo señalado por la normatividad ambiental vigente en el país (NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 y NMX-AA-132-SCFI-2006). La metodología propuesta para la toma de muestras de suelo superficial inició ubicando el punto de muestreo con la ayuda del GPS, después se trazó sobre el terreno natural (suelo) un cuadrado de 1x1 m, la cual corresponde al área para obtener la muestra. Se procedió entonces a excavar con una pala y una pica hasta llegar a la profundidad deseada (0-5 cm).

El material obtenido se cuarteó en el sitio, hasta obtener una muestra lo más representativa de esa superficie. Posteriormente, el material ya cuarteado se tamizó y finalmente la muestra fue colectada mediante espátulas de acero inoxidable previamente lavadas (el material de muestreo se lava entre cada toma de muestra), llenando el recipiente de plástico hasta obtener 1 kg aproximado de muestra. Al mismo tiempo de recolección de muestra, se realizó el llenado de la hoja de campo y cadena de custodia de cada muestra. Previo a la toma de muestra, se tomaron fotografías del punto muestreado y una panorámica del área de muestreo, así como también las coordenadas reales del punto de muestreo con el GPS.

Las muestras de suelo fueron envasadas, etiquetadas y transportadas de acuerdo a los criterios de colección y transporte establecidos por las mismas Normas NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 y la NMX-AA-132-SCFI-2006. Al llegar al laboratorio, la preparación de las muestras de suelo superficial consistió en secado a $40 \pm 2^{\circ}\text{C}$, clasificación granulométrica a menos 2 mm para la cuantificación del contenido total de contaminantes y clasificación granulométrica a menos 250 micras para la determinación del contenido bioaccesible de los contaminantes.

El análisis químico de los elementos tóxicos en suelo se determinó por espectroscopia de absorción atómica, una vez que cada muestra fue digerida en horno de microondas empleando un medio ácido (HNO_3 25 %-HCl 10 %). La técnica de digestión utilizada es equivalente al Método EPA-3051a, establecido para extraer la fracción total recuperable de metales en matrices de suelo, en el cual deben

reportarse altos porcentajes de recuperación para todos los elementos que se analizan, esto determinado a partir del análisis de materiales de referencia certificados.

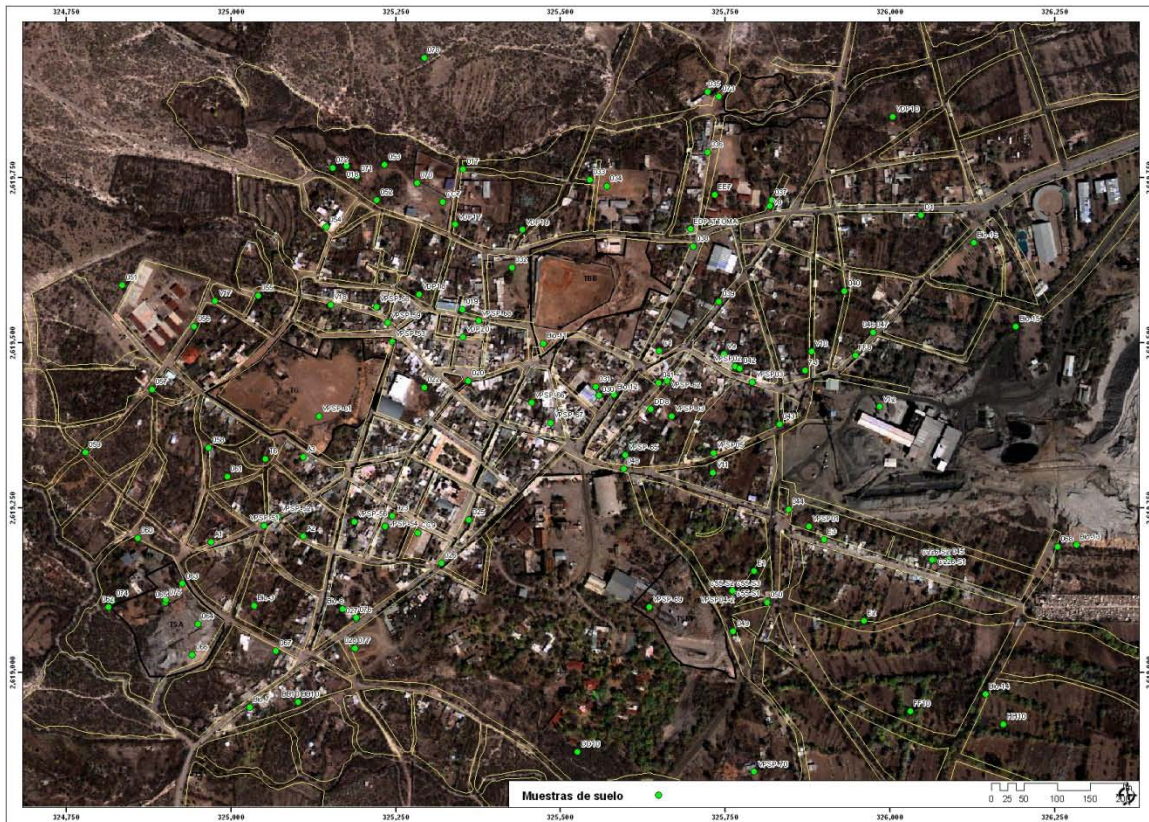


Figura 16. Puntos del muestreo dirigido para el análisis de concentración de arsénico, plomo y cadmio en suelo superficial del área urbana de Villa de la Paz.

Como control de calidad, en el procesamiento de cada lote de 24 muestras, se analizaron los materiales estándar de referencia SRM 2710 y SRM 2711, obtenidos del Instituto Nacional de Estándares y Tecnología (NIST, por sus siglas en inglés) de los Estados Unidos. Los porcentajes promedio de recuperación en ambos materiales de referencia fueron siempre superiores al 90% para los elementos analizados. Así mismo, por cada 10 muestras colectadas se tomó un duplicado de campo, es decir, por cada 10 muestras se colectó otra muestra en las mismas condiciones.

El método utilizado para determinar la bioaccesibilidad (indicador de biodisponibilidad *in vitro*) de plomo y arsénico en las muestras de suelo, fue adoptado del método propuesto por la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004. Se utilizó un baño con agitación orbital que permite controlar la temperatura a $37 \pm 2^\circ\text{C}$ y la agitación a 150 rpm. La determinación de la bioaccesibilidad se realizó por duplicado para cada muestra de suelo. Por cada solución de extracción se corrió un blanco reactivo: únicamente la solución de Glicina 0.4 M adicionada con aproximadamente 5 mL de HCl. El límite de control tenía que ser $<25 \mu\text{g/L}$ para plomo y $<5 \mu\text{g/L}$ para arsénico. Por cada solución de extracción preparada, se corrió por duplicado una muestra de Material de Referencia del NIST SRM 2711, como muestra control del laboratorio. Para asegurar una producción de datos de alta calidad, la concentración de plomo debía ser de $9.22 \pm 1.5 \text{ mg/L}$ y para arsénico $0.59 \pm 0.09 \text{ mg/L}$, lo cual se cumplió para todos los análisis.

A continuación se describen los resultados obtenidos para el suelo superficial del área urbana y suburbana del municipio. A partir de los resultados analíticos de las muestras colectadas, se calcularon, primero las estadísticas básicas y enseguida se construyeron los mapas de isoconcentración con los resultados del análisis, mostrando la distribución de las concentraciones total y bioaccesible para plomo y arsénico en el suelo superficial del área urbana y suburbana de Villa de la Paz.

III.2.1.2. Resultados de la caracterización ambiental de suelo.

En el caso de plomo, está caracterizado por rangos de concentración total entre 37 y 18,397 mg/Kg, con 94 % de las muestras en valores superiores al límite máximo del rango de concentración basal para el plomo en el sitio (108.5 mg/Kg), con una mediana de 900 mg/Kg, lo que confirma que existe una contaminación de los suelos que no es de origen natural (o basal) (Tabla 2). Además, la información obtenida señala que 78 % de las muestras analizadas presentan un valor superior a la concentración total de referencia a partir de la cual se recomienda la limpieza de

suelos contaminados por plomo, de acuerdo a lo establecido por la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 para suelo de uso agrícola o residencial (400 mg/Kg).

Tabla 2. Estadísticas descriptivas básicas para arsénico (As) y plomo (Pb), total y bioaccesible, en suelos del área urbana y suburbana de Villa de la Paz, S.L.P.

Estadísticas descriptivas básicas	Suelo de Área Urbana y Suburbana de Villa de la Paz, S.L.P. (México)			
	Concentración Total (mg/Kg)		Concentración Bioaccesible (mg/Kg)	
	As	Pb	As	Pb
N	85	85	53	51
Mínimo	134	37	18	36
Máximo	12687	18397	690	9050
Mediana	1499	900	186	416
DE	2370	2952	165	1467
Concentración de Referencia Total (CR _T)	22	400	22	400
% Muestras > CR_T	100	78	98	51
Concentración Basal Local (CB _L)	187	109	-	-
% muestras > CB _L	96	94	-	-

*CR_T = Concentración de Referencia Total de la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 para suelo agrícola y residencial.
La concentración bioaccesible se determinó por el método normativo de la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004.*

En cuanto al arsénico, su concentración total en suelo superficial se presenta dentro del rango de 34 a 12687 mg/kg. Esto es, 100 % de las muestras contienen arsénico por arriba de la concentración de referencia total (CR_T) a partir de la cual se recomienda la limpieza de suelos de uso agrícola o residencial, contaminados por arsénico, según la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 (22 mg/kg). Puesto que 96 % de las muestras analizadas se encuentran por arriba del límite superior del rango de concentración basal determinado para el sitio (187 mg/kg As), se confirma que las altas concentraciones de arsénico tampoco se relacionan a las concentraciones basales en el sitio, sino son consecuencia de la dispersión desde una fuente no controlada (Tabla 2).

Por otra parte, las concentraciones bioaccesibles de plomo en suelo superficial varían de 36 a 9050 mg/kg Pb, con una mediana de 416 mg/kg y 51 % de las muestras con una concentración de plomo por arriba de la concentración de

referencia total (CR_T), señalada por la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, a partir de la cual se recomiendan acciones de remediación para suelo de uso agrícola y residencial (400 mg/kg Pb) (Tabla 2).

En cambio, aun cuando la concentración bioaccesible de arsénico en suelo superficial (rango 18 a 690 mg/kg), es inferior comparada a la concentración total, el 98 % de las muestras de suelo superficial presentan concentraciones de As bioaccesible por arriba de la concentración de referencia total señalada por la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 para este elemento (22 mg/kg As), con una mediana de 186 mg/kg As bioaccesible (Tabla 2).

Una vez confirmada la presencia de altas concentraciones, total y bioaccesible, para Pb y As en suelo superficial de la cabecera municipal de Villa de la Paz, mediante un muestreo y análisis acordes a los procedimientos normativos vigentes, se procedió a determinar la distribución espacial de los dos contaminantes críticos y poder así identificar la ruta de exposición. Se construyeron entonces los mapas de isoconcentración para ambos elementos tóxicos. En las Figuras 17 y 18 se presentan los mapas para la concentración total de plomo y arsénico, respectivamente; mientras que en las Figuras 19 y 20 los correspondientes para la concentración bioaccesible.

En los mapas de isoconcentración se aprecia que la mayor concentración total de los contaminantes críticos (Pb y As) en las áreas urbana y suburbana de Villa de la Paz, S.L.P., se ubica directamente sobre los terreros abandonados (residuos mineros históricos), a partir de las cuales se distribuyen los halos de dispersión de la contaminación del suelo superficial, como consecuencia de la erosión y transporte hídrico de partículas desde los terreros, siguiendo a la topografía del terreno (Figuras 17 y 18, respectivamente para Pb y As), tal como fue observado durante las visitas de reconocimiento (Figura 15).

En el caso del arsénico, incluso los halos de dispersión en suelo superficial parece ser consecuencia de la dispersión desde los cinco grandes terreros

identificados y en menor medida de la presa de jales de la operación minera actual, localizada hacia el Oriente de Villa de la Paz.

Para los dos contaminantes críticos, la concentración total en suelo superficial por arriba de las concentraciones de referencia total establecidas por la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 y la concentración de fondo establecida localmente, prácticamente cubre la totalidad del área urbana y suburbana de Villa de la Paz. De hecho, también la mayor parte de la superficie de la cabecera municipal de Villa de la Paz presenta concentraciones de plomo bioaccesible en suelo superficial por arriba de los 400 mg/kg Pb, criterio de referencia de la misma NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, lo que implicaría intervenir con acciones de remediación en el suelo superficial impactado (Figura 19). De manera similar se distribuye la concentración de As bioaccesible (Figura 20), sólo que en este caso parece haber una influencia adicional hacia el poniente de Villa de la Paz por los jales recientemente depositados.

Debe subrayarse que una Evaluación de Riesgo en Salud (EVRS) reportada por Razo (2006) reveló que la concentración de riesgo para la salud de la población infantil de Villa de la Paz a partir de la cual se recomienda la intervención de los suelos contaminados por arsénico es de 1175 mg/Kg (umbral de riesgo). Al representar espacialmente la distribución de esta concentración total de arsénico, se observa la dispersión de este contaminante desde los terreros hacia el área urbana de Villa de la Paz, cubriendo casi toda la superficie de esta localidad (Figura 18).

En cambio, si se compara esta concentración considerada como umbral de riesgo para As en suelo superficial con los valores y distribución de la concentración bioaccesible de este elemento tóxico, se observa que ésta se limita al terrero "Mirador" (Figura 20), donde las actividades recreativas de la población infantil local son importantes (Figura 13). Dado que este muestreo de suelo no consideró el muestreo directo sobre los puntos de exposición en los terreros, se procedió enseguida a la caracterización de estos como fuentes de elementos tóxicos.

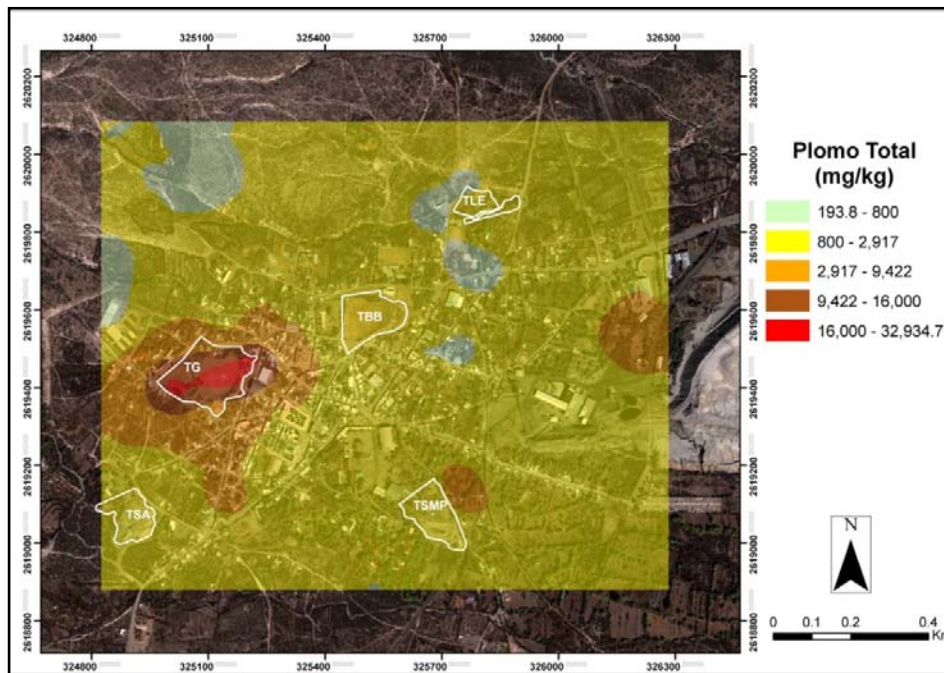


Figura 17. Mapa de distribución de la concentración total de plomo en suelo superficial del área urbana y suburbana de Villa de la Paz, donde se observa la dispersión de este EPT desde los terreros históricos resaltados por líneas y letras blancas y en particular del terrero El Mirador y el terrero del campo de Beisbol.

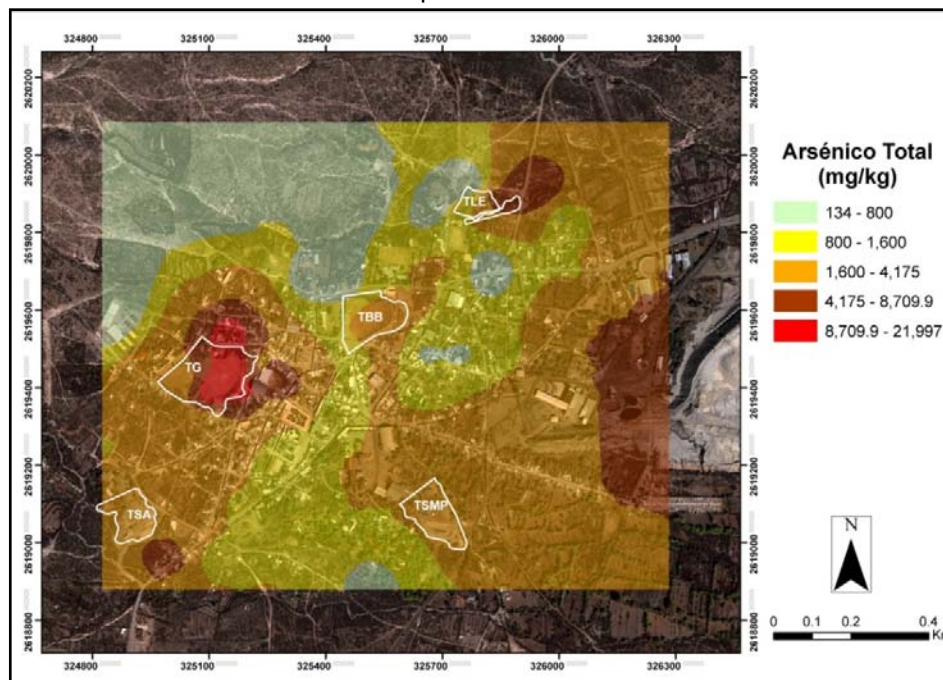


Figura 18. Mapa de distribución de la concentración total de arsénico en suelo superficial del área urbana y suburbana de Villa de la Paz, donde se observa la dispersión de este EPT desde los terreros históricos (pasivos ambientales) y en particular del terrero El Mirador.

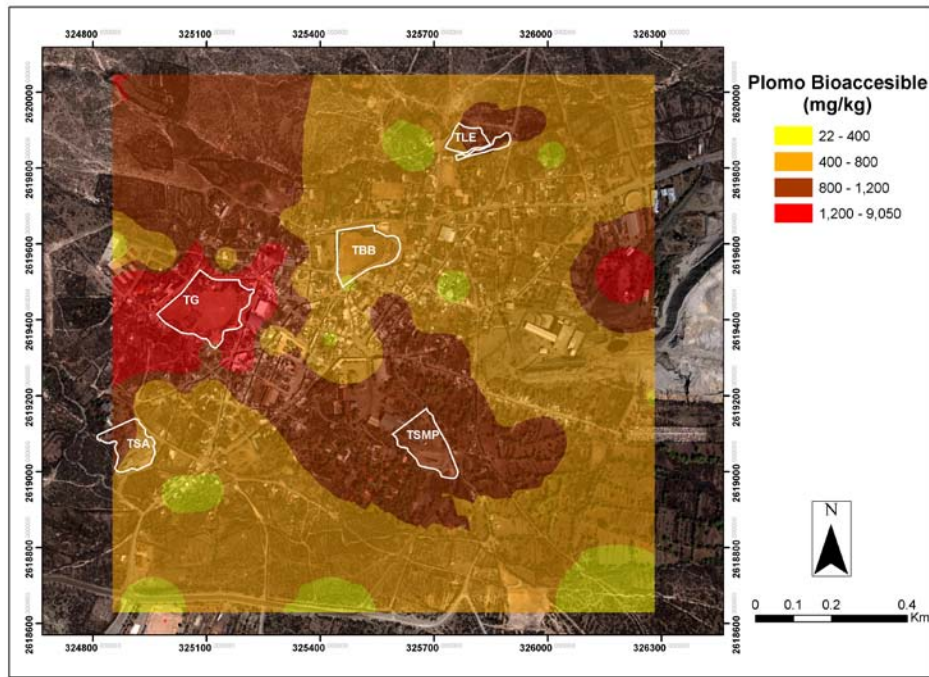


Figura 19. Mapa de distribución de la concentración bioaccesible de plomo en suelo superficial del área urbana y suburbana de Villa de la Paz, donde se observa la dispersión de este EPT desde los terrenos históricos (pasivos ambientales) y en particular del terrero El Mirador.

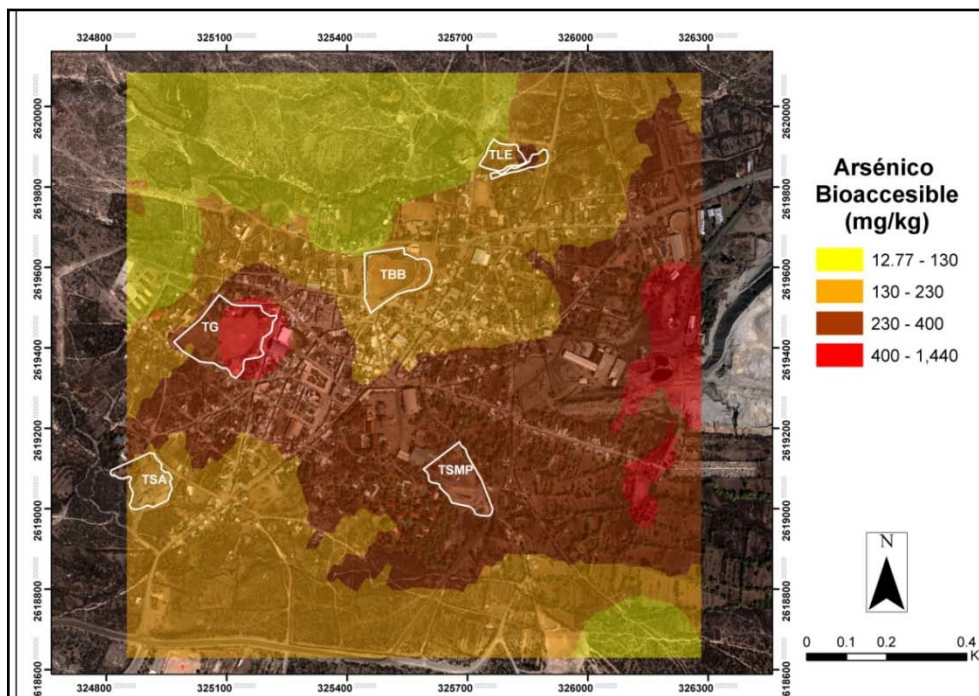


Figura 20. Mapa de distribución de la concentración bioaccesible de arsénico en suelo superficial del área urbana y suburbana de Villa de la Paz, donde se observa la dispersión de este EPT desde los terrenos históricos (pasivos ambientales) y en particular del terrero "Mirador".

III.2.2. Caracterización ambiental de los terreros

Se realizó un muestreo dirigido de los terreros “Campo de Beisbol” y “Mirador” para confirmar si efectivamente eran las principales fuentes de elementos tóxicos para el suelo superficial del área urbana de Villa de la Paz, pero también para confirmar las concentraciones de exposición, debido a las actividades recreativas y/o cotidianas que realiza ahí la población infantil local. En el Terrero “Campo de Beisbol” el muestreo se llevó a cabo sobre los taludes no restaurados (Figura 21). Esto fue porque es en estos taludes que se dispersan las partículas de los residuos mineros, y que son el principal punto de exposición para la población local (Figura 11). Para este terrero no se tomó muestra sobre la superficie de su terraza superior ya que se considera restaurada; al no representar un riesgo por exposición de los contaminantes; por la construcción y mantenimiento del campo de beisbol (Figura 22). En cambio, en el Terrero “Mirador” el muestreo si se realizó sobre las terrazas y los taludes donde la población infantil local hace actividades recreativas (Figura 23).

En la Tabla 3 se presentan las estadísticas básicas de los resultados obtenidos del análisis de concentración total y bioaccesible de Pb y As en ambos terreros. El muestreo en los taludes expuestos del terrero “Campo de Beisbol” señaló concentraciones totales de arsénico desde 844 hasta 10984 mg/kg, con una mediana de 3208 mg/kg As. En cuanto al plomo, su contenido en los taludes de este terrero, se presenta en un rango de concentración de 746 a 4320 mg/kg, con una mediana de 1913 mg/kg Pb. Para ambos elementos tóxicos su concentración total es en todo el talud, superior a los valores de concentración total de referencia de la NOM-147-SEMARNAT/SSA-2004 para suelo de uso agrícola o residencial.

También se determinó la bioaccesibilidad de Pb y As en las muestras del talud de este terrero “Campo de Beisbol” (Tabla 3). Las concentraciones bioaccesibles de arsénico y plomo en el talud, son también todas superiores a las concentraciones de referencia totales (CR_T) de la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, lo que confirma el riesgo para la población humana expuesta al terrero “Campo de Beisbol”.

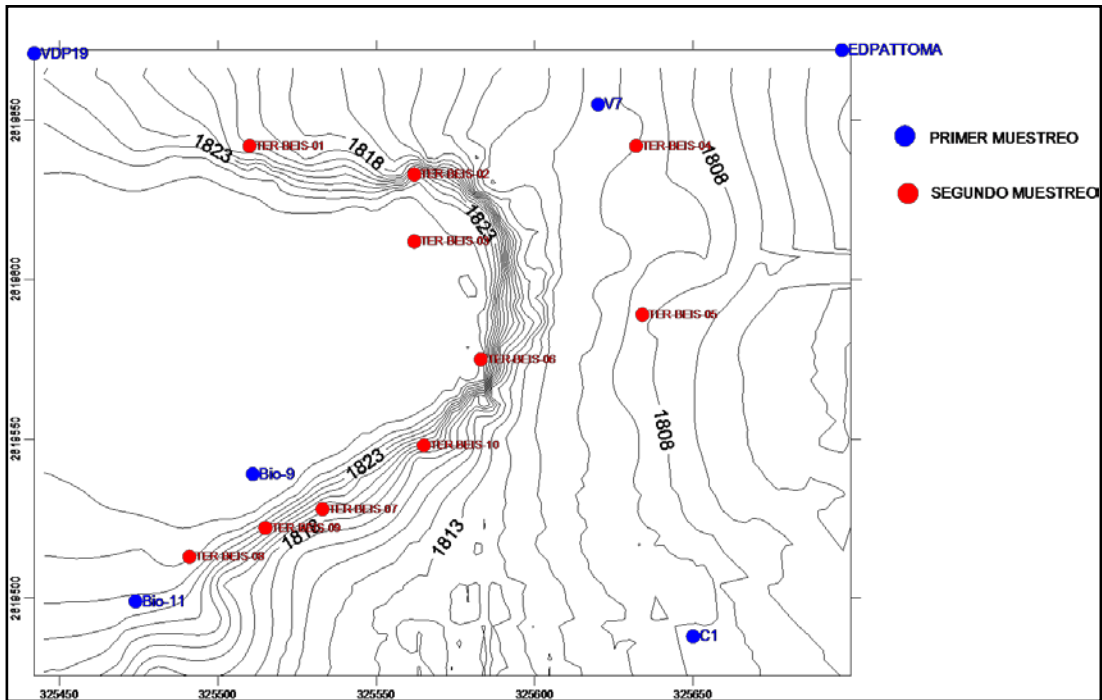


Figura 21. Puntos del muestreo dirigido para el análisis de concentración de EPT en los taludes del terrero “Campo de Beisbol”, en el área urbana de Villa de la Paz.



Figura 22. Superficie restaurada en la terraza del terrero “Campo de Beisbol”, en el área urbana de Villa de la Paz.

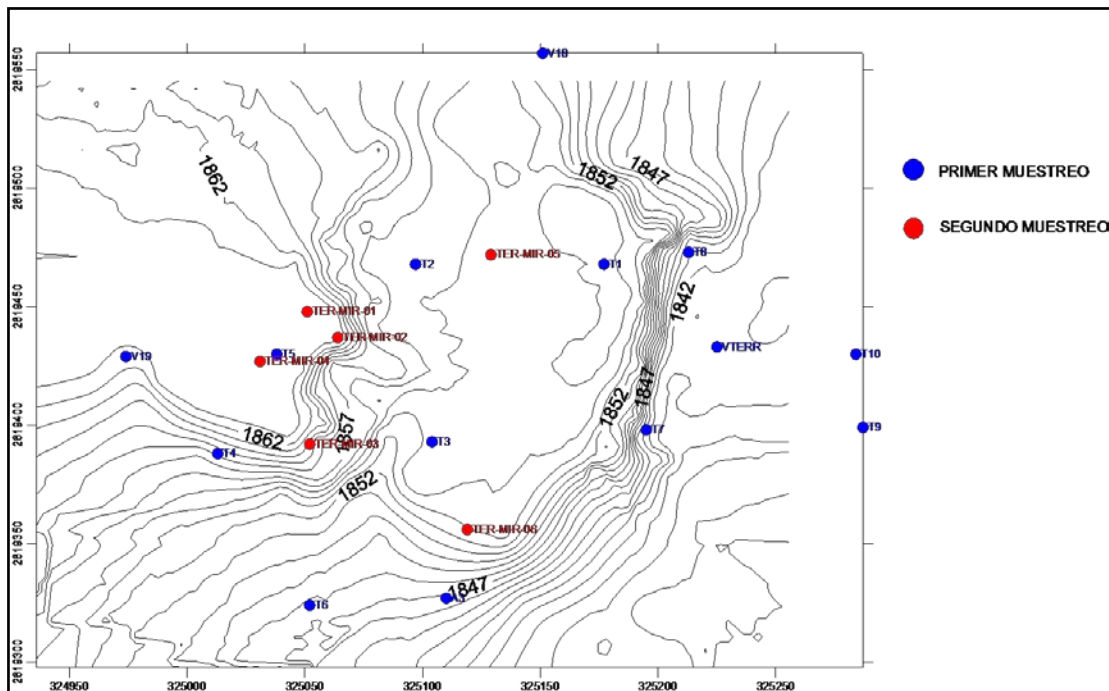


Figura 23. Puntos del muestreo dirigido para el análisis de concentración de EPT en los taludes y terrazas del terrero “Mirador”, en el área urbana de Villa de la Paz.

Tabla 3. Estadísticas descriptivas básicas para arsénico (As) y plomo (Pb), total y bioaccesible, en los terreros “Campo de Beisbol” y “Mirador” ubicados en el área urbana de Villa de la Paz.

Estadísticas descriptivas básicas	Terrero “Campo de Beisbol”				Terrero “El Mirador”			
	Concentración Total (mg/Kg)		Concentración Bioaccesible (mg/Kg)		Concentración Total (mg/Kg)		Concentración Bioaccesible (mg/Kg)	
	As	Pb	As	Pb	As	Pb	As	Pb
N	17	17	17	17	16	16	10	10
Mínimo	844	746	68	405	1692	6686	88	246
Máximo	10984	4320	1086	879	21997	32935	1440	7371
Mediana	3208	1913	243	661	4641	14455	354	2617
DE	2650	917	313	161	5565	6024	443	2266
Concentración de Referencia Total (CR _T)	22	400	22	400	22	400	22	400
% Muestras > CR_T	100	100	100	100	100	100	100	90
Concentración Basal Local (CB _L)	187	109	-	-	-	-	-	-
% muestras > CB _L	100	100	-	-	-	-	-	-

CR_T = Concentración de Referencia Total de la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004.

La concentración bioaccesible se determinó por el método normativo de la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004.

En el Terrero “Mirador”, las concentraciones totales y bioaccesibles para Pb y As en los taludes y terrazas son aún mayores comparadas a las obtenidas para el Terrero “Campo de Beisbol” (Tabla 3). Por el tipo de actividades recreativas de los niños, los niveles de exposición son significativos, con la consecuencia del riesgo a su Salud.

Si se toma como referencia la concentración de arsénico y plomo a partir de la cual se recomienda la limpieza del sitio, de acuerdo a la EVRS reportada por Razo (2006), prácticamente todo el material residual abandonado que constituye y está expuesto en los dos terreros, se concluye que las concentraciones totales de elementos tóxicos están por arriba de la concentración de riesgo para la salud de la población infantil expuesta, tanto de manera directa a través de las actividades que ahí realizan, como de manera indirecta a través de los suelos contaminados por la dispersión de partículas.

Con esto, se ha demostrado que ambos sitios son la principal fuente de elementos tóxicos para los suelos contaminados del área urbana de Villa de la Paz, mostrando claramente que existe una dispersión pluvial (Figuras 17 a 20) que por el tamaño de partícula de este tipo de material (muy grueso comparado con los jales), es arrastrado de acuerdo a la topografía del terreno hacia la parte mas poblada por los eventos de lluvias torrenciales, generándose así la contaminación de suelo superficial y por consecuencia nuevas fuentes de contaminación, que son los principales sitios de exposición y de riesgo para la salud de la población infantil local.

A partir de los resultados de la caracterización ambiental del sitio, se confirma aquí lo siguiente como parte del modelo conceptual de riesgo a la salud humana (Figura 24):

- 1 Las fuentes de la contaminación en el sitio son:
 - concentraciones naturales de fondo en suelo superficial
 - terreros históricos no restaurados

- presa de jales reciente
 - suelo contaminado por la dispersión y liberación de los contaminantes
- 2** Contaminantes críticos (es decir, aquellos elementos que representan un peligro para la salud de la población de acuerdo a la comparación de las concentraciones encontradas en suelo con las concentraciones de referencia que marca la normativa oficial mexicana, NOM-147-SEMARNAT/SSA1): plomo y arsénico
- 3** Mecanismos de liberación y dispersión:
- Erosión y dispersión hídrica para concentraciones naturales de fondo
 - Erosión y dispersión hídrica desde terreros históricos no restaurados
 - Erosión y dispersión hídrica y eólica desde presa de jales reciente
- 4** Medios del ambiente impactados:
- Suelo superficial
 - Aire (polvo)
 - Agua superficial, recuperada durante eventos de lluvias torrenciales
- 5** Rutas de exposición involucradas (es decir, como los contaminantes entran al organismo, en este caso por las vías oral e inhalatoria):
- ingestión de suelo y polvo
 - inhalación de polvo
- 6** Población receptora: población infantil, la población más susceptible, dado que tienen características que a diferencia de los adultos los hace más vulnerables a los efectos tóxicos, pues sus sistemas corporales se encuentran en desarrollo y en sus actividades recreativas tienen mayor contacto suelo-mano-boca, que incrementan las dosis de exposición a los elementos tóxicos.

Una vez concluida la Fase de Evaluación Ambiental, se continuó con el estudio en Salud Ambiental con el fin de confirmar la exposición y daño en la población receptora de los contaminantes, de tal manera que se puedan apoyar la toma de decisiones sobre medidas preventivas y correctivas en el sitio.



Figura 24. Modelo Conceptual para la cabecera municipal de Villa de la Paz, identificado como sitio contaminado por elementos tóxicos, debido a mineralización natural y actividades mineras.

IV. EVALUACIÓN DE LA SALUD AMBIENTAL EN EL ÁREA URBANA Y SUBURBANA DE VILLA DE LA PAZ.

La Salud Ambiental está influenciada por la presencia de todos los elementos que integran el medio en el cual se desarrolla el ser humano, y en el caso de que estos elementos sean tóxicos entonces afectarán su salud de manera negativa. En la actualidad se reconoce que todas las enfermedades tienen un componente de origen ambiental, pues los elementos que afectan a la salud humana pueden encontrarse en la naturaleza. Recientemente, ha cobrado mayor importancia el conocimiento, diagnóstico y atención de enfermedades del tipo crónico degenerativas o bien enfermedades incapacitantes o estados fisiológicos que no son adecuados para una buena salud, que tienen un origen multifactorial, incluyendo aquellas donde el ambiente es uno de los factores que predispone y que hace vulnerable al individuo (Nebert, 2005).

Es generalmente la población infantil la más vulnerable a sufrir los efectos de los tóxicos presentes en los sitios contaminados y cuyo origen de la contaminación puede ser natural o antropógena. Cada año mueren más de tres millones de menores de cinco años por causas y afecciones relacionadas con el medio ambiente. El ambiente es, pues, uno de los factores que influyen de forma más decisiva en el tributo mundial de diez millones de defunciones infantiles anuales. En particular en los países emergentes y subdesarrollados, los riesgos y la contaminación ambientales contribuyen de manera muy importante a la mortalidad, la morbilidad y la discapacidad infantiles asociadas a las enfermedades respiratorias agudas, enfermedades diarreicas, traumatismos físicos, intoxicaciones, enfermedades transmitidas por insectos e infecciones perinatales, enfermedades crónico degenerativas, como cáncer y diabetes (OMS, 2005).

La protección de la salud infantil es una prioridad social, no sólo a nivel mundial, sino también en México, por lo que ha sido recientemente promovida de

manera muy activa, ya que los niños a pesar de compartir el mismo ambiente que los adultos, tienen factores que incrementan su vulnerabilidad a la exposición de los elementos tóxicos ambientales (Payne-Sturges y Kemp, 2008). Existen grandes diferencias en la conducta y en la fisiología corporal si comparamos a la población infantil con los adultos; ellos ingieren mayor cantidad de comida (por kilogramo de peso corporal), agua y aire, por lo que pueden tener una mayor inhalación o ingestión de los contaminantes que los medios o alimentos puedan contener (Armstrong *et al.*, 2002); esto aunado a las actividades recreativas que los niños realizan, a través de las cuales tienen un elevado contacto mano-boca, a lo que se asocian mayores dosis de los contaminantes presentes en suelo y polvo. Además, los niños presentan diferencias en su capacidad de detoxificación, procesos de reparación de material genético y proliferación celular incrementada en varios de los tejidos de sus órganos, lo que hace a las células de su cuerpo más vulnerables y por tanto el daño a nivel de órganos y tejidos es bastante más severo e incluso en algunos casos irreparable y permanente (Bearer, 2002).

En los sitios donde ha existido la actividad minera por cientos de años, existen ambientes que no son totalmente saludables para los humanos, pues se han generado, depositado y comúnmente abandonado diferentes tipos de residuos, cuyas características de peligro para la salud están en función de la época en que fueron generados. Así, los depósitos de residuos más antiguos coinciden con una disposición inadecuada y un abandono total, esto aunado a que cuando fueron depositados no existía población humana en sus inmediaciones, sino que en fechas recientes, con el crecimiento poblacional se ha incrementado el contacto de las poblaciones con los residuos, convirtiéndose en un riesgo para la salud de la población. Por otra parte, la peligrosidad de los residuos también depende de las características geológicas del sitio, en particular la presencia de elementos tóxicos de manera natural en los yacimientos explotables (Selinus *et al.*, 2005).

En sitios mineros, como el Distrito de Santa María de la Paz, han estado presentes no sólo los mismos depósitos de la mineralización natural que contiene a

los elementos tóxicos, sino también se generan y han generado otras fuentes de contaminantes, tanto los residuos mineros históricos, como los residuos mineros recientes o actuales, entre los que destacan los residuos producto de procesos metalúrgicos (escorias, jales, e incluso los materiales de construcción utilizados que han quedado abandonados o que incluso forman parte de casas actualmente habitadas), cuyas características y composición son diferentes, y que al no haber sido dispuestos de manera adecuada, se ha favorecido la liberación y dispersión de partículas con contaminantes.

Además, la exposición de estos residuos a condiciones de intemperie, han sufrido procesos de alteración, que favorecen no sólo la transformación de los compuestos que contienen a los elementos tóxicos (muchas veces incrementando su biodisponibilidad), sino también, favorecen el incremento de su dispersión y de su movilidad, principalmente hacia suelos superficiales, convirtiéndolos en nuevas fuentes de contaminación (fuentes secundarias) y de exposición a contaminantes (fuentes múltiples de contacto o exposición para la población), así como de manera importante la aparición de mezclas de elementos tóxicos que son liberados en estas fuentes secundarias.

Entonces en estos sitios existen también múltiples rutas para la exposición a elementos tóxicos de manera no ocupacional. Sin embargo, para fines prácticos en acciones de remediación, se debe priorizar cuál de estas rutas es la de mayor riesgo para la población más susceptible, en este caso la infantil, pero sin dejar de considerar rutas futuras que pueden ser también un riesgo, por lo que deben ser consideradas para fines de remediación del sitio.

En estudios previos se reportaron sólo a los residuos producto de la actividad actual de beneficio de mineral (jales o laderos) como principal fuente de los contaminantes en el Municipio de Villa de la Paz (Mejía *et al.*, 1999; Yañez *et al.*, 2003; Razo, 2006). Con los nuevos estudios de caracterización aquí reportados, se ha podido comprobar que las fuentes más peligrosas, tanto por su concentración

total y bioaccesible de los contaminantes críticos, como por el grado de exposición que representan para la población infantil local (aproximadamente hasta 1000 niños), son los terreros derivados de la actividad histórica en el sitio, y actualmente clasificados como pasivos ambientales.

La prioridad de atención de estos terreros como fuente de los contaminantes críticos, ha sido establecida con base a los siguientes criterios:

1. Concentración total y biodisponible (bioaccesible) de los contaminantes críticos (arsénico y plomo).
2. Volumen de material contaminado, lo que hace poco factible su remoción del sitio.
3. Ubicación dentro del área urbana, lo que provoca la dispersión hídrica de los contaminantes críticos hacia el área urbana, contaminando extensivamente al suelo superficial de esta área, incrementando el riesgo para la población humana expuesta, en este caso aproximadamente 4,000 habitantes.
4. Uso de las fuentes: donde uno de los sitios (Terrero Mirador) representa un sitio de recreación concurrido no solo por la población local, sino también por las comunidades vecinas, tal como Matehuala; mientras que el otro (Terrero Campo de Beisbol), se encuentra ubicado justo en el paso peatonal muy confluente en la zona, puesto que conecta dos importantes calles con el área donde se localizan las instalaciones de la Guardería Municipal, el DIF municipal, la Unidad de Rehabilitación, y una Escuela Primaria.

Así las rutas de exposición actuales para la población infantil en la zona urbana de la cabecera municipal de Villa de la Paz, a partir de residuos mineros que también contaminan el suelo superficial, serían las reportadas en la Tabla 4.

Una vez que sucede la exposición a los contaminantes, éstos entran al organismo, donde son metabolizados, distribuidos y eliminados, por lo que pueden

ser cuantificados en fluidos o tejidos, a través de los biomarcadores de exposición, como son la cuantificación de Pb en sangre y de As en orina o pelo o uñas. Sin embargo, durante su estadía dentro del cuerpo, producen daño en primera instancia a las células que forman los tejidos, este daño es el que se mide, como ya se mencionó, a través de los biomarcadores de efecto temprano.

Con la constante exposición crónica a los contaminantes, los elementos tóxicos producen generalmente más daño a una mayor cantidad de células, hasta que se daña un tejido, enseguida un órgano, alterando su función, y así aparecen los efectos tóxicos crónicos, que pueden tener como consecuencia el desarrollo de una enfermedad crónico degenerativa, como podría ser el cáncer.

Tabla 4. Rutas de exposición actuales para la población infantil en la zona urbana de la cabecera municipal de Villa de la Paz, S.L.P.

FUENTE	TRANSPORTE	PUNTO DE CONTACTO	VÍA DE EXPOSICIÓN	POBLACIÓN RECEPTORA	PRIORIDAD
Terreros históricos	Pluvial y eólico	Caminos, taludes, superficies	Ingestión e inhalación	Niños y adultos (4,000 hab.)	Atención inmediata
Suelo superficial	Pluvial y eólico	Patios de casas, calles, caminos	Ingestión e inhalación	Niños y adultos (4,000 hab.)	Atención inmediata
Jales o lameros	Eólico y pluvial	Suelo superficial	Inhalación e ingestión	Habitantes Col. Real de Minas (300 hab.)	Atención mediata *

*: Esta ruta se considera incompleta ya que aún no existe una caracterización del material que forma la montaña de residuos.

Pero durante todo este proceso, desde la exposición con el consecuente desarrollo de efectos tempranos y crónicos, hasta la aparición de la enfermedad, es una función de la susceptibilidad individual, la cual está dada por factores genéticos, el estilo de vida, etc. Por ello, a partir de la aplicación de la metodología propuesta en la Figura 2 (Metodología para la evaluación de riesgo en salud en sitios contaminados por actividades minero-metalúrgicas), se procedió a realizar la valoración de efectos adversos relacionados con la toxicidad de los contaminantes determinados como críticos por la Evaluación de Riesgo en Salud (EVRS).

Se emplearon entonces los marcadores biológicos de efecto temprano en muestras obtenidas por métodos no invasivos que eliminan la aversión que presentan los niños hacia este tipo de estudios (por ejemplo, la colecta de muestras biológicas para la determinación de plomo en sangre), y que además permiten ir más allá de la estimación, al traducirse en conceptos de significado claro para los tomadores de decisiones y comenzar a actuar en la implementación de estrategias de intervención para la protección de la salud de la población. Dado que para este sitio en particular a pesar de todos los estudios realizados no ha sido posible que se llegue a implementar a la fecha de inicio del presente proyecto, ni una sola medida para el control de fuentes o la remediación del sitio.

En este capítulo se describen los objetivos y la metodología seguida en estos estudios con población ya que el proyecto forma parte de un Programa de Vigilancia en Salud Ambiental por lo que se presentará de esta manera todo lo realizado.

IV.1 Objetivo General

Realizar una evaluación de la salud ambiental de la población infantil de Villa de la Paz, que incluya indicadores que permitan diseñar un Programa Integral de Intervención para el sitio, así como la toma de decisiones para implementar acciones de intervención.

IV.1.1 Objetivos Específicos

1. Realizar un diagnóstico de la salud ambiental infantil en Villa de la Paz, S.L.P., a través de la medición de indicadores biológicos de exposición a arsénico y plomo, de manera no ocupacional.
2. Determinar el daño citogenético (genotoxicidad) de la población infantil expuesta a mezclas de contaminantes en zonas mineras, a través de la evaluación de

células micronucleadas (células epiteliales de mucosa oral), como una herramienta en la evaluación de riesgo en salud.

3. Aplicar la Nutrición Ambiental, realizando un diagnóstico nutricional con indicadores de talla y peso para la edad, como instrumento para el diseño de medidas de intervención que favorezcan la disminución de la exposición a contaminantes en el sitio.
4. Proponer el significado biológico de los biomarcadores de exposición y de efecto, como criterio que soporte decisiones para establecer estrategias integrales de intervención, incluyendo aquellas de restauración ambiental del sitio.

IV.2 Metodología

IV.2.1 Criterios de inclusión

Los criterios de inclusión que se consideraron para el estudio, fueron los siguientes: [i] participación de todos los niños que asistan a las escuelas seleccionadas; [ii] que los niños tuvieran entre 4 y 10 años de edad; [iii] que hayan vivido al menos dos o más años en el sitio; [iv] estar aparentemente sanos; y [v] no estar tomando medicamento; [vi] contar con un consentimiento informado escrito que haya sido firmado por los padres o tutores.

IV.2.2 Cuestiones Bioéticas para la realización del estudio

El antecedente de este proyecto fueron aquellos proyectos que formaron parte de un protocolo empleado para un proyecto de investigación del Fondo Sectorial SEMARNAT-CONACYT 2004 en el sitio, además de ser parte de los proyectos aprobados por el Comité de Bioética de la Facultad de Medicina de la UASLP, para estudios realizados con seres humanos.

Los niños fueron incluidos por participación voluntaria de los padres o tutores, siempre que cumplieran con los criterios de inclusión arriba citados, con la

libertad de retirar a sus hijos del estudio en el momento que así lo desearan. A los padres o tutores se les explicó en qué consistía el estudio a través de una plática de inducción en la que se permitió cuestionar todas sus inquietudes al respecto del tema. Además, se entregó por escrito a los padres o tutores un consentimiento informado acerca del estudio, explicándoles todo lo que incluía y que ellos no entendieran. Los niños con edades entre 4 y 10 años fueron incluidos si se contaba con dicho consentimiento firmado por los padres o tutores, confirmando su participación en el estudio.

IV.2.3 Selección de niños para monitoreos biológicos

El primer contacto se hizo con escuelas (Jardín de niños y Escuela Primaria) de la zona urbana del municipio, así como en el único centro escolar (Jardín de Niños) de la Colonia Real de Minas.

El estudio de biomarcadores de exposición, nutricionales y de efecto temprano se llevó a cabo sobre población infantil seleccionada de una escuela primaria y preescolares que se encuentran cerca de las fuentes de contaminación. Los centros escolares seleccionados fueron: [i] el Jardín de Niños “Ing. José Cerrillo” (Jardín de Niños 1), localizado en la cabecera municipal de Villa de la Paz; [ii] la Escuela Primaria “Educación y Patria” (Primaria), ubicada también en la cabecera municipal de Villa de la Paz; y [iii] el Jardín de Niños “David A. Siqueiros” (Jardín de Niños 2), localizado en la Colonia Real de Minas, que pertenece al mismo Municipio de Villa de la Paz, pero se encuentra ubicado en la periferia de la zona urbana.

En la Tabla 5 se reporta el número de niños que participaron en cada monitoreo biológico por centro escolar. A los padres o tutores se les dio a contestar un cuestionario (Anexo III) donde se preguntó acerca de los hábitos alimenticios, enfermedades familiares, estilo de vida, actividades recreativas de los niños y otras posibles fuentes de exposición para los elementos tóxicos.

Se realizaron tres monitoreos biológicos en población infantil del Municipio de Villa de la Paz. El primero en junio de 2006, donde se incluyeron todos aquellos niños que cumplían con los criterios de inclusión arriba citados. El segundo monitoreo biológico fue llevado a cabo en diciembre de 2006, donde se incluyeron solo aquellos niños cuyos resultados de biomarcadores de exposición (plomo en sangre y arsénico en orina) estuvieran cercanos o por arriba de los valores máximos permisibles (para el caso del plomo) o los valores de referencia internacional (para el caso del arsénico). Por último, el tercer monitoreo biológico fue realizado en mayo de 2007, donde se incluyeron niños distintos a los que participaron en los anteriores monitoreos y sólo algunos de los niños que habían participado, cuyos padres o tutores aceptaron continuar participando en el estudio.

Tabla 5. Número de niños participando en monitoreos biológicos por centro escolar.

Toma de muestra	Número de niños participantes por centro escolar		
	PRIMARIA	JARDÍN DE NIÑOS 1	JARDÍN DE NIÑOS 2
Junio 2006	57	34	24
Dic. 2006	23	6	9
Mayo 2007	40	20	17

IV.2.4 Muestras biológicas y análisis de biomarcadores de exposición

Para cuantificar indicadores biológicos de exposición en la población infantil expuesta a los contaminantes, se colectaron muestras de sangre y orina de niños en el rango de edad de 4 a 10 años, en su mayoría, aunque se incluyeron algunos niños a los que los padres o tutores pidieron participar cuando los resultados en la cuantificación de los elementos tóxicos, arsénico o plomo, salieron por arriba de los niveles considerados como seguros para la salud humana. La colecta de sangre y orina consistió en lo siguiente:

Sangre periférica: obtenida por venopunción previa asepsia con torunda impregnada de etanol al 70 %. Se emplearon tubos vacutainer con EDTA como anticoagulante para la determinación del estudio de Biometría Hemática (BH) y la

cuantificación de plomo en sangre. El volumen de sangre extraído fue de 3 mL por niño. El material punzocortante se desechó en los recipientes adecuados para RPBI (Residuos Peligrosos Biológico-Infeciosos) según la norma oficial mexicana NOM-087-SSA-1996.

Orina: Se recolectó todo el volumen de la primera orina de la mañana en frascos de plástico de boca ancha, nuevos y lavados con dextran, enjuagados con agua corriente, y luego pasados por ácido nítrico al 10 % y finalmente enjuagados con agua desionizada grado milliQ; se pusieron a secar y fueron proporcionados previamente a los padres o tutores para la recolección de la muestra a primera hora de la mañana. Se preparó un instructivo sencillo describiendo de manera simple la forma en que se debía tomar la muestra y se incluyó junto con cada frasco entregado. De esta muestra se tomó un poco de la orina para realizar el Examen General de Orina (EGO), esta muestra fue llevada al laboratorio de análisis clínicos donde se efectuó este estudio. El resto de la orina se llevó a los laboratorios de la UASLP para la determinación de la concentración de arsénico total.

Los análisis de los elementos tóxicos en muestras biológicas, fueron realizados mediante espectrofotometría de Absorción Atómica (EAA), previa digestión de las muestras para su disolución y análisis total. En el caso del arsénico, se efectuó el análisis por generación de hidruros acoplada a la EAA, mientras que para el análisis de plomo se utilizó horno de grafito acoplado a la EAA.

Para el análisis de arsénico, se utilizó como control de calidad, el estándar certificado *Urine Control Lypophilised* de ClinChek®-control, liofilizado para elementos traza, perteneciente al Integrated Risk Information System (IRIS) obteniendo el 92 % de recuperación. Para los análisis de plomo, se utilizó el programa de control de calidad del Center of Diseases Control (CDC), quien proporciona estándares de sangre certificados, obteniendo 98 % de recuperación.

IV.2.5 Estado fisiológico y de salud:

A cada niño que participó en el programa, se tomaron medidas antropométricas de talla y peso, como indicadores nutricios, además de una encuesta sobre la ingesta de alimentos que contienen elementos esenciales como hierro y calcio (Anexo III). Para determinar el estado de salud de los niños se les realizó una biometría hemática (BH) y un examen general de orina (EGO).

IV.2.6 Biomarcadores de efecto temprano

Para determinar la genotoxicidad en las células epiteliales de mucosa oral de la población infantil, se cuantificó la frecuencia de células micronucleadas mediante el ensayo de Micronúcleos (Fenech *et al.*, 1999). Las células fueron colectadas por raspado de las paredes de la cavidad bucal con un cepillo estéril citológico, previo enjuague con agua potable purificada. El cepillo fue puesto en un tubo cónico conteniendo solución fisiológica para su transporte al laboratorio.

Se realizó una serie de lavados con solución fisiológica estéril, llevando a cabo una agitación vigorosa con vórtex para desprender la mayor cantidad de células epiteliales del cepillo citológico, con la finalidad de obtener un botón celular, luego de centrifugar a 2,500 rpm durante 6 minutos y nuevamente un ciclo más de lavado para eliminar los detritus celulares y algunas bacterias. Una vez removida la mayor cantidad de restos celulares, se procedió a fijar las células suspendiéndolas en solución fría de Metanol-Ácido Acético Glacial (3:1).

Para evitar la formación de agregados, se realizó una agitación en vórtex, y a través de goteo a una altura de dos a tres centímetros, con una pipeta Pasteur, se colocaron sobre portaobjetos tratados previamente con solución de Poli-L-Lysina. Cada laminilla se etiquetó con el código de identificación personal que se le asignó a cada niño en conjunto con las iniciales del tipo de muestra y de la metodología utilizada (CB-MN, para Micronúcleos). Todas las laminillas se colocaron en posición

horizontal sobre una superficie plana, a temperatura ambiente para favorecer la evaporación de la solución fijadora, posteriormente se dejaron madurar durante 24 horas almacenándolas a temperatura ambiente protegidas de la luz. Al transcurrir el período de maduración, las laminillas se tiñeron con solución de Giemsa (0.4 % (p/v) en solución buffer de metanol) durante tres minutos.

Se evaluó la frecuencia de MN realizando un análisis al microscopio óptico con objetivo de inmersión (100x), siguiendo los criterios modificados de Tolbert *et al.*, (1992), para las lecturas, los cuales permitieron discernir la presencia de micronúcleos de otras anomalías celulares. En las lecturas se consideraron aquellas células que presentaron un citoplasma intacto, escasa presencia de desechos celulares, así como la existencia de un núcleo normal, con un perímetro intacto. No se incluyeron dentro de la lectura, las células que presentaban superposición con otras células.

Para considerar una célula como micronucleada (CMN), ésta debía de satisfacer varios parámetros, la forma del micronúcleo debía de ser redondeada y ovoide con un borde liso, además de ser uniforme, presentar un perímetro sugestivo de la presencia de membrana, su tamaño no podía ser mayor a un tercio del tamaño del núcleo principal, pero debía de ser lo suficientemente grande para discernirlo de restos acelulares, era importante que se identificara dentro del mismo plano focal que el núcleo principal. Su coloración debía de ser similar en textura e intensidad a la del núcleo, sin estar conectado ni sobrepuesto o empalmado con él, a su vez debía de cumplir los criterios mencionados con respecto a su inclusión para el conteo total.

El total de células evaluadas, por individuo, estuvo condicionado por la cantidad de CMN detectadas en 1000 células contadas. Debido a que la presencia de micronúcleos representa un evento raro, si se observaban menos de 5 MN en un rango de 1000 células, se contaron 1000 células más, hasta alcanzar un total de 2000 células como máximo por caso de estudio. Los resultados son reportados como la cantidad de CMN por 1000 células (‰).

IV.3 Resultados

IV.3.1 Datos sobre cuestionarios de exposición

Los cuestionarios de exposición fueron codificados para asegurar la confidencialidad de los padres o tutores y niños que participaron en el estudio. El 95 % de los niños que participaron en el estudio tenían toda su vida de vivir en el sitio y solo 3 de ellos tenían 2 o más años de vivir allí. En la figura 25 se reporta la edad de todos los niños que participaron en los tres monitoreos.

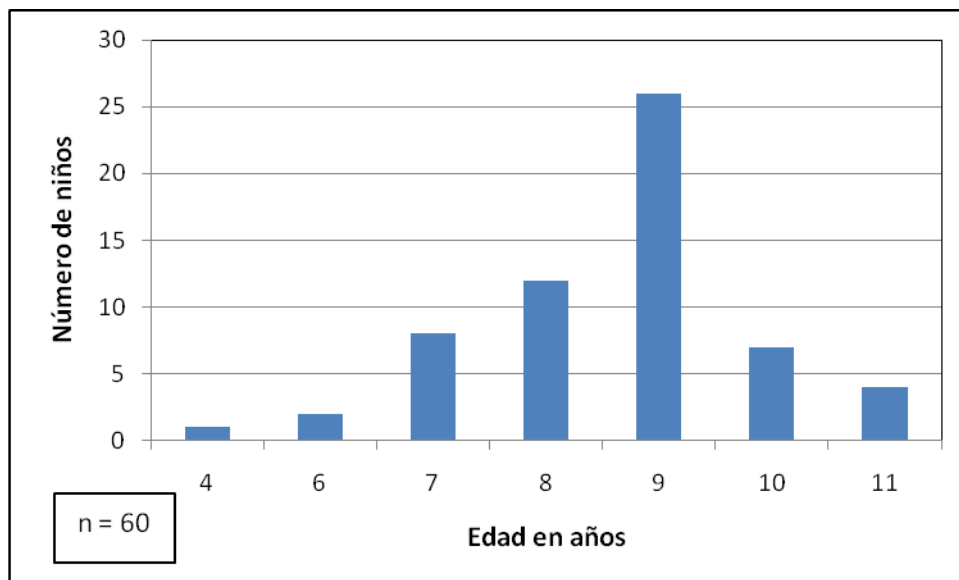


Figura 25. Edad de los niños que participaron en los tres monitoreos realizados en la zona urbana del Mpio. Villa de la Paz, S.L.P.

Cuando se les hizo la pregunta de qué material era el piso en la vivienda, todos respondieron que era de mosaico o cemento y solo uno respondió que el piso del interior de su casa era de tierra. Pero a la pregunta de qué material era el patio de la casa, casi el 50% de las casas en que viven los niños que participaron en el estudio, cuenta con solar o patio con piso de tierra o sin cubierta (Figura 26), esto representa un riesgo para ellos ya que a esa edad, la mayor parte de su tiempo la pasan en el exterior jugando (Figura 27) y por tanto las dosis de exposición que

tienen de los elementos tóxicos, son mayores, y por consecuencia, también sería mayor el riesgo de presentar efectos adversos crónicos.

En cuanto al origen del agua para consumo, sólo tres de los padres respondieron que utilizan agua de la llave para beber y preparar alimentos, el resto respondió utilizar agua de garrafón. Sin embargo, al visitar algunas de las viviendas, fue encontrado que no cuentan con los recursos económicos para comprar el agua embotellada, por lo que se cree que este dato puede estar subestimado por la encuesta (Figura 28).

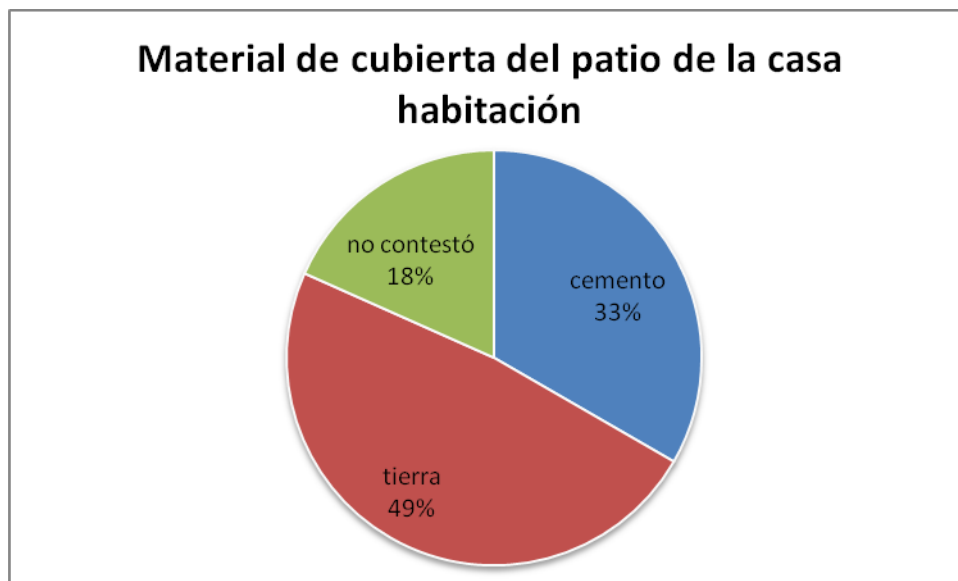


Figura 26. Material de cubierta del patio de la casa de los niños que participaron en los monitoreos. En el caso referido como “no contestó”, respondieron en su mayoría que su casa no tenía patio.

Si bien los estudios realizados en los pozos de agua, hasta el momento indican que no existe la presencia de elementos tóxicos en el agua extraída de los pozos (González, 2009), es importante esto por la cuestión del riesgo sanitario que representa el tomar agua no potable o no purificada.



Figura 27. Evidencia de actividades infantiles recreativas en una de las casas donde habita uno de los niños que participo en el estudio, y que exhiben el suelo del solar sin cubierta.



Figura 28. Esta foto fue tomada cuando realizamos la visita a una de las casas donde vive un niño que participó en el estudio, las personas toman directamente el agua de los tambos donde la almacenan, y al fondo podemos ver una montaña que son residuos de mina, que pueden ser fuente de elementos tóxicos y liberarlos por mecanismos tanto eólicos como pluviales y contaminar el agua de consumo para los habitantes de esta casa así como otras vecinas al lugar.

En algunas casas tienen el agua para uso y consumo en tambos que mantienen sin tapar, con lo que si bien el agua no contiene de manera inicial los elementos tóxicos, solubles o en suspensión, en el sitio se tiene la presencia de estos elementos en partículas de suelo y polvo (Figura 29). Entonces no se descarta esta posible ruta de exposición. A este respecto, se cuenta con evidencia fotográfica del consumo directo de los tambos que carecen de protección total, con medidas de higiene limitadas (Figura 28).



Figura 29. Evidencias de una ruta potencial de exposición a través de la ingesta de agua almacenada en depósitos expuestos a polvo y partículas procedentes de un terrero.

IV.3.2 Análisis clínicos para evaluar estado de salud

Estos análisis fueron interpretados considerando si el niño se encontraba sano sólo con los parámetros de hematocrito y hemoglobina. En el examen general de orina, se observaba la posible presencia de infecciones, además de la cuantificación de creatinina para realizar la corrección de los valores de As en orina. En los casos en que los niños presentaban valores que indicaban alteraciones en su estado de salud, fueron referidos al centro de salud de la comunidad y solo en el

primer monitoreo fue proporcionado el servicio de un Médico Toxicólogo para que les realizara la interpretación clínica de dichos análisis. Los niños no tuvieron alteraciones que pudiéramos relacionar con la presencia de elementos tóxicos, al menos de manera clínica, en el momento de realizar el estudio.

IV.3.3 Indicadores nutricios.

En cada monitoreo se tomaron medidas de peso y talla de los niños. Mediante la interpretación de un Nutriólogo, se dio seguimiento al crecimiento de los niños. El nutriólogo realizó la evaluación de crecimiento con base a tres indicadores: [i] peso para la edad; [ii] peso para la talla; y [iii] talla para la edad; tomando de referencia la Norma Oficial Mexicana NOM-031-SSA2-1999, para la atención a la salud del niño. Se encontró que algunos niños presentaban grados de desnutrición o bien un estado de obesidad (Figura 30), encontramos que los niños en el Jardín de niños presentan un mejor estado nutricional y al parecer conforme crecen, presentan alteraciones en su estado nutricional, que puede ser atribuidas a malos hábitos alimenticios, pues el número de niños en la escuela primaria con obesidad (11.4 % de los niños estudiados) y sobrepeso (18.6 %) es mayor (Figura 31), sin embargo la desnutrición es mayor en los niños pequeños (30 %), a tan corta edad presentar un estado nutricional como éste, es referido como una desnutrición crónica que luego el organismo puede revertir transformándose a un estado de sobrepeso y luego a obesidad. Estas alteraciones generan un estado de vulnerabilidad en los niños que viven en ambientes adversos como lo es el generado por la presencia de elementos tóxicos en los medios en donde ellos viven, crecen y se desarrollan.

El diagnóstico nutricional fue entregado a los padres de familia de manera individual para cada niño, además de que se les brindó asesoría especializada, la cual se integró como parte de un Programa de Vigilancia en Salud Ambiental en el que participan ellos directamente.

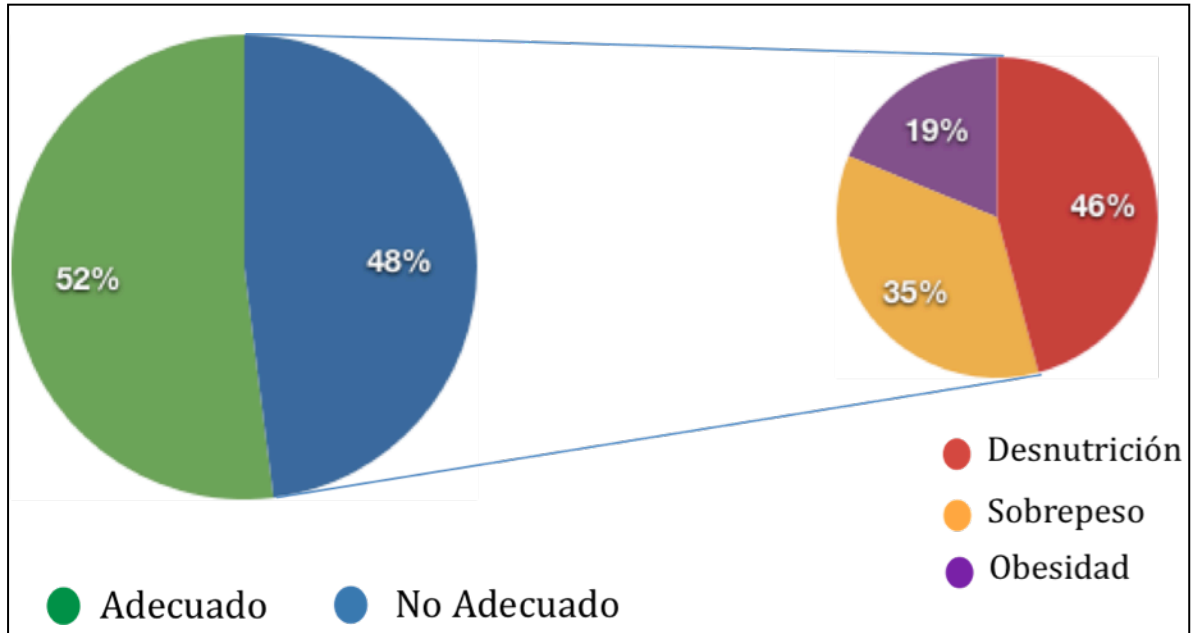


Figura 30. Evaluación del estado nutricional de población infantil estudiada en el Municipio de Villa de la Paz, S.L.P.

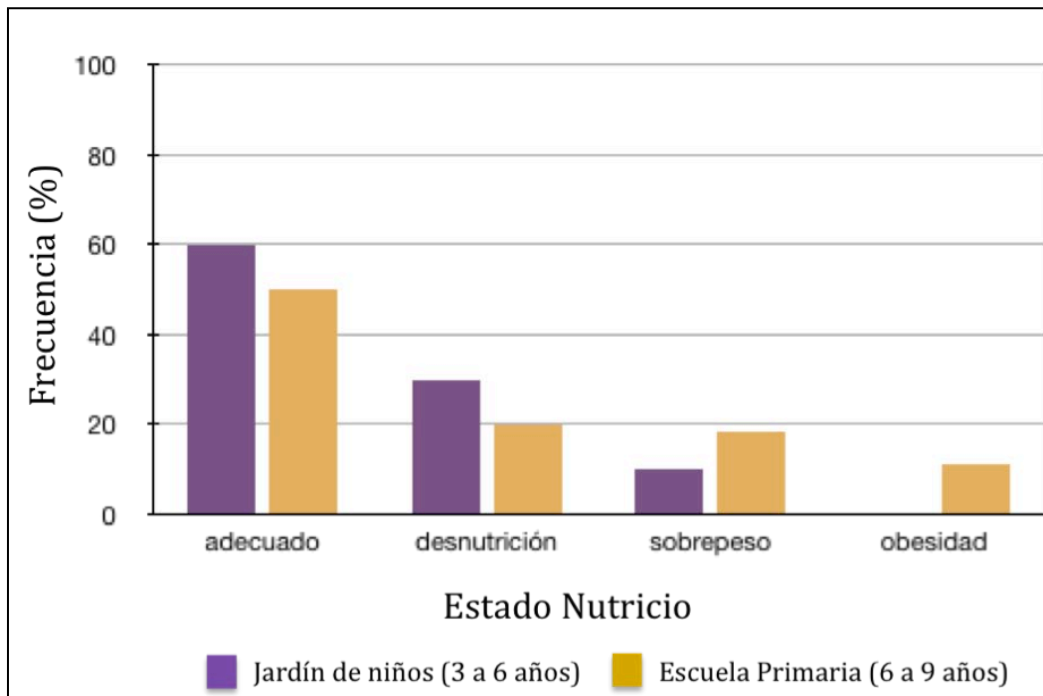


Figura 31. Evaluación del estado nutricional para población infantil estudiada en el Municipio de Villa de la Paz, S.L.P., por edad de acuerdo al centro escolar al que pertenecían.

IV.3.4 Análisis de Biomarcadores de Exposición

IV.3.4.1 Plomo

Se realizaron tres monitoreos biológicos en la población más susceptible de esta zona minera que pudiera presentar efectos o daños en su salud, esto es, la población infantil de 4 a 10 años. El primer monitoreo biológico fue de diagnóstico (realizado en junio de 2006), mientras que el segundo fue selectivo hacia los niños con valores superiores a los niveles establecidos como permisibles, según lo señala la NOM-199-SSA1-2000, que establece los niveles de plomo en sangre y acciones como criterios para proteger la salud de la población expuesta no ocupacionalmente, para valores mayores a 10 µg/dL, nivel de plomo en sangre a partir de la cual se toman acciones, (realizado en diciembre 2006). Se realizó un tercer monitoreo en el mes de mayo de 2007 en el que se invitó a todos los padres de familia, pero sólo algunos de ellos aceptaron volver a participar. En cambio se tuvo la participación de otros padres interesados y preocupados por la salud de sus niños. En la tabla 6 se reportan los datos estadísticos más importantes que resultaron para plomo en sangre en los tres monitoreos biológicos mencionados, mientras que en el Anexo II se presentan los datos de exposición (biomarcadores) para cada monitoreo.

Tabla 6. Resultados (estadísticas básicas) de los monitoreos biológicos para plomo (Pb) en sangre de población infantil de Villa de la Paz, S.L.P.

Dato	Resultados por monitoreo biológico		
	Monitoreo 1 (Junio 2006)	Monitoreo 2 (Diciembre 2006)	Monitoreo 3 (Mayo 2007)
n	107	38	69
Promedio (µg/dL)	8.5	7.7	3.6
Mediana (µg/dL)	7.7	7.1	3.5
D.E. (µg/dL)	3.95	3.62	2.25
Mínimo (µg/dL)	2	3	0
Máximo(µg/dL)	21.5	19.4	9.5
n > 10 µg/dL	30	9	0
% > 10 µg/dL	28	24	0
n > 5 µg/dL	84	27	15
% > 5 µg/dL	78.5	71	21.7

En el primer monitoreo biológico se encontraron niveles de plomo en sangre por arriba de los niveles establecidos como permisibles para población expuesta no ocupacionalmente por la NOM-199-SSA1-2000 (10 µg/dL) en el 28 % de la población estudiada (30 niños de 107). Ocho de estos niños presentaron niveles superiores a 15 µg/dL, con un caso con el valor máximo de 21.5µg/dL (Tabla 6, figura 32).

En el segundo monitoreo biológico, 24 % de los niños presentaron niveles de plomo en sangre por arriba de 10 µg/dL, nivel máximo permisible para población expuesta no ocupacionalmente por la NOM-199-SSA1-2000 (11 niños de un total de 38), de los cuales solo 2 niños reportaron niveles superiores a los 15 µg/dL (Tabla 6, figura 33). En el tercer monitoreo, ningún niño de los 69 estudiados, presentó niveles mayores a 10 µg/dL, siendo el valor máximo de 9.5µg/dL obtenido para este monitoreo.

La figura 32 presenta los resultados para el plomo en sangre obtenidos para el primer monitoreo (junio 2006). En esta figura se realizó una división de los valores de plomo en sangre de acuerdo como lo marca la NOM-199, y se señalan las medianas para cada grupo o categoría, así como también el valor máximo y mínimo de cada grupo. En la categoría I (niveles menores a 10 µg/dL) se hizo una subdivisión señalando los valores que están por debajo de 5 µg/dL y los valores que se encuentran entre 5 y menos de 10 µg/dL. A principios de este año 2012, el Centro para el Control y Prevención de Enfermedades de Estados Unidos (CDC, por sus siglas en inglés), redujo el umbral para lo que se considera una intoxicación de plomo en niños a un valor de 5 µg/dL, reconociendo que a valores de 10 µg/dL o menos, los niños ya presentan efectos adversos debido a la toxicidad del plomo (<http://www.cdc.gov/nceh/lead/ACCLPP/Lead Levels in Children Fact Sheet.pdf>, accesado el 16 junio de 2012).

En esta figura 32, se observa a los valores de plomo en sangre, separando el porcentaje de niños que tuvieron valores entre 5 y 10 $\mu\text{g/dL}$, dentro de la categoría I que marca la NOM-199-SSA1-2000. Con los valores actuales dados por la CDC como niveles de plomo en sangre considerados como tóxicos aquellos que se encuentren por arriba de los 5 $\mu\text{g/dL}$. Se puede observar que casi la mitad de los niños (48 %, 60 niños), tuvieron niveles mayores de 5 $\mu\text{g/dL}$, y sumando este porcentaje a los niños que se encuentran en riesgo según la normativa mexicana serían casi un 80 % de los niños estudiados que estarían con niveles de plomo en sangre que corresponden a una intoxicación.

Esto es, que estos niños pueden ya tener efectos adversos producidos por la presencia del plomo en su cuerpo. Estudios clínicos serían por consecuencia recomendables para demostrar que el plomo presente en el suelo de este sitio, efectivamente está provocando un daño permanente e irreversible en la población. En la tabla 6, podemos ver los resultados para los otros dos monitoreos realizados y vemos que el porcentaje de niños se mantiene en mas del 70 % en el monitoreo de diciembre 2006 y disminuye para mayo de 2007, hasta el 21.7 %.

En la figura 33 se aprecian tendencias y valores similares a los presentados en el monitoreo 1, a pesar que este segundo monitoreo biológico estuvo exclusivamente dirigido a los niños cuya concentración de plomo en sangre fue superior al valor criterio de referencia para esta población, que es de 10 $\mu\text{g/dL}$ (NOM-199-SSA1-2000). En el tercer monitoreo toda la población estudiada presentó niveles por debajo del valor criterio al cual la Secretaría de Salud del país no recomienda acciones de protección a la salud ambiental. Sin embargo, se mantuvo un nivel de riesgo mayor a los 5 $\mu\text{g/dL}$ (nivel propuesto por la CDC para población infantil) en 15 niños de los 69 estudiados, lo que sigue siendo una cantidad de niños a los cuales se les debe prestar atención para establecer con ellos medidas estratégicas de protección para evitar continúe un mayor daño.

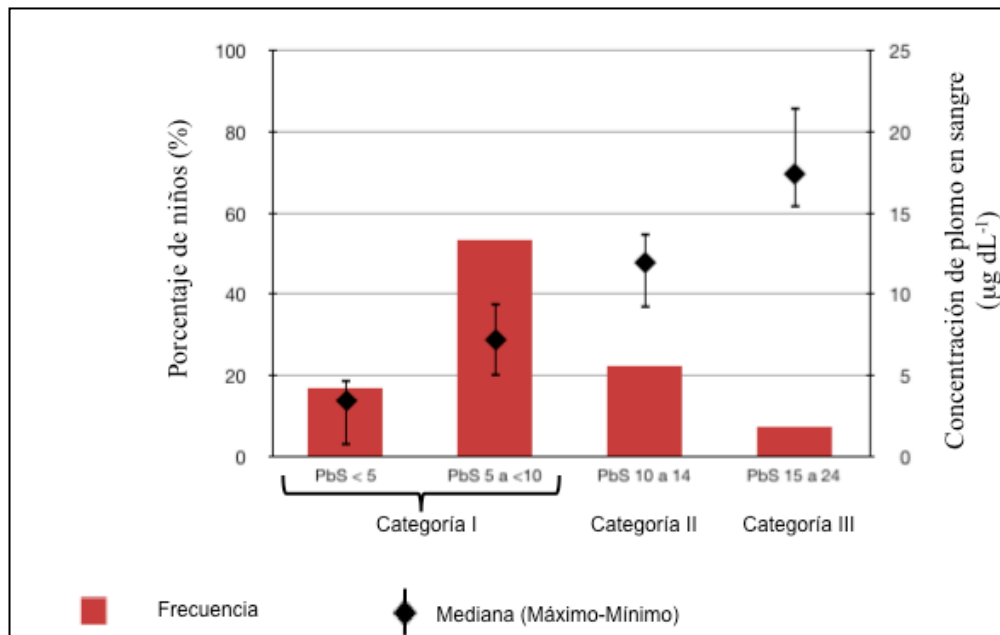


Figura 32. Frecuencia y media de la concentración de plomo en sangre de niños de Villa de la Paz. Monitoreo biológico realizado en junio 2006 (n = 107).

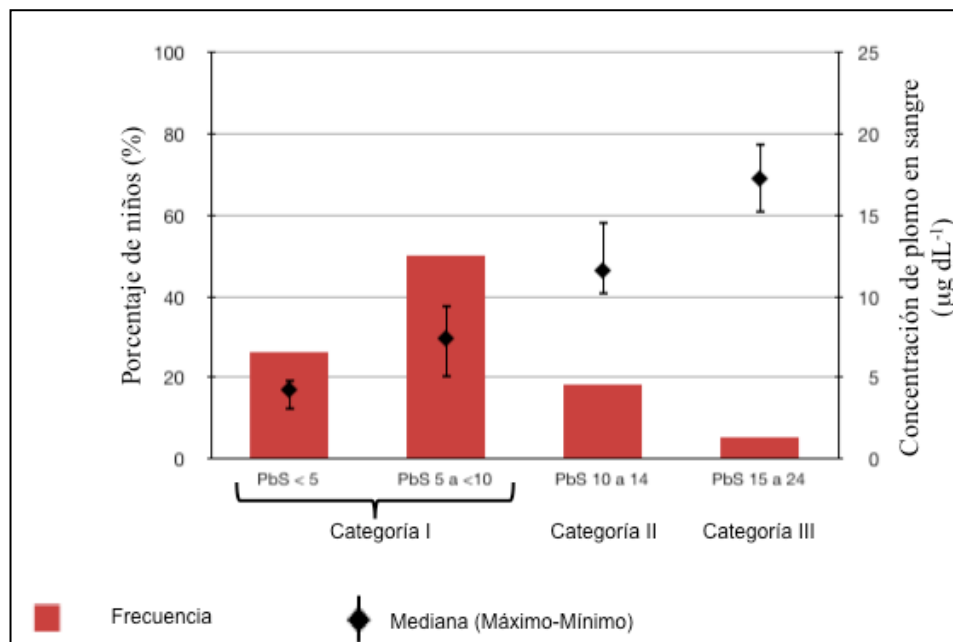


Figura 33. Frecuencia y media de la concentración de plomo en sangre de niños de Villa de la Paz. Monitoreo biológico realizado en diciembre 2006 (n = 38).

Después de realizado el primer monitoreo, se inició un Programa de Intervención para la protección de la salud ambiental de los niños que viven en esta comunidad, las acciones de este programa se continuaron a lo largo del año escolar, dirigidas principalmente a los padres de familia (ver capítulo V). La disminución en los niveles de plomo en sangre de los niños que participaron en el tercer monitoreo puede ser debido a que varias de las madres de familia que iniciaron las acciones de intervención aceptaron la participación de sus hijos nuevamente en este monitoreo.

IV.3.4.2 Arsénico

En el caso del arsénico no existe un valor permisible o criterio de referencia por alguna Norma Oficial Mexicana en materia de salud ambiental, aunque si existe un valor llamado Índice de Exposición Biológica (BEI, por sus siglas en inglés) reportado para la salud ocupacional de trabajadores expuestos, que es de 35 $\mu\text{g}/\text{L}$. Este valor fue determinado como un indicador al cual pueden aparecer efectos no cancerosos asociados con la exposición al arsénico y es empleado en la higiene industrial en Estados Unidos (ACGIH, 2005). Por ello para este tipo de estudio, se tomó como criterio de referencia el valor de 50 $\mu\text{g}/\text{g}$ de creatinina, propuesto por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA). En la tabla 7 se reportan los datos estadísticos que resultaron para el biomarcador de exposición arsénico en orina obtenido para los tres monitoreos biológicos.

En el primer monitoreo biológico se encontró que casi 20 % de los niños estudiados presentaron niveles de arsénico en orina por arriba de los niveles establecidos como permisibles para población expuesta no ocupacionalmente por la USEPA (50 $\mu\text{g}/\text{g}$ creatinina), lo que corresponde a 26 de un total de 113, sobresaliendo que de estos niños, 9 presentaron niveles superiores a 100 $\mu\text{g}/\text{g}$ creatinina. Además, debe señalarse del caso de un niño que presentó una concentración de arsénico en orina superior a 280 $\mu\text{g}/\text{g}$ creatinina (Tabla 7). Cabe mencionar que en el estudio nutricio descartó el consumo de productos alimenticios que pudieran ser otra fuente adicional de este elemento para los niños.

Tabla 7. Resultados (estadísticas básicas) de los monitoreos biológicos para arsénico (**As**) en orina (**µg/g creatinina**) de población infantil de Villa de la Paz. * Indicador Biológico de Exposición Ocupacional.

Dato	Resultados por monitoreo biológico		
	Monitoreo Junio 2006	Monitoreo Diciembre 2006	Monitoreo Mayo 2007
n	113	33	78
Promedio	36.6	39.5	25.5
Mediana	24.9	28.7	21.4
D.E.	39.76	27.77	20.45
Mínimo	4.9	9.8	0
Máximo	283.4	116.5	115.3
n > 50 µg/g creatinina	23	10	8
% > 50 µg/g creatinina	20	30	10
n > *35 µg/g creatinina	35	14	14
% > *35 µg/g creatinina	31	42.4	17.9

En el segundo monitoreo biológico, 30 % de los niños estudiados, reportaron niveles de arsénico en orina por arriba de 50 µg/g creatinina (10 niños de un total de 33), de los cuales solo 3 niños presentaron niveles superiores a 100 µg/g creatinina (Tabla 7). En el último monitoreo se observa que el porcentaje de niños con niveles superiores al valor permisible, disminuyó considerablemente, a casi 10 % de los niños estudiados en este segundo monitoreo, lo que corresponde a 8 niños de los 78 estudiados.

En los tres monitoreos realizados, observamos que los valores de la mediana se encuentran por debajo de los valores criterio de referencia para ambos contaminantes. Sin embargo, es importante hacer notar a los valores máximos obtenidos en el caso del arsénico (115 a 283), y que corresponden a niños que han mantenido esta condición a lo largo de todo el estudio.

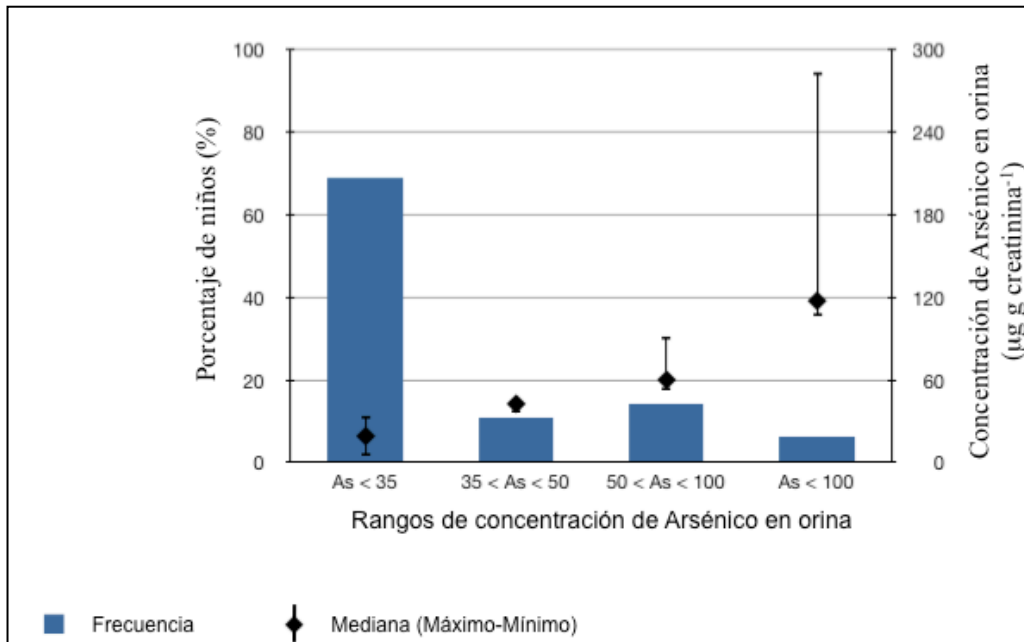


Figura 34. Frecuencia y media de la concentración de arsénico en orina de niños de Villa de la Paz. Monitoreo biológico realizado en junio 2006.

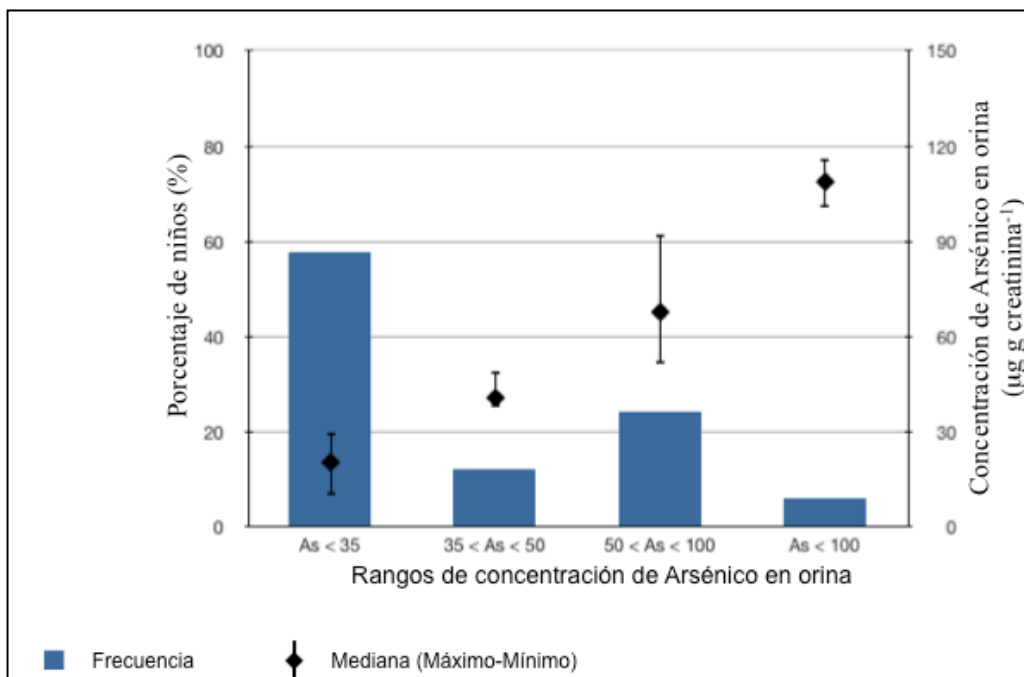


Figura 35. Frecuencia y media de la concentración de arsénico en orina de niños de Villa de la Paz. Monitoreo biológico realizado en diciembre 2006.

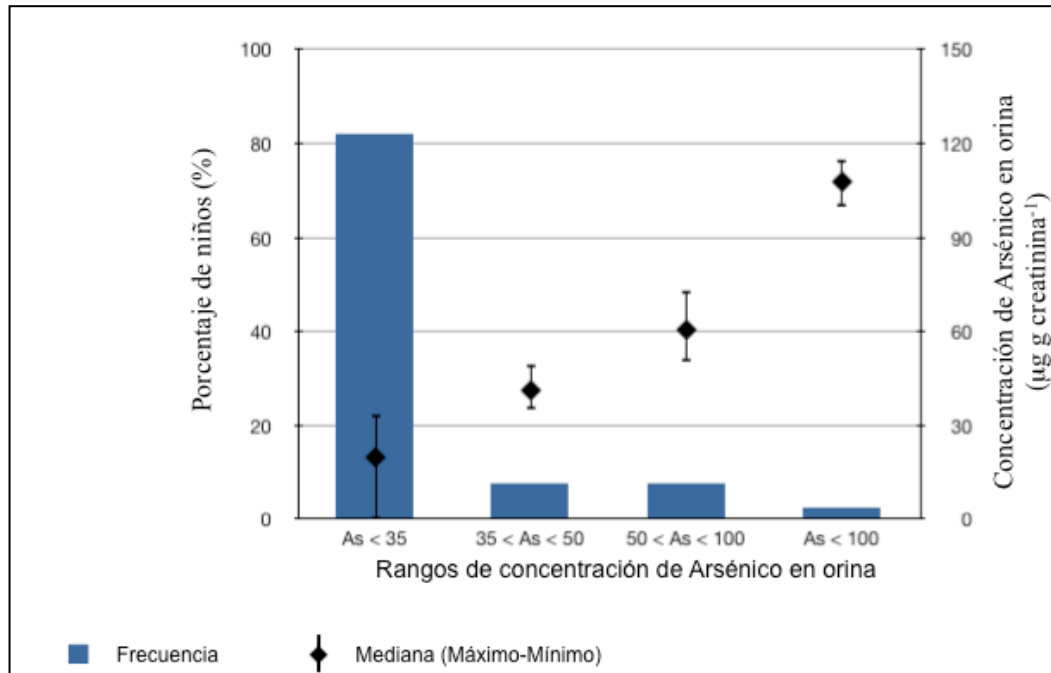


Figura 36. Frecuencia y media de la concentración de arsénico en orina de niños de Villa de la Paz. Monitoreo biológico realizado en mayo 2007.

De una manera similar al plomo, las figuras 34 a 36 representan gráficamente los resultados obtenidos para el arsénico en los tres monitoreos biológicos. Nuevamente, se aprecian tendencias y valores similares en los monitoreos, a pesar que el segundo monitoreo biológico estuvo exclusivamente dirigido a los niños cuya concentración de arsénico en orina fue superior al criterio de referencia de 50 µg/g creatinina. Los resultados fueron agrupados en categorías basadas en los niveles de arsénico en orina que se han propuesto para disminuir, dado que existen antecedentes que muestran efectos adversos a bajas dosis de exposición (ATSDR, 2000; Calderón *et al.*, 2001).

IV.3.5 Indicadores Biológicos de Efecto Temprano.

IV.3.5.1 Frecuencia de Células Micronucleadas (CMN).

Como se mencionó en la metodología, este parámetro fue evaluado en células epiteliales de mucosa oral, con el propósito de promover el uso de muestras que sean no invasivas en población infantil, para evitar el stress en los niños por el uso de instrumentos punzocortantes como lo son las jeringas empleadas en la extracción de sangre, muestra comúnmente usada para determinar la exposición a elementos tóxicos en estudios ambientales, como es el caso del plomo.

En la tabla 8 se presentan las estadísticas básicas de los resultados de frecuencia de CMN presentes en el epitelio de la mucosa oral de los niños que participaron en el estudio para cada uno de los monitoreos. En el primer monitoreo se encontró que casi el 50 % (52 niños de 106 estudiados) de los niños que participaron en el estudio tuvieron un número de CMN mayor al valor considerado como basal o frecuencia de CMN espontánea que para población es de 1.7 CMN (Bonassi *et al.*, 2011), el cual disminuyó hacia los siguientes dos monitoreos.

Tabla 8. Resultados de la frecuencia de células micronucleadas (CMN) en el epitelio de la mucosa oral de niños expuestos a plomo y arsénico, de origen minero.

Dato	Resultados por monitoreo biológico		
	Monitoreo Junio 2006	Monitoreo Diciembre 2006	Monitoreo Mayo 2007
n	106	30	80
Promedio	2.12	1.52	0.25
Mediana	1.7	1.4	0.2
D.E.	1.56	0.71	0.19
Mínimo	0.2	0.3	0.0
Máximo	8.8	3.4	0.9
n > BASAL	52	11	0
% > BASAL	49.1	36.7	0

En las fuentes de elementos tóxicos y en el suelo superficial del sitio, existe la presencia de elementos con actividad genotóxica, como lo son arsénico (As) y cadmio (Cd), e incluso mezclas de estos elementos con otros en concentraciones menores. Aunque éste último se ha encontrado en concentraciones por debajo o muy cercanas a los valores de la concentración de referencia total (CR_T) citada en la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 para suelos contaminados por este tipo de elementos, no se excluye por sus posibles efectos genotóxicos (aún desconocidos), pero que algunos estudios sugieren que pudiera existir daño renal debido a una acción conjunta de estos elementos ante una exposición crónica aún a bajas dosis (Huang *et al.*, 2009).

Por ello, se buscó relacionar estos resultados de biomarcadores de efecto temprano (CMN en las células epiteliales de la mucosa oral) con la exposición a estos elementos genotóxicos, particularmente al arsénico. Se encontraron datos interesantes cuando se calcula la relación de los indicadores de exposición a As, medido como cantidad de As en orina, con la frecuencia de las CMN en cada niño que participó en el primer monitoreo (Figura 37). En esta gráfica de la figura 37, se observa una correlación directa del daño medido en los niños, se puede atribuir a la presencia del arsénico en la orina. Se observa también en la misma Figura 37 una cierta relación lineal del daño expresado a través de las CMN con la concentración de As total en la orina.

En la misma Figura 37 se distinguen dos grupos: [i] niños con menor concentración de As y mayor daño celular (Grupo 1); y [ii] niños que exhiben menor daño, pero una mayor concentración de As (Grupo 2). En ambos grupos se observa un coeficiente de correlación similar (Figura 37).

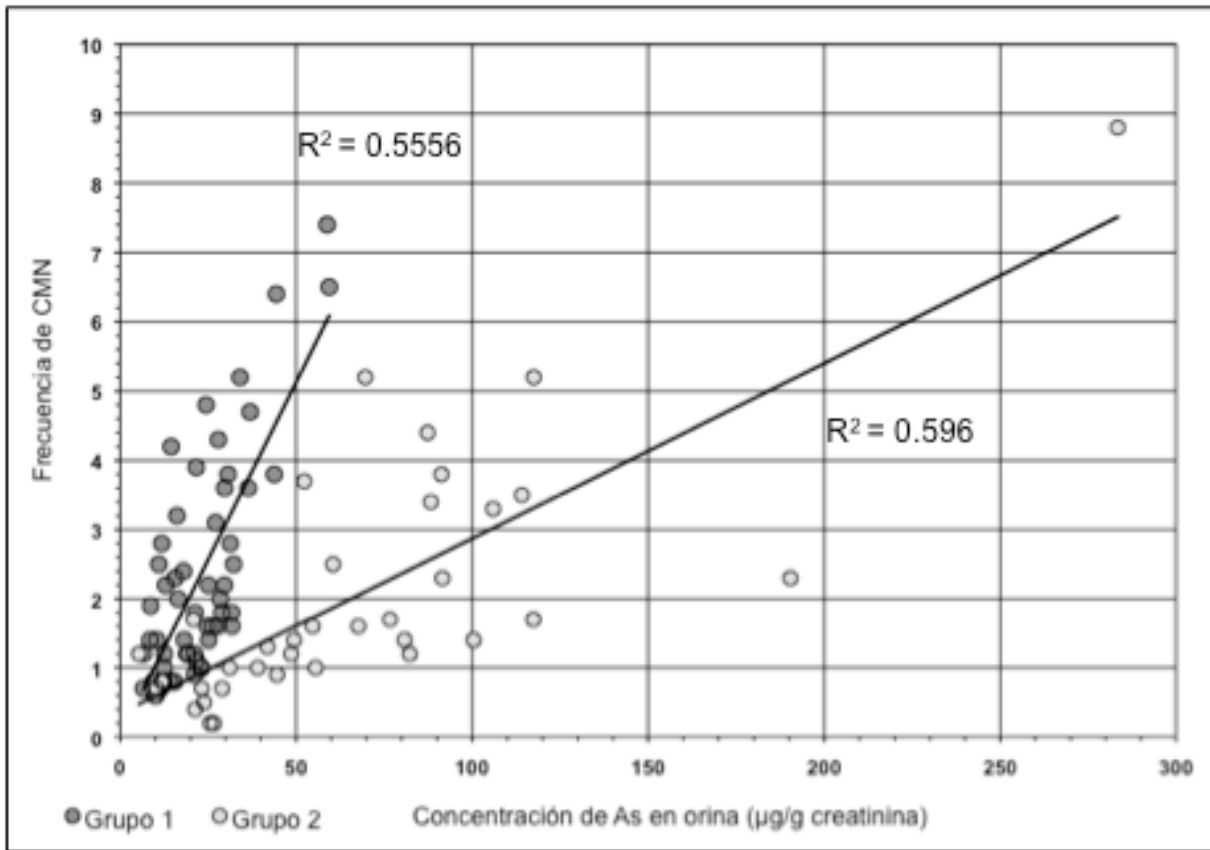


Figura 37. Correlación entre el número de células micronucleadas (CMN) y la concentración de arsénico en orina para niños que participaron el primer monitoreo (junio 2006); $p < 0.001$.

Estos datos, que expresan daño, permitieron de inmediato recomendar la aplicación de un Programa de Intervención para la protección de la Salud Ambiental Infantil en Villa de la Paz. En los siguientes dos monitoreos se midió nuevamente el daño en las células de primocontacto para la ruta de la exposición a los elementos tóxicos estudiados, encontrándose que la relación de daño disminuyó conforme se avanzó en las acciones de intervención orientadas a la disminución de la exposición (ver capítulo V). En la figura 38 se presentan los valores estadísticos de la cantidad de daño en el grupo de individuos estudiados.

El daño observado en las células de la mucosa bucal de los niños disminuyó en el segundo monitoreo y aún más en el tercer monitoreo, lo cual es atribuido a las acciones de intervención implementadas en el sitio, pues se trabajó

muy de cerca con los padres de familia para recomendar lo que ellos podían hacer para disminuir la exposición y favorecer la eliminación de los elementos tóxicos del organismo de sus hijos, además de reforzar los buenos hábitos alimenticios (capítulo V). En la Figura 39 se reporta la disminución en el daño, presentado en forma de porcentaje con respecto al primero de los monitoreos.

Por otra parte, al graficar la relación de la concentración del As en la orina, con el daño en la células epiteliales de la mucosa oral de cada niño para el segundo monitoreo, se observa que ya no se pone en evidencia la correlación identificada durante el primer monitoreo (Figura 40). Algo similar a esto, fue identificado para el tercer monitoreo.

Como se aprecia en la Figura 39, existe un alto porcentaje de disminución de CMN en la población infantil estudiada para los monitoreos 2 y 3, respecto al primer monitoreo, lo cual se asoció al Programa de Intervención para la protección de la Salud Ambiental Infantil, descrito en el capítulo V. Esto también se asocia a una disminución en los valores de exposición para plomo y arsénico en la población infantil estudiada (Figuras 41 y 42, respectivamente).

Sin embargo, en estas figuras también puede observarse que a pasar que el valor de la mediana para ambos elementos tóxicos en los tres monitoreos es inferior al criterio de referencia que establece un riesgo para la salud humana, existen aun niños con concentraciones de los biomarcadores de exposición (Pb en sangre y As en orina) significativamente superiores, tanto al valor de la mediana como al criterio de referencia correspondiente (Figuras 41 y 42).

Esto sólo podría ser explicado con una dosis mayor para los casos extremos, seguramente como consecuencia de una ruta de exposición adicional. Al revisar de manera específica estos casos extremos, se identificó esta ruta adicional, la cual corresponde a la exposición en áreas recreativas de su casa habitación, tal como fue ya mostrado en la Figura 27.

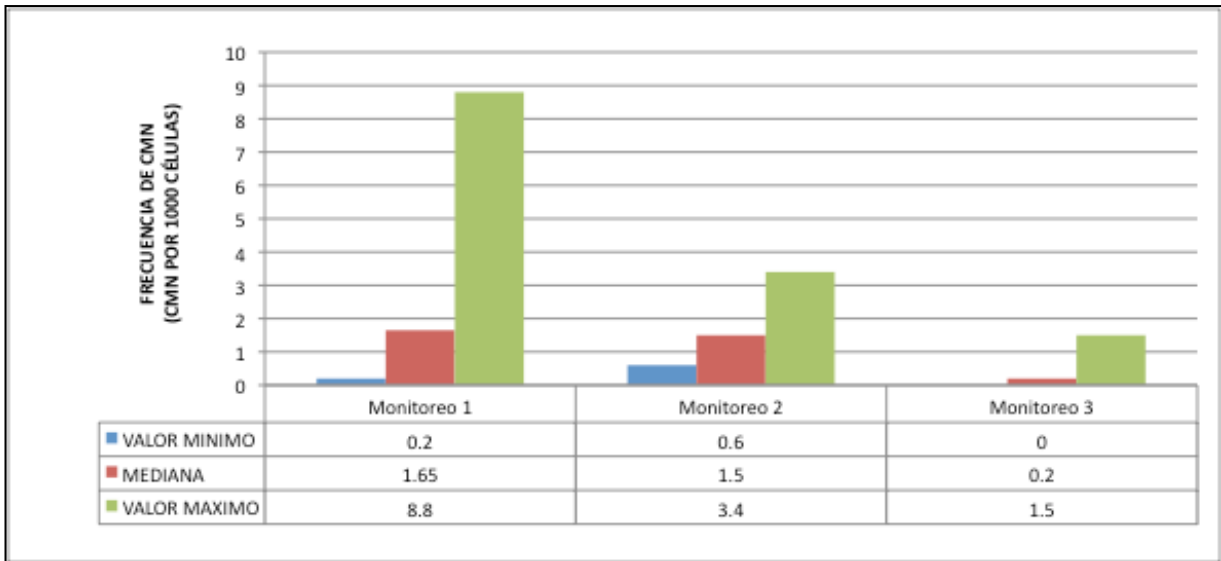


Figura 38. Estadísticas básicas del daño en células epiteliales expresadas a partir del conteo de células micronucleadas (CMN).

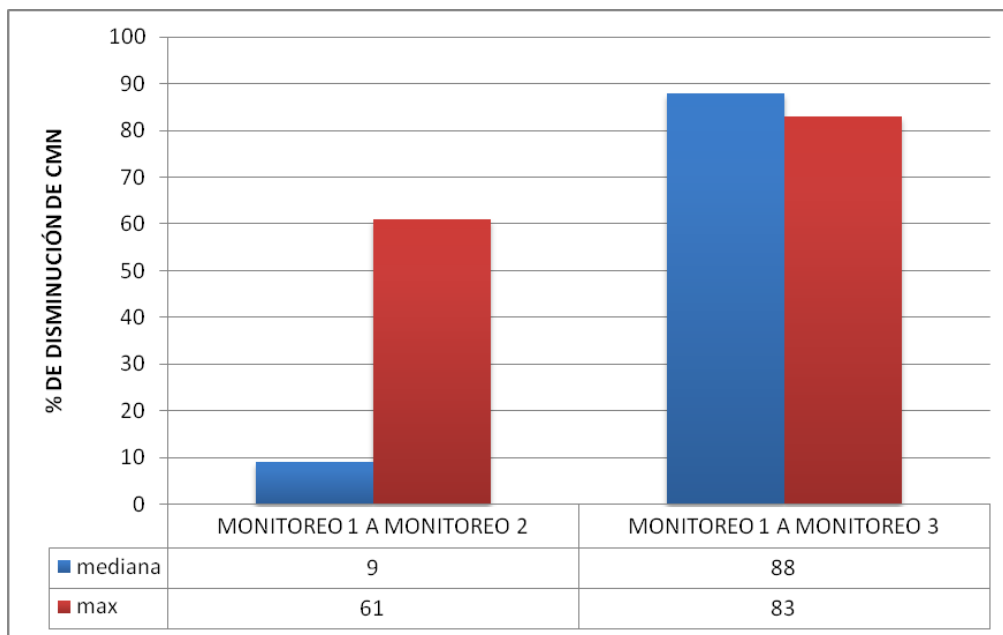


Figura 39. Porcentaje de disminución en el daño en células epiteliales expresadas a partir del conteo de células micronucleadas (CMN) con relación al primer monitoreo.

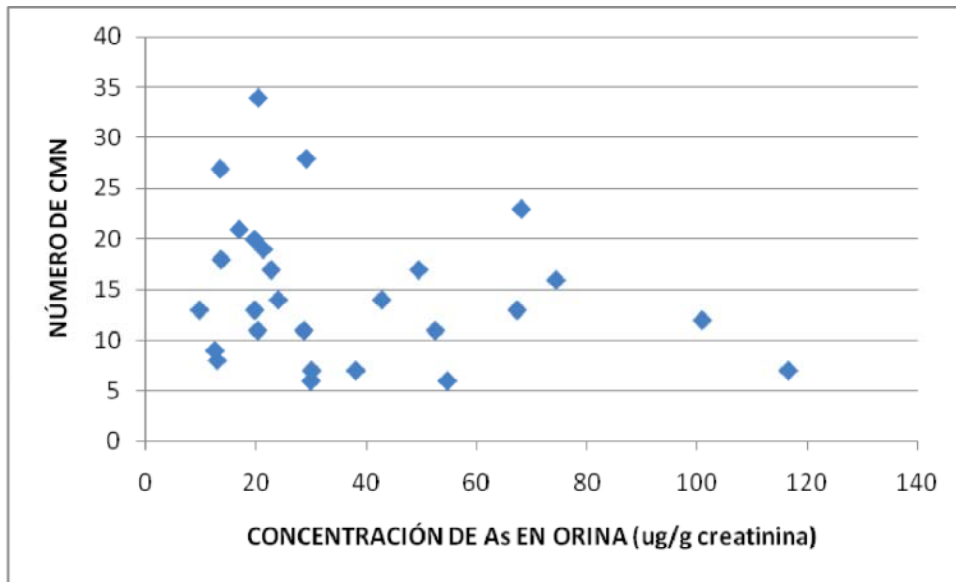


Figura 40. Correlación entre el número de células micronucleadas (CMN) y la concentración de arsénico en orina para niños que participaron el segundo monitoreo (diciembre 2006).

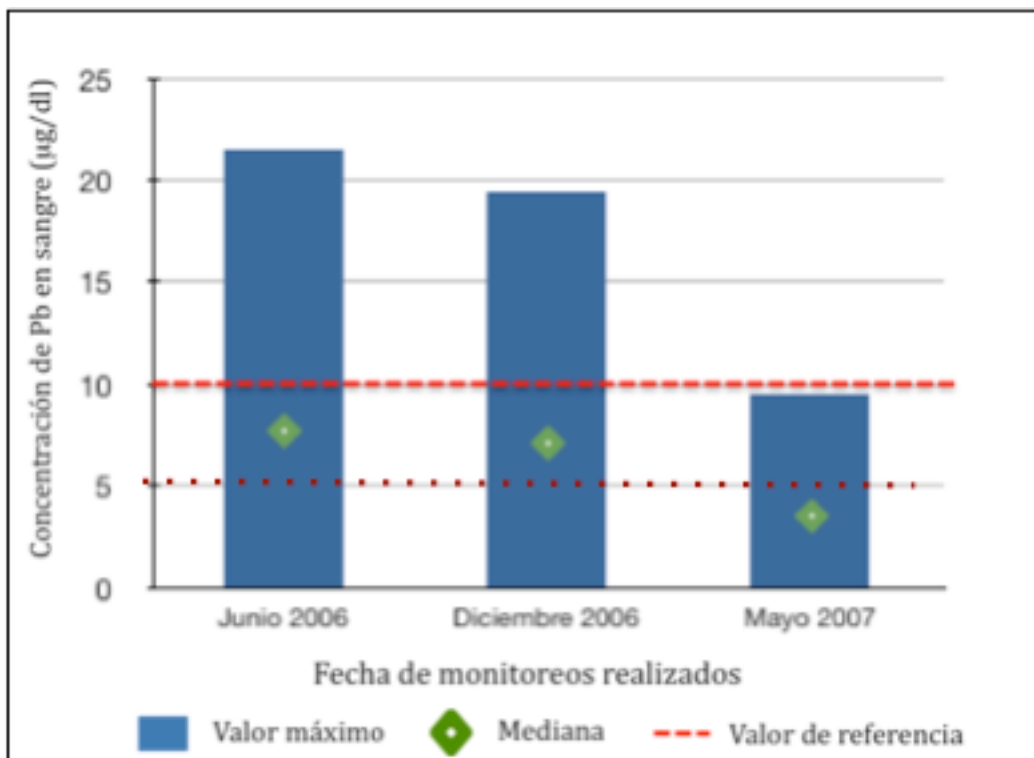


Figura 41. Evolución de la concentración máxima, mediana y valor de referencia (10 $\mu\text{g}/\text{dl}$, según la normativa en salud ambiental para México y de 5 $\mu\text{g}/\text{dl}$, como criterio aprobado por la CDC de Estados Unidos) para el plomo en sangre de población infantil estudiada durante los tres monitoreos.

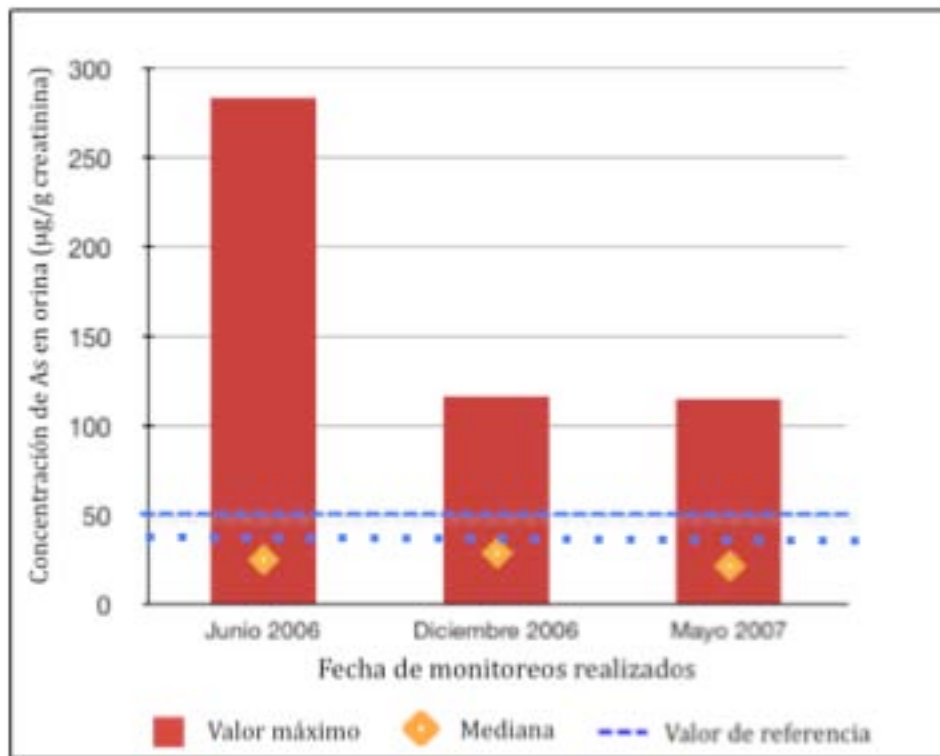


Figura 42. Evolución de la concentración máxima, mediana y valor de referencia (50 µg/g crt, criterio dado por la CDC de Estados Unidos y 35 µg/g crt, como indicador de exposición biológica para población expuesta de manera ocupacional) para el arsénico en orina de población infantil estudiada durante los tres monitoreos.

IV.3.6 Análisis de rutas de exposición adicionales

Una vez que se demostró que en los niños que presentaban mayores valores en los biomarcadores de exposición, no disminuyeron estos valores durante los monitoreos 2 y 3, a pesar de la aplicación del programa de intervención que si permitió hacerlo con la mayoría de los niños estudiados, se procedió a evaluar la causa de esto, entre lo que se consideró la existencia de una ruta de exposición adicional. Esta ruta adicional podría provocar una mayor exposición a los contaminantes, lo que explicaría una mayor dosis y por consecuencia mayores y constantes concentraciones de exposición.

A partir de la información obtenida en los cuestionarios de exposición, se asumió que la mayor parte de sus actividades recreativas diarias las realizan en los patios (solares) de sus domicilios. Además de que se había reportado en los mismos cuestionarios que para estos casos, los patios no estaban cubiertos por concreto o césped, sino únicamente presentaban tierra sobre la superficie, lo cual fue confirmado durante las visitas a los domicilios (Figura 43).

Se procedió entonces al muestreo y análisis de la concentración total y bioaccesible de plomo y arsénico en el suelo del patio y de la concentración bioaccesible en el polvo interior. En el caso del polvo, sólo se analizó la concentración bioaccesible, debido a la limitación de la cantidad de muestra disponible para el análisis. En la tabla 9 se reportan los resultados obtenidos en tres de los domicilios estudiados para evaluar las rutas de exposición adicionales.

Se observa en la Tabla 9 que en los tres domicilios, las concentraciones totales de arsénico y plomo en el suelo de los patios son superiores tanto a la concentración de referencia total establecida por la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 (22 y 400 mg/Kg, respectivamente), como a las concentraciones de fondo determinadas localmente (187 y 108 mg/Kg, respectivamente; Tabla 1). Incluso en uno de los domicilios (casa 1), las concentraciones totales rebasan también significativamente a los valores de la mediana para el suelo superficial del área urbana de Villa de la Paz (1499 y 900 mg/Kg, respectivamente; Tabla 2), así como a los valores del umbral del riesgo propuestos para el área urbana de Villa de la Paz (1175 y 550 mg/Kg, respectivamente; Razo, 2006).

Así mismo, las concentraciones bioaccesibles de arsénico, tanto en suelo como en el polvo del interior de las casas, son superiores a la CRT de la NOM-147, mientras que en el caso del plomo, sólo en uno de los domicilios la concentración bioaccesible en suelo es superior al valor de CRT propuesto por la citada NOM (Tabla 9).

Con esto, se ha demostrado que los casos extremos de concentración de biomarcadores de exposición, son consecuencia principalmente de la exposición directa de los niños a ambos contaminantes críticos en los patios (solares) de sus casas, donde realizan preferentemente sus actividades recreativas diarias. Aun con la aplicación del programa de intervención que dio resultado en la mayoría de la población infantil local (Capítulo V), sin la eliminación de esta ruta de exposición adicional, será difícil disminuir el riesgo en estos casos.

Tabla 9. Resultados de la concentración total (C_T) y bioaccesible (C_B) de arsénico y plomo en suelo y polvo en domicilios donde viven niños con valores de biomarcadores de exposición sin disminución significativa durante los tres monitoreos.

Casa	Arsénico (mg/Kg)			Plomo (mg/Kg)		
	C_T suelo	C_B suelo patio	C_B polvo interior	C_T suelo	C_B suelo	C_B polvo interior
1	2860	280	188	2126	849	255
2	1050	145	217	706	313	251
3	395	59	175	345	149	154
CR_T	22		-	400		-

CR_T = Concentración de Referencia Total de la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 para suelo de uso residencial a partir de la cual se recomienda limpieza del suelo para eliminar exposición da los contaminantes.

IV.4 Discusión y Conclusiones.

La evaluación de riesgo en salud es un proceso que implica tomar en cuenta varios factores, no sólo las concentraciones de los elementos tóxicos en los medios del ambiente, sino también la forma y especie en que éstos se encuentran, lo cual depende la biodisponibilidad, y aún muy importante considerar el efecto que tienen en el organismo a bajas concentraciones biodisponibles, pues se desconocen los efectos a largo plazo por esta exposición de manera crónica. Incluso se cree que uno de los efectos generados, es que los elementos tóxicos que logran entrar al organismo, al ser absorbidos dañan las células, sobretodo en tejidos de primocontacto (en función de la ruta de exposición).



Figura 43. Aspecto de los patios (solares) de dos de los domicilios donde viven niños con valores de biomarcadores de exposición de plomo y arsénico sin disminución significativa durante los tres monitoreos. Se aprecia en ambos casos su cercanía a depósitos de residuos o materiales de mina.

En los sitios con actividad minera, como ya se describió, existen múltiples rutas de exposición, tanto presentes como futuras, con múltiples fuentes de contaminación, en algunas de las cuales fuentes secundarias se convierten en las principales para la población infantil, como lo es el caso de los patios sin cubierta de cemento o vegetal ya que en estos sitios de las casas es donde ellos pasan la mayor parte del tiempo, presentando dosis de exposición mayores respecto a aquellos niños que habitan casas con patios cubiertos. Incluso en algunos casos se ha podido constatar que las casas fueron contruidas directamente sobre los terreros históricos, lo que se traduce en concentraciones, tanto totales como bioaccesibles, muy elevadas con respecto a las concentraciones de referencia de la NOM-147, para suelos con este tipo de uso (residencial).

La mayoría de los estudios de toxicidad de elementos tóxicos como el arsénico, se han realizado en población expuesta a agua contaminada que es utilizada para consumo humano. En sitios mineros donde existe la presencia de elementos tóxicos de manera natural, no se han reportado los efectos tóxicos producidos ya que las dosis de exposición serían menores debido a la biodisponibilidad del elemento y a la cantidad ingerida. En el caso en que el elemento tóxico se encuentra solo en el suelo y polvo, la cantidad ingerida de contaminante se ha determinado para población infantil en aproximadamente de 350 mg de suelo ingerido por día, ya que sus actividades recreativas son principalmente en contacto con este medio (SEMARNAT, 2006).

Los valores de los indicadores de exposición, si bien no muestran la peligrosidad de las altas concentraciones reportadas para suelo superficial (varios cientos de veces por arriba de las concentraciones de referencia de la NOM-147), cuando se comparan en conjunto como un grupo poblacional, si son de tomar en cuenta los valores máximos obtenidos, los cuales como indicadores biológicos confirman el riesgo a la salud al compararse con los valores de referencia a los cuales se recomiendan acciones de intervención para el caso del plomo en sangre y

los valores recomendados como seguros por instituciones internacionales para el arsénico en orina (Figuras 41 y 42).

Se realizó el análisis del riesgo en base a los biomarcadores de exposición de los niños estudiados de Villa de la Paz, con este reconocimiento de que los niños con valores de 5 $\mu\text{g}/\text{dl}$ ya tienen un daño producido por el plomo en su cuerpo (Lanphear *et al.*, 2000; Barbosa *et al.*, 2005). En las figuras 32 y 33, se puede observar que es un alto porcentaje de niños con estos valores, considerando que en nuestro país las autoridades de salud marcan una intervención médica hasta cuando los valores de plomo en sangre rebasan los 15 $\mu\text{g}/\text{dl}$, muchos niños intoxicados con plomo estarían desarrollándose con los efectos adversos y con un daño permanente en su organismo.

Es por esto que debe considerarse como prioridad inmediata de atención a este grupo de individuos que presentan valores de riesgo de los elementos tóxicos en su organismo, que en algunos casos, como ha sido el caso de Villa de la Paz, venía siendo propósito de estudio, sin llegar a implementar medidas de intervención definitivas que puedan minimizar el riesgo en la salud de la población infantil. A manera de ejemplo, en la Tabla 10 se presenta una comparación de los valores históricos reportados para población infantil en el sitio con los valores obtenidos en el primer monitoreo, monitoreos entre los cuales, a pesar del conocimiento del riesgo, no se habían implementado medidas de intervención por parte de las autoridades ambientales. En sitios con características ambientales de contaminación y riesgo para la salud tan compleja por la presencia de elementos tóxicos múltiples en diversas concentraciones, biodisponibilidades y fuentes, es difícil asociar un efecto a la presencia de un elemento tóxico determinado o a la mezcla de ellos, por lo que se han empleado marcadores biológicos de efecto temprano, que son adecuados para evaluar un daño a nivel celular.

Tabla 10. Comparación de indicadores de exposición obtenidos históricamente por distintos grupos de investigadores en la población infantil de Villa de la Paz con el Primer Monitoreo realizado en este trabajo.

Dato	Unidad	Mejía <i>et al.</i> , 1999	Jasso-Pineda <i>et al.</i> , 2007	Monitoreo 1
		Plomo en Sangre		
N	68	68	20	107
Media	µg/dL	11.6	13.8	8.5
Rango	µg/dL	3 - 25	5- 23	2-21
%>10 µg/dL	%	54	95	31
%>20 µg/dL	%	3	10	2
		Arsénico en orina		
N	64	64	20	113
Media	µg/g crt	74	52	37
Rango	µg/g crt	87 - 323	21 -129	4 - 283
%>50 µg/g creatinina	%	75	55	23
%>100 µg/g creatinina	%	30	15	7

La exposición crónica ha sido comprobada que predispone en primera instancia al daño en el tejido, posteriormente en el órgano y finalmente en el organismo, haciéndolo más vulnerable a adquirir otras enfermedades de tipo crónico degenerativas, como lo es el cáncer (Bonassi *et al.*, 2007). La relación entre éstos indicadores biológicos de efecto y la concentración de los elementos tóxicos en el organismo puede ser un indicador del riesgo en el cual se encuentran los individuos que viven en un sitio, pues se ha demostrado que a mayor daño medido (a través de la frecuencia de CMN), el riesgo a padecer cáncer será mayor (Bonassi *et al.*, 2004).

En el escenario demostrado de contaminación y de riesgo a la salud de la población infantil expuesta, se requieren elevados costos económicos para mitigar los impactos desde las fuentes primarias de los contaminantes (terceros históricos), así como para mitigar los efectos por la exposición a las fuentes secundarias, como lo es en este caso el suelo superficial que ha sido contaminado en prácticamente toda la zona urbana de Villa de la Paz. Bajo este escenario, deben implementarse

estrategias que ayuden a disminuir la exposición a los elementos tóxicos en la población infantil, por lo que al identificar las rutas de exposición y la población más vulnerable a los efectos tóxicos, es posible trabajar con los actores en la comunidad encargados de proteger no sólo la salud, sino también el bienestar y buen desarrollo de los niños, siendo estas estrategias acciones de un Programa Integral de intervención en el sitio.

Las estrategias incluyen el trabajo con los padres de familia, a través de la aplicación de un Programa basado en la Nutrición Ambiental y la Educación Ambiental, de tal manera en que puedan ejercerse acciones específicas y eficaces para proteger de manera individual a cada niño, disminuyendo en primera instancia la dosis de exposición y posteriormente, enseñándoles que tipo de alimentos deben tomar para protegerse de los efectos adversos de los elementos tóxicos presentes en el ambiente.

Aun cuando la Educación Ambiental es un proceso cuyos resultados se obtienen comúnmente a largo plazo, y puesto que pueden lograrse cambios de conductas en la población, se inició el reto de aplicar esta estrategia con un grupo de padres de familia. Esta estrategia permitió obtener buenos resultados, medidos a través de la disminución en los valores de los indicadores biológicos de exposición en el tercer monitoreo (mayo 2007), comparado con los valores tomados inicialmente (junio 2006). En el siguiente capítulo (capítulo V) se presentan las metodologías aplicadas y resultados obtenidos en la primera etapa del Programa de Intervención, basada en de un Programa Integral en Educación Ambiental y en Nutrición Ambiental.

V. PROGRAMA DE INTERVENCIÓN PARA LA DISMINUCIÓN DE EXPOSICIÓN A LOS CONTAMINANTES

Cuando una actividad o una situación ambiental representan una amenaza de daño para la salud humana o para el medio ambiente, deben tomarse medidas de intervención, que pueden incluir medidas preventivas y medidas de remediación o control, aun cuando no se haya establecido totalmente la relación causa efecto.

Remediar o mitigar el impacto provocado por actividades realizadas en el pasado con nula preocupación en el ambiente, representa generalmente un alto costo económico, sobre todo en el caso de los pasivos ambientales (Oblasser y Chaparro, 2008). Es bien sabido que resulta mejor prevenir que remediar, por lo que si bien los esfuerzos deben ir dirigidos en gran medida a implementar prácticas que permitan mitigar los impactos en el ambiente, así como disminuir el peligro por la exposición a elementos tóxicos presentes en los medios del ambiente, es también importante diseñar estrategias que mantengan los riesgos dentro de un nivel aceptable, en función de las características particulares de cada sitio (Oblasser y Chaparro, 2008).

Por esto, es muy importante aplicar Programas que incluyan de manera integral medidas de intervención donde se incorpore prioritariamente la remediación de los medios del ambiente que han sido afectados, o bien, estrategias para el control de la exposición a los contaminantes en el sitio. En este escenario, el diseño e implementación de las estrategias para la protección inmediata de la población expuesta a los contaminantes, deben considerar justamente el que sean atractivas por su facilidad de aplicación y un menor costo.

En este trabajo, se propone entonces la aplicación en Villa de la Paz, S.L.P. de un *Programa Integral de Intervención* orientado a disminuir la exposición a los contaminantes presentes en los pasivos ambientales de origen minero, que están inmersos en el área urbana y suburbana de este municipio. Este Programa Integral

de Intervención fue diseñado para incluir una serie de estrategias que constituyen dos Programas orientados a la disminución de la exposición: [i] El Programa de Vigilancia en Salud Ambiental (Gamiño, 2007); y [ii] El Programa de Remediación de pasivos ambientales de origen minero (Gamiño y Monroy, 2008) (Figura 44).

En el Programa de Vigilancia en Salud Ambiental se establecen estrategias para investigar, atender y prevenir los efectos en salud en las comunidades que han sido afectadas por factores ambientales y factores que incrementan la vulnerabilidad de la población humana, con el fin de proponer y ejecutar acciones para disminuir los riesgos en salud, es decir *Estrategias y Acciones de Prevención* (Gamiño, 2007).



Figura 44. Esquema que muestra el Programa y Estrategias de Intervención para la disminución de la exposición a contaminantes en Villa de la Paz.

En cambio, en el Programa de Remediación de pasivos ambientales de origen minero, se establecen las estrategias para el control de la exposición a los contaminantes y el aprovechamiento de los sitios con pasivos ambientales, cuya prioridad sea la remediación del sitio con un fin que promueva el desarrollo social, de salud y urbano de la población expuesta de manera no ocupacional a elementos tóxicos de origen minero que están presentes en los terreros identificados como pasivos ambientales inmersos en la zona urbana de Villa de la Paz, esto es, *Estrategias y Acciones de Remediación* (Gamiño y Monroy, 2008).

V.1. Estrategias de Prevención

Las estrategias de prevención tienen como objetivo el disminuir los riesgos en la salud de la población expuesta a los contaminantes, a través de acciones de aplicación inmediata y de bajo costo, que sean medibles y valoradas a través de su evaluación periódica, empleando indicadores de Salud Ambiental.

V.1.1. Comunicación del Riesgo y Educación Ambiental

Entre estas estrategias, se considera el trabajo cercano con la comunidad, que esté no sólo basado en la comunicación del riesgo que para ellos puede representar la exposición a los elementos tóxicos, sino también en la propuesta y ejecución de programas de educación, donde el objetivo sea no sólo enterar de los riesgos o peligros para su salud, sino además el proponer cambios en conductas que vayan encaminadas a la protección, previsión y prevención de los efectos tóxicos a mediano y largo plazo.

En este proceso de educación para una comunidad, la *Comunicación de Riesgos* (CR) estaría involucrada en la primera etapa, donde se propone transmitir información certera y confiable (basada en el conocimiento científico) sobre los riesgos ambientales y para la salud, a través de mensajes que transmitan la naturaleza del riesgo. Por medio de la CR se pueden identificar y clasificar las preocupaciones de la comunidad, dando respuesta a ellas. Así, se reducen las inquietudes y conflictos reales o potenciales entre los integrantes de la misma.

Además, la explicación de los riesgos a la salud deberá estar incluida en una forma efectiva. La CR ofrece así, la oportunidad de comunicar los riesgos de manera planificada y a la vez sensible a las necesidades de la comunidad; integra a la comunidad en el proceso del manejo del riesgo; y ayuda a establecer la confianza, así como aliviar el miedo, la indignación y por tanto, los conflictos.

Hoy en día, las comunidades demandan más información sobre los riesgos en el ambiente que pueden afectar su salud. Se conocen casos donde el empleo de la CR ha permitido buenos resultados, como por ejemplo, donde informaron a madres de familia acerca de las consecuencias de no aplicar programas de vacunación infantil (Kennedy *et al.*, 2008). Una vez transmitidos los mensajes a las madres, se reportaron cambios en su opinión para así proteger a los niños con la aplicación de las vacunas. Existen también reportes de sitios con presencia de elementos tóxicos en los cuales se han empleado técnicas de comunicación de riesgo en salud, referidos sobre todo a exposición de tipo ocupacional, donde obtuvieron resultados favorables gracias al empleo de la CR como parte de programas encaminados hacia la reducción de residuos tóxicos y la implementación de acciones de prevención de la contaminación en sus ambientes laborales y hacia el exterior (Santos *et al.*, 1996).

Existen pocos trabajos en sitios contaminados por actividades mineras donde se reporta el uso de metodologías para la comunicación del riesgo en salud, aunque éstas seguramente han sido usadas para establecer el contacto con la comunidad al iniciar cualquier tipo de estudio ambiental, sin quedar plenamente documentadas como tal. Guidoti y Ragain (2007) emplearon estrategias como el uso de mensajes referidos a la intervención de manera individual, así como medidas de prevención para la protección de la exposición a plomo en niños.

Dunn y Alexeef (2009) propusieron emplear la comunicación del riesgo con la comunidad como parte de los estudios de evaluación de riesgo, resaltando que se necesitan adecuar a factores como estilo de vida, susceptibilidad e incluso prácticas culturales, todo en base a las necesidades y percepciones de la población

expuesta. Mañay *et al.* (2008) presentaron un estudio donde emplean la CR como una herramienta para enterar a la comunidad de un problema de contaminación por plomo en una zona minera, utilizando además como indicadores a la medición de plomo en sangre de individuos adultos y niños expuestos de manera no ocupacional, obteniendo una disminución en estos niveles luego de su intervención. Además, emplearon la CR con las autoridades para desarrollar leyes para proteger la salud y el ambiente de la contaminación por plomo, así como para prevenir futuros eventos de contaminación.

En nuestro país también existen algunos casos donde se ha aplicado la CR para diagnosticar e intervenir en sitios contaminados por elementos tóxicos debido a actividades mineras o metalúrgicas. El Grupo de Toxicología Ambiental de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí es un equipo de trabajo pionero en la aplicación de la CR como parte de programas de intervención en sitios contaminados (Mejía *et al.*, 1999; Yañez *et al.*, 2003). Torres (2005) y Coronado (2006) aplicaron programas de intervención basados en la comunicación de riesgo, dirigidos a la población infantil expuesta a zonas contaminadas por operaciones metalúrgicas y por residuos producto de la minería, respectivamente.

Estos Programas de Comunicación de Riesgo (PCR, llamado por los autores) consistieron básicamente en informar a la población infantil sobre los riesgos ambientales del lugar donde viven, haciendo uso de técnicas de teatro infantil, pláticas informativas, dibujos y cuentos infantiles. Al final de la aplicación del PCR, reportaron la disminución en indicadores de exposición y cambios de hábitos en la conducta de los niños. Sin embargo, en el caso de Coronado (2006), se tuvieron algunas limitantes del mismo Programa, como fue un incremento en los niveles de otros contaminantes también presentes en el lugar, asumiendo esto a la presencia de múltiples rutas de exposición, lo cual es factible si se toma en cuenta que en los sitios con actividad minera existen una amplia variedad de fuentes de contaminación y por tanto, los medios impactados no son exclusivamente uno solo, tal como se ha visto reflejado en el estudio que aquí se reporta.

Así, la CR es sólo el inicio de un proceso en el cual se busca no sólo informar, sino también cambiar hábitos e incluso conductas en la población, y es ahí cuando se hace intervenir a la *Educación Ambiental*, que tiene como objetivo, lograr que la población tenga conciencia de su medio ambiente y se interese por él, por sus problemas conexos, contando con los conocimientos, aptitudes, actitudes, motivaciones y deseos necesarios para trabajar individual y colectivamente en la búsqueda de soluciones a los problemas actuales y prevenir los que pudieran aparecer en lo sucesivo.

En este escenario, la Educación Ambiental puede hacer uso de todas las ramas del conocimiento científico para lograr el objetivo arriba citado. Entre el conocimiento aquí aplicado está la Nutrición, como una estrategia que como ya se mencionó en el Capítulo IV, puede favorecer la aplicación de acciones específicas y eficaces para proteger de manera individual a cada niño, disminuyendo en primera instancia la dosis de exposición a los contaminantes y posteriormente, enseñándoles que tipo de alimentos deben tomar para protegerse de los efectos de los elementos tóxicos presentes en el ambiente.

V.1.2. Educación Nutricia para la Salud Ambiental

La *Nutrición* es definida por la Organización Mundial de la Salud (OMS), como la ingesta de alimentos en relación con las necesidades del régimen de vida del organismo, esto es, el tipo y cantidad de alimentos que debe tener un individuo para mantener condiciones óptimas de salud. Una mala nutrición puede reducir la inmunidad, aumentar la vulnerabilidad a enfermedades, alterar el desarrollo físico y mental, reducir la productividad y ser un factor de riesgo, dejando al individuo susceptible para los tóxicos presentes en el ambiente (agua o alimentos contaminados, suelo o polvo), interaccionando con ellos una vez que logran por alguna vía (oral, inhalatoria o dérmica) entrar al cuerpo. El desarrollo de los efectos biológicos en humanos expuestos a metales tóxicos, es el resultado de las interacciones entre su toxicidad y los factores intrínsecos propios del individuo. Así

se ha comprobado que algunas de estas interacciones pueden llegar a modificar la toxicocinética de estos elementos, como lo es la presencia de micronutrientes en el organismo.

Un buen ejemplo de estas interacciones entre los elementos tóxicos presentes en el ambiente y los componentes de la dieta de los individuos, es el efecto del calcio (Ca) en la exposición a Pb. En estudios realizados en niños se ha observado una relación inversa entre los niveles de Pb en sangre y la ingesta diaria de Ca, lo cual mostró una acción del Ca para proteger al niño contra la acumulación del Pb (Lacasaña *et al.*, 2000). Sin embargo, en otro estudio realizado por Han *et al.* (2000), se demostró a nivel experimental que si bien la ingesta de calcio durante el embarazo protegió al feto contra la acumulación del Pb, no se evitaron efectos como el bajo peso al nacimiento. En otros reportes se presenta la evidencia de que la ingesta de ácido ascórbico tiene un efecto quelante contra el Pb en sangre, disminuyendo así el riesgo de sufrir efectos tóxicos (Simon y Hudes, 1999). La deficiencia de hierro en la dieta ha mostrado también ser un factor de riesgo para la toxicidad del Pb, sugiriendo que una elevada ingesta de hierro para mantener niveles adecuados de hierro en el organismo, permite reducir este riesgo (Ros y Mwanri, 2003; Kwong *et al.*, 2004; Disalvo *et al.*, 2009).

En el caso de la exposición a As, existen también algunos reportes de estudios realizados *in vitro*, mostrando como elementos de la dieta participan en los procesos de detoxificación (Hsueh *et al.*, 1995; Chattopadhyay *et al.*, 2002; Gamble *et al.*, 2005; Zablotska *et al.*, 2008) o en la protección de los efectos tóxicos (Ruan *et al.*, 2000). También en este caso, hay evidencias contrarias, con reportes que demuestran que no existe una diferencia significativa en la prevalencia de efectos tóxicos en individuos con adecuado estado nutricional, cuando estuvieron expuestos a As en el agua de consumo (Smith *et al.*, 2000).

Por tanto, si bien deben tomarse con precaución estos reportes, la evidencia es suficiente para proponer su aplicación en la población expuesta a los sitios contaminados de Villa de la Paz, donde los costos de remediación de las

fuentes y el control de la liberación y dispersión de los elementos tóxicos representan un mayor costo económico.

En los países en vías de desarrollo y subdesarrollados, los hábitos alimenticios son deficientes, debido en gran parte a la marginación pero también a la falta de orientación para conocer y elegir aquellos alimentos que sean nutricionalmente adecuados, no sólo para su buen desarrollo y crecimiento, sino que además tengan funciones particulares, como lo es la protección contra posibles efectos tóxicos de contaminantes presentes en el ambiente en el cual los individuos se encuentran, bajo las condiciones de marginación y hábitos culturales particulares del caso.

En estos sitios, como ya se mencionó, son los niños el grupo poblacional más vulnerable, por tanto es importante el fortalecimiento de los nutrientes que pudieran contribuir a reducir el riesgo de presentar efectos adversos. Por otro lado, debe considerarse no sólo la carencia de nutrientes adecuados, sino también el exceso de alimentos, que podrían contribuir a crear estados nutricios tales como la obesidad, creando así un factor de riesgo más en estos individuos.

Actualmente, nuestro país ocupa uno de los primeros lugares con presencia de obesidad en población infantil, lo que es alarmante pues también se ha demostrado que esta condición incrementa el riesgo de padecer enfermedades crónico degenerativas como la diabetes mellitus. Si a estas condiciones de vida agregamos que en su ambiente pueden tener una exposición crónica desde el inicio de su vida o incluso durante el periodo fetal, a elementos tóxicos como el As, elemento que se ha implicado como un posible factor de riesgo para el desarrollo de esta enfermedad a través de múltiples mecanismos, pueden afectarse un grupo de eventos regulados que en conjunto contribuyen a la aparición de la enfermedad (Díaz-Villaseñor *et al.*, 2007).

Cada vez es más frecuente que los nuevos casos de diabetes mellitus tipo 2 sean niños, reportándose incluso que 8 de cada 10 nuevos casos son niños, esto

es de considerable importancia si se tiene en cuenta que hasta hace unos años esta enfermedad fue considerada como una enfermedad de adultos.

Hoy en día, se reconoce que la existencia de impactos o perturbaciones en el ambiente, han llegado a afectar a los patrones de la salud, las enfermedades y de manera importante, al estado nutricional. Así, como parte de las condiciones ambientales específicas de cada individuo, debe demandarse el alcanzar un estado nutricional adecuado. Por lo que acciones relevantes en aspectos nutricionales pueden proveer soluciones sostenibles para permitir a los individuos y a las poblaciones adaptarse favorablemente a este ambiente y a sus cambios que en él sucede.

Como la nutrición representa la más esencial de las necesidades humanas, el conocimiento del estado nutricional de las poblaciones, permitirá orientar otras disciplinas científicas hacia los programas de intervención para que se identifiquen soluciones sostenibles para algunos de los problemas ambientales que enfrentan las comunidades. De esta manera, nos enfocamos en la nutrición como un componente de intervención para proteger a la población que habita en sitios contaminados con Pb y As, pues la mayoría de los patrones de alimentación adecuados para reducir la susceptibilidad a la toxicidad de estos elementos son accesibles a las comunidades y son consistentes con las recomendaciones para tener hábitos alimenticios sanos. A esto, se le ha asignado aquí el nombre de *Nutrición Ambiental* ya que es la aplicación de esta ciencia en las estrategias de intervención en sitios con problemas ambientales.

V.1.3. Objetivo del Programa de Prevención

Crear, diseñar, organizar y aplicar un Programa que involucre a la Educación Ambiental y a la Nutrición Ambiental como parte de una medida de intervención para la prevención y protección de población expuesta de manera no ocupacional a elementos tóxicos en sitios con actividad minera.

V.1.3.1. Objetivos Específicos

- Aplicar técnicas de comunicación del riesgo para informar a la población de estudio acerca de su exposición a EPT.
- Dar un diagnóstico nutricional de la población de estudio que pueda ayudar al diseño de las estrategias de intervención.
- Crear y diseñar un Programa cuyas acciones permitan responder a las preocupaciones de la población respecto a su visión del panorama ambiental y además comenzar un proceso de educación que favorezca el cambio de hábitos y conductas, que los permita prevenir y proteger de los efectos adversos.
- Aplicar el Programa con los diferentes actores encargados de la protección y bienestar de los niños del sitio.

V.1.4. Metodología

V.1.4.1. Estrategias en Educación Ambiental

La metodología utilizada consistió en realizar talleres con los diferentes actores de la comunidad, en los cuales se les proporcionó información sobre las acciones que deberían aplicar para cumplir con el objetivo del programa de intervención. Las convocatorias a los talleres fueron realizadas a través de las escuelas en el caso de los padres de familia; mientras que con las autoridades se gestionaron las reuniones con los principales personajes que se identificó necesario convocar.

La evaluación del programa se realizó sólo con padres de familia, con quienes se trabajó de manera estrecha para ir más allá de la etapa de información, utilizando cuestionarios para evaluar si los padres de familia retenían la información ofrecida. También se realizaron visitas a la comunidad para observar si en las casas se aplicaban las medidas proporcionadas y cambios de conductas sugeridas en los talleres, para así evaluar la efectividad y funcionalidad del programa.

V.1.4.2. Estrategias en Educación Nutricia

Se creó y diseñó un Programa de Intervención, que fue llamado “*Programa Integral de Educación Nutricia para la Salud Ambiental*”, identificado como “PIENSA”. Este Programa incluyó acciones de intervención basadas en la Nutrición Ambiental como herramienta para proteger a la población que habita en un sitio contaminado, tanto por la presencia natural de elementos tóxicos en forma de mineralizaciones, como por actividades humanas que incrementaron la concentración de éstos elementos tóxicos en los medios del ambiente. El programa tiene un carácter preventivo, cuyo fin es alcanzar y mantener la salud del individuo dentro del medio ambiente en que se encuentra, por medio del mejoramiento del estado nutricional, así como aplicando medidas de prevención, precaución y control para disminuir el impacto ambiental en su salud; consecutivamente se refleje en cambios de hábitos, conductas y actitudes de cada individuo (Anexo III).

La estrategia incluyó el dividir a la comunidad en los diferentes actores encargados de la protección y el cuidado de la salud infantil, su bienestar y óptimo desarrollo, donde se identifican cuatro grupos de actores, de los cuales se tiene en primera instancia a los padres de familia, pues son los principales responsables de los niños. Para el resto de los actores, se propuso como estrategia para la aplicación de las acciones del programa de intervención, un equipo multidisciplinario de profesionistas trabajando por un mismo objetivo que es la protección, previsión y protección de los niños (Figura 45).



Figura 45. Esquema que muestra la estrategia para abarcar a todos los actores de la comunidad para trabajar unidos en beneficio de la salud ambiental infantil.

Las actividades multidisciplinarias que combinan la investigación nutricional, las características de los medios del ambiente y recursos, con actividades de cuidado de la salud, ofrecen soluciones reales para afrontar los problemas de individuos que se ven directamente afectados por los impactos a su ambiente. De esta manera, se constituyó un equipo de trabajo, que incluía un Licenciado en Nutrición como parte fundamental del equipo para la aplicación de las herramientas de la Nutrición, y con un Licenciado en Enfermería, para realizar una exploración física general a los niños que participaron en los monitoreos.

En el caso de la transmisión de los mensajes a las autoridades y profesionistas del Sector Salud, se involucró un profesional acorde al sector al cual se daría la información, en este caso un médico con especialidad en Toxicología Clínica para dar el mensaje en el lenguaje y canal adecuado al personal del sector de la salud.

En cuanto a las autoridades de gobierno siempre se gestionaron las audiencias para exponer la problemática del sitio, de tal forma que se diera a conocer los avances del Programa, desde la situación ambiental, el riesgo y acciones de protección a la salud. Así mismo, para diseñar el programa de restauración del sitio (abordado en el capítulo siguiente), se integró al equipo de trabajo un arquitecto urbanista para desarrollar un proyecto que se ajustara a las necesidades de la situación ambiental del sitio para dar un uso acorde y por tanto eficiente y funcional para el aprovechamiento de los espacios urbanos en beneficio de la comunidad, una vez llevadas a cabo las acciones de remediación.

De esta forma se trabajó con una metodología realizada por un grupo multidisciplinario cuyo fin fue resolver los problemas ambientales del sitio de estudio, integrando todas las disciplinas posibles para organizar las acciones inmediatas y eficientes para el beneficio de la salud infantil (Figura 46).

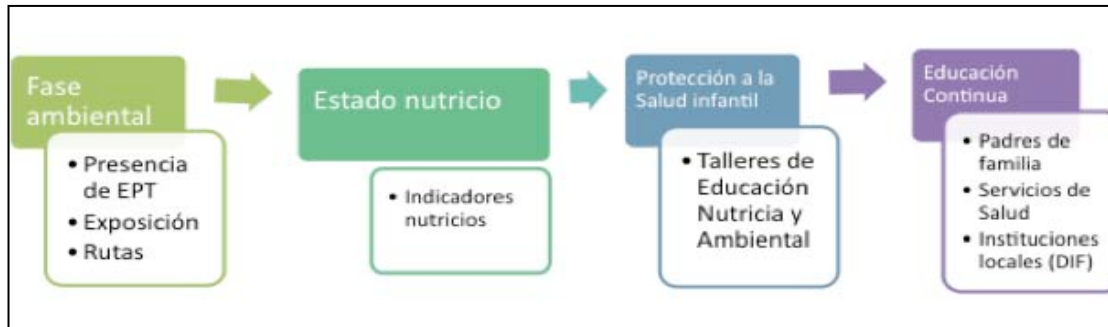


Figura 46. Esquema del mapa conceptual de las acciones y componentes del PIENSA.

V.1.4.3. Evaluación de la aplicación de las estrategias de prevención

Se tomaron indicadores para la evaluación nutricional antropométrica: peso (Kg), talla (cm), edad (meses) y género. Los indicadores nutricios utilizados fueron para los preescolares: Peso para la edad, Peso para la talla y Talla para la edad, los cuales se evaluaron y diagnosticaron con referencia a la Norma Oficial Mexicana NOM-031-SSA2-1999, para la atención de la salud del niño. Para los

escolares, los indicadores nutricios fueron: Peso para la edad, Talla para edad e Índice de Masa Corporal (IMC) para la edad, los cuales se evaluaron y diagnosticaron con base al patrón de crecimiento infantil de la Organización Mundial de la Salud (OMS)/*National Center for Health Statistics* (NCHS), 2007.

Además se midieron indicadores biológicos de exposición a elementos tóxicos (As en orina y Pb en sangre), realizándose con la misma metodología que se describió en el capítulo IV. De esta manera, se llevó a cabo la evaluación del programa para la etapa del cambio de conductas, utilizando estos parámetros como indicadores de éxito al primer año de aplicación del programa, tomando como valor basal a los datos de la primera medición de indicadores de exposición en la población de estudio. Sin embargo, cabe aclarar que si bien no fueron siempre los mismos individuos, si eran de los mismos centros escolares ubicados en el sitio, pues se dependía de la participación completamente voluntaria de los padres de familia y en algunas ocasiones éstos decidían salirse del estudio. Dado que los talleres fueron impartidos de manera general a todos los grupos de las mismas escuelas, asumimos estas mediciones como una evaluación a nivel poblacional con una muestra representativa de individuos. También se midieron indicadores de daño en los individuos de estudio, siendo éstos, la determinación de la frecuencia de CMN (células micronucleadas), que se realizó de la misma forma en que fue descrita en el capítulo anterior.

V.1.5. Resultados

V.1.5.1. *Etapa de Información*

La reunión con los padres de familia de los niños que participaron en el estudio para la evaluación de los indicadores biológicos, se llevó a cabo aprovechando los espacios concedidos por las escuelas para la realización de los monitoreos biológicos, pues los padres de familia refirieron que era el lugar de reunión conveniente para ellos. Los padres de familia participaron externando sus

preguntas e inquietudes acerca de la exposición a elementos tóxicos y los efectos que tienen por vivir en este sitio.

Es importante aclarar que en la comunidad se habían realizado ya estudios e intervención por parte de grupos de investigadores como un primer paso en el camino a la resolución de los problemas, por tanto en este estudio no se emplearon técnicas propias de CR para obtener la percepción del riesgo pues la población se encontraba ya sensibilizada al respecto del problema.

A pesar de esto, durante la primera sesión de trabajo con los padres de familia, se les dio oportunidad de expresar su opinión después de recibir una charla informativa acerca de la importancia de los metales en la vida del ser humano y desarrollo de las comunidades en sitios mineros, así como el porqué de la presencia de los elementos tóxicos en su lugar de residencia (Figura 47).

Los padres de familia externaron sus preocupaciones acerca de la contaminación, siendo ésta principalmente el polvo, puesto que en tiempo de secas llegan a formarse verdaderas nubes de éste, acumulándose en casas, en patios, ventanas y prácticamente por todos lados. En las figuras 48 a 50 se puede observar lo que se presencié durante las visitas al sitio, desde la dispersión de partículas a partir de los residuos mineros hasta la presencia abundante de polvo y partículas en las casas, esto último cuando se acudió a las casas de algunos de los asistentes del taller.

Además en uno de los monitoreos biológicos se realizó una exploración física a los niños participantes y se observaron lesiones tipo dermatitis, piel seca y algunas irritaciones en las vías respiratorias superiores, síntomas que probablemente estén asociados con la exposición a partículas de polvo.



Figura 47. Taller informativo con los padres de familia de uno de los centros escolares de Villa de la Paz.



Figura 48. Dispersión de partículas desde la presa de jales por vientos en dirección Norte – Sur, durante un evento sucedido el 15 de marzo de 2007 en Villa de la Paz, S.L.P.



Figura 49. Partículas y polvo sobre el alfeizar de una ventana en el interior del centro escolar localizado en la Colonia Real de Minas del Municipio de Villa de la Paz, S.L.P.



Figura 50. Partículas y polvo sobre la banqueta de una calle de la Colonia Real de Minas del Municipio de Villa de la Paz, S.L.P.

V.1.5.2. Diagnóstico del Estado Nutricio

En el primer monitoreo biológico se tomaron indicadores nutricios para evaluar el estado nutricio del niño al momento de la toma de muestra. Un año después, se tomaron de nuevo estos indicadores para evaluar si a nivel poblacional los talleres de nutrición ambiental proporcionados a los padres de familia, habían generado buenos resultados.

A los padres de familia se les entregó el diagnóstico del estado nutricio de su hijo o hijos, y se explicó su significado. En el caso de los niños que presentaron un estado nutricio no adecuado (desnutrición, sobrepeso u obesidad), se les ofreció asesoría especializada por la Nutrióloga para tratar al niño de manera particular, lo cual no fue considerado como parte del programa. En la figura 51 se puede observar la comparación en el estado nutricio inicial de la población de estudio con el obtenido un año después.

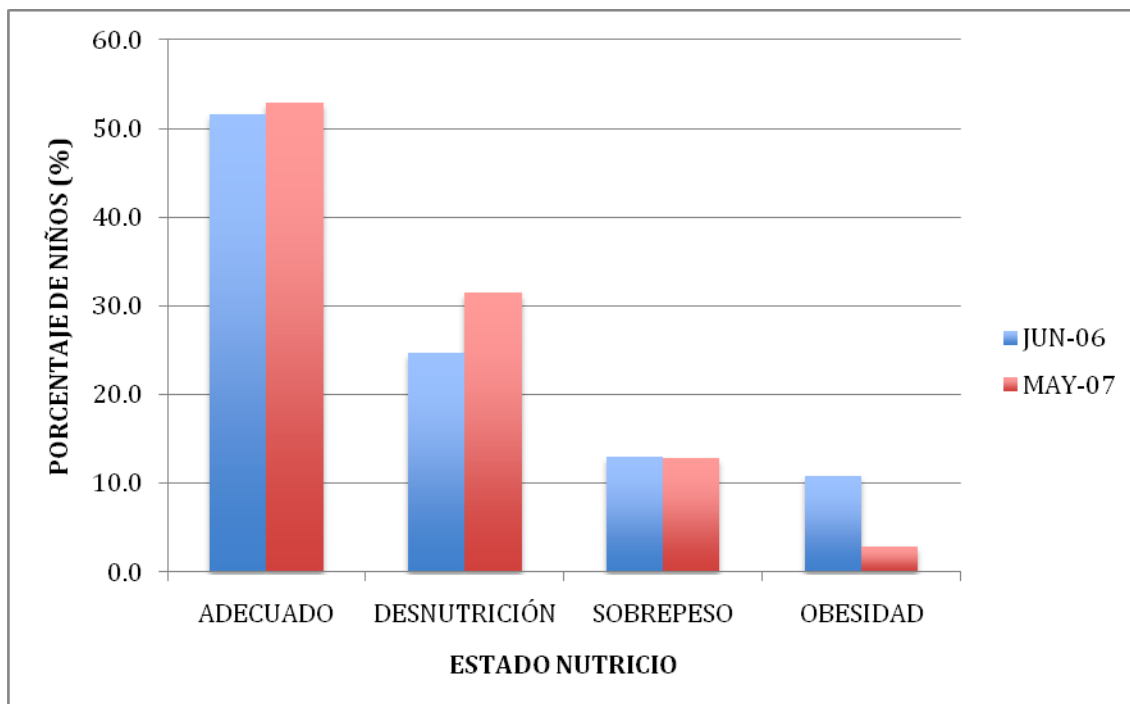


Figura 51. Estado nutricio de los niños que participaron en el estudio. El diagnóstico fue realizado utilizando el peso y talla para la edad.

Lo que más presentaban los niños eran diferentes grados de desnutrición sobretodo de tipo crónica. Hubo una disminución en el porcentaje de obesidad hacia el final de esta etapa del programa, sin embargo no se tuvieron modificaciones en la población que presentó sobrepeso. Se tuvo un ligero incremento en los niños que presentaron un estado nutricional adecuado, representando casi la mitad de la población en estudio, tanto al inicio como en el siguiente monitoreo biológico.

V.1.5.3. Etapa de intervención

V.1.5.3.1. Intervención con Padres de Familia

Las acciones para la aplicación del Programa de intervención (PIENSA) se realizaron, como ya se mencionó, con cada grupo de actores de la comunidad con el único fin de proteger la salud infantil. En primera instancia se consideraron a los padres de familia, luego se dirigieron acciones con las autoridades de salud, pues son a quienes recurren los padres al observar que sus hijos tienen problemas o presentan síntomas con alteraciones en su salud. En una última etapa, se contempló aplicar las acciones de intervención con los maestros para completar un círculo en la protección del bienestar de la comunidad infantil.

En este trabajo, se dejó pendiente la aplicación de medidas de intervención dirigidas a niños, ya que en su momento se carecía de personal de apoyo para el diseño y aplicación de metodologías adecuadas a este grupo poblacional. Sin embargo, al manejar los talleres con los padres de familia, las imágenes manejadas dentro del material didáctico eran compartidas con ellos siendo fácil su retención.

En la figura 52 se pueden observar imágenes de los talleres realizados con los padres de familia en sesiones informativas. Después de cada monitoreo, se convocó a una sesión taller en la cual se manejaron diferentes mensajes dirigidos a los padres de familia para disminuir principalmente la exposición de elementos

tóxicos en los niños. En las figuras 53 y 54 se pueden observar algunos de los mensajes empleados y la forma en que se presentaron.



Figura 52. Taller informativo de Educación y Nutrición Ambiental con el PIENSA para madres de los niños que participaron en los monitoreos biológicos.



Figura 53. Figura que muestra el Plato del bien comer tal como lo presenta la Norma Oficial Mexicana NOM-043-SSA2-2005, *Servicios básicos de salud. Promoción y educación para la salud en materia alimentaria. Criterios para brindar orientación*, que fue adaptado y modificado para las condiciones de obtención de alimentos en el sitio de estudio.



Figura 54. Fotografía tomada de las madres asistentes al taller informativo en Villa de la Paz, que fue usada en el segundo taller informativo con la intención de que se identificaran con la información presentada, que reflejaba básicamente su situación ambiental y como favorecer y proteger su salud bajo estas condiciones.

Para los talleres con los padres de familia se creó material didáctico como apoyo para la transmisión de los mensajes del programa, lo cual se les proporcionó en forma de trípticos para su fácil manejo y entendimiento por parte de los padres de familia. Estos incluían imágenes atractivas para la atención de los niños, para que de esta manera se pudiera compartir la información en familia (Figura 55).

La estrategia fue siempre el manejo de los siguientes mensajes: [i] evita que los elementos tóxicos entren a tu cuerpo; y [ii] como protegerte de los elementos tóxicos que logran entrar a tu cuerpo. De esta forma y con el apoyo del material didáctico se lograron tener resultados favorables en la disminución de la exposición en la población infantil.

Otro mensaje fue cómo evitar que estos elementos tóxicos les hicieran daño a su organismo y fue en esta parte que se utilizó la aplicación de la nutrición ambiental para diseñar un plan alimenticio adecuado y acorde al tipo de alimentos

que se encuentran en la región. Esto con el fin de que los padres de familia consiga los alimentos que proporcionarán a sus hijos para cumplir con la función de contener los nutrientes necesarios que actúen contra el riesgo de presentar los posibles efectos tóxicos. En las figura 56 se puede observar parte de la información que se manejó en el segundo taller informativo con los padres y madres de familia.



Figura 55. Material didáctico creado para reafirmar la información de los talleres del programa PIENSA.



Figura 56. Imágenes de los trípticos entregados en otra de las sesiones de aplicación del PIENSA con los padres de familia.

V.1.5.3.2. Intervención con Autoridades de Salud

Se presentó el programa de intervención a autoridades de salud, convocando a través de los Servicios de Salud del Estado, al personal de la Jurisdicción Sanitaria a la cual pertenece el municipio de Villa de la Paz, asistiendo

médicos, enfermeras y personal de salud pública de esta Jurisdicción, encargados de la protección de la salud infantil. Para esta sesión informativa se diseñó un esquema en el que se incluyó la situación ambiental del sitio así como otra parte en la cual se describieron todos los síntomas y patologías relacionadas con la exposición crónica a los elementos tóxicos presentes en el sitio y bajo las rutas de exposición principales que se tienen. Para la realización de este segundo taller informativo se gestionó la presencia y participación de personal médico especializado en Toxicología Clínica.

En la sesión informativa con las autoridades de salud se obtuvo una asistencia y respuesta favorable. La principal inquietud de estos profesionistas fue justamente la forma de manejar a los pacientes en la consulta externa que acuden con los resultados de los indicadores biológicos de exposición. En este tema, se contó con el respaldo del experto en Toxicología Clínica que ahondó en la sintomatología recientemente conocida y reportada para seres humanos expuestos a elementos tóxicos de manera no ocupacional. Se generó material didáctico en el cual se mostró el concepto de la Nutrición Ambiental, sobre el cual se basa el Programa de intervención aplicado para proteger la salud de la población en estudio, así como los resultados de los primeros indicadores biológicos de éxito para mostrar que estas acciones podrían funcionar para lograr mejorar la salud y el bienestar infantil en el sitio. En la Figura 57 se presentan imágenes del taller con los profesionistas del sector salud, mientras que en la Figura 58 del material didáctico proporcionado.



Figura 57. Imágenes del taller realizado con el sector salud, al cual acudió personal de la Jurisdicción Sanitaria a la cual pertenece el municipio de Villa de la Paz.

PIENSA
Programa integral de educación nutricia para la salud ambiental

“hemos llegado a la cima pero nuestra meta es tocar las estrellas”

PIENSA (Programa Integral de Educación Nutricia para la Salud Ambiental) surge en mayo del 2007, como una propuesta de no sólo ser un proceso informativo sino un proceso educativo, donde a los grupos de acción se suma el personal del Sector Salud y el personal docente, buscando proteger a la población expuesta de manera no ocupacional a elementos potencialmente tóxicos (EPT) presentes en zonas con actividad minera.

Hemos obtenido buenos resultados sobretodo con el enorme interés así como la entusiasta participación de la comunidad, pero perseguimos la excelencia en favor de la salud ambiental.

Disminución de Indicadores de la Exposición a EPT resultado de la Fase Informativa del PIENSA

INDICADORES EXPOSICIÓN PLOMO	Junio 2006	Mayo 2007
% niños con [Pb] en sangre > 10 µg/dL	35	2
Máximo de [Pb] en sangre (µg/dL)	21	11
INDICADORES EXPOSICIÓN ARSÉNICO		
% niños con [As] orina > 50 µg/g creatinina	22	12
Máximo de [As] orina (µg/g creatinina)	283	115

Evaluación en población infantil del área urbana de Villa de la Paz, S.L.P. (México) (N = 50 a 70, se consideró solo a la población infantil que participó en ambos monitoreos).

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ
CEASSA

CENTRO DE ESTUDIOS, ASESORÍA Y SERVICIOS EN SISTEMAS AMBIENTALES
Unidad de Posgrado de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí
Av. Sierra Leona No. 550 Col. Loma 3ª sección CP 38210 San Luis Potosí, SLP, México
Tel: (52-444) 825 70 15 mail: ceassa@ip.usstp.mx web: www.ceassa.com

Figura 58. Material didáctico creado para el taller con el sector salud, en la Jurisdicción Sanitaria de Matehuala, SLP, a la cual pertenece el municipio Villa de la Paz.

V.1.5.3.3. Intervención con Autoridades de Gobierno

También se tuvieron reuniones donde se presentó la situación ambiental y de salud infantil por la exposición a los elementos tóxicos con autoridades federales, estatales y municipales. Se gestionó y logró la participación en mayo 2008 de las autoridades ambientales y de salud del Gobierno del Estado de San Luis Potosí (Secretaría de Ecología y Gestión Ambiental SEGAM y Servicios de Salud del Gobierno del Estado de San Luis Potosí) y del gobierno federal (Dirección General de Gestión Integral de Materiales y Actividades Riesgosas DGGIMAR de la SEMARNAT) (Figura 59).



Figura 59. Reuniones de Trabajo en el Sitio con autoridades municipales (H. Presidente Municipal de Villa de la Paz, Profr. Héctor Raul Moncada Chávez), estatales (SEGAM) y federales (Subdelegado federal de SEMARNAT en San Luis Potosí); así como con autoridades federales (DGGIMAR-SEMARNAT y Delegación SLP SEMARNAT) y estatales (SEGAM y Servicios de Salud del Gbno. del Estado de San Luis Potosí) en el municipio de Villa de la Paz.

Previa presentación a través de un informe por escrito a estas autoridades se les enteró de la situación ambiental en el municipio de Villa de la Paz (Gamiño y Monroy, 2008), con lo cual se creó el antecedente para que en Diciembre de 2008 la DGGIMAR-SEMARNAT declarara a los terreros mineros de Villa de la Paz como pasivo ambiental prioritario para atender por el Programa de Remediación y Revitalización de Sitios Contaminados del Programa Nacional de Remediación de Sitios Contaminados (SEMARNAT, 2008; DGGIMAR-SEMARNAT, 2010), mientras

que el Gobierno del Estado de San Luis Potosí reportó al final del mismo 2008 el diagnóstico sobre el estado de la contaminación del municipio de Villa de la Paz, como un Avance del Plan Estatal de Desarrollo para el sector Medio Ambiente (Gobierno del Estado de San Luis Potosí, 2008).

Las acciones de comunicación del riesgo emprendidas con las autoridades ambientales estatales y federales, permitieron establecer condiciones para limitar las actividades en los sitios de ubicación de las fuentes de contaminación hasta no controlar y remediar tanto residuos como el suelo superficial circundante.

A partir de estas gestiones y reuniones con autoridades municipales, estatales y federales, así como a partir de los informes técnicos entregados a SEGAM y DGGIMAR-SEMARNAT (basados en los capítulos III y IV de este trabajo de tesis; Gamiño y Monroy, 2008), se sustentó el Convenio de Colaboración firmado entre el Municipio de Villa de la Paz, Gobierno del Estado de San Luis Potosí y SEMARNAT para la remediación de las fuentes de la contaminación (terceros históricos, considerados como pasivos ambientales).

En el inciso V.2 (en este mismo capítulo), se presentan las estrategias de remediación de las fuentes de contaminación que constituyeron la base técnica para elaborar y presentar el programa de remediación que se presentó a SEMARNAT.

A partir de la presentación de esta información en Mayo de 2008, se organizaron y realizaron visitas posteriores al sitio con las autoridades ambientales estatales y con el personal de la Jurisdicción Sanitaria de Matehuala (a la cual pertenece la cabecera municipal de Villa de la Paz) de los Servicios de Salud del Gobierno del Estado.

Posteriormente, en marzo de 2009 se presentó a la Titular de la Secretaría de Desarrollo Social y Regional del Gobierno del Estado de San Luis Potosí (SEDESORE) la situación ambiental del sitio de estudio, con el fin de obtener apoyo para las acciones de remediación orientadas a disminuir la exposición en la población infantil que presentó mayor riesgo (tabla 9) (Gamiño y Monroy, 2009).

V.1.5.4. Etapa para la Educación continua

Con la visión de enseñar a la población a cuidarse ellos mismos y no hacerlos dependientes de la presencia continua de los grupos de investigación, se buscó una estrategia para dejar este programa como parte de la comunidad y así surgió la idea de que se continúe con educación a través del DIF (Desarrollo Integral de la Familia), que es la Dependencia pública encargada de instrumentar, aplicar y dar dimensión localmente a las políticas públicas en el ámbito de la asistencia social y uno de sus objetivos es prevenir los riesgos con la participación corresponsable del individuo, la familia y la comunidad, bajo el principio del desarrollo humano sustentable. Esto se ajustó a los fines de la implementación de este programa de intervención, ya que aplicado a la salud y el bienestar de la población, el DIF puede ser un buen ejecutor y director en las actividades que comprende el programa. De esta manera se promovió, para mejorar las condiciones de salud y bienestar de esta comunidad conjuntando a Servicios de Salud con organismos encargados de velar por los grupos en condiciones vulnerables, que para este caso son los niños.

Con el personal del DIF local, se tuvieron dos sesiones informativas en las cuales se les dio a conocer el Programa de intervención (Figura 60). Nuevamente la respuesta fue favorable, mostrando un gran interés hacia la parte de Nutrición Ambiental. Se confirmó esto al observar su aplicación posterior en el Centro de Desarrollo Infantil con que cuenta el municipio y que se encuentra bajo la adscripción del DIF local, llegando a la propuesta de proteger a corto plazo a los niños que aún no llegan a la edad escolar (Figura 61).

V.1.5.5. Evaluación del programa

Para evaluar el programa se utilizaron indicadores biológicos de exposición (arsénico en orina y plomo en sangre) medidos en la población infantil. Se realizaron mediciones a los seis meses aproximadamente, posterior al primer monitoreo realizado en junio de 2006, y otra medición más aproximadamente seis meses después.



Figura 60. Primera etapa del taller informativo con el personal del DIF municipal de Villa de la Paz.



Figura 61. Aplicación de los mensajes transmitidos al personal del DIF local de Villa de la Paz, en el Centro de Desarrollo Infantil.

En la tabla 11 se presentan el número de niños que participaron en los monitoreos biológicos de evaluación y seguimiento, los cuales fueron realizados en las mismas escuelas donde se realizaron los talleres con los padres de familia. Esto permitió tomar estos indicadores como medida del impacto y eficiencia del programa. Se realizó un cuestionario donde se abordaron conceptos clave relacionados con los temas vistos en la etapa de información, aplicado a los padres de familia que participaron en los talleres. Enseguida, se contestó este cuestionario junto con los padres de familia, para resolver sus dudas y reafirmar así el impacto de la información otorgada.

Tabla 11. Número de niños que participó en los seguimientos biológicos para la exposición a elementos tóxicos en el municipio de Villa de la Paz.

Fecha de Toma de Muestra	Número de Niños
Diciembre 2006	35
Mayo 2007	83

En las tablas 12 a 14, se reportan los valores estadísticos básicos representativos de los seguimientos biológicos de la población infantil de la zona urbana de Villa de la Paz, esto es, biomarcadores de exposición para arsénico (tabla 12), plomo (tabla 13) y de efecto (tabla 14).

Tabla 12. Resultados (estadísticas básicas) de los monitoreos biológicos de seguimiento y evaluación para arsénico (As) en orina ($\mu\text{g/g}$ creatinina) de población infantil de Villa de la Paz.

DATO	Monitoreo 2 Diciembre 2006	Monitoreo 3 Mayo 2007
N	35	83
Promedio	41.8	27.7
Mediana	28.7	22
D.E.	27.0	18.4
Mínimo	9.8	6.6
Máximo	116.5	115.3
% < 50 $\mu\text{g/g}$ creatinina	71.4	90.4
% > 50 $\mu\text{g/g}$ creatinina	28.6	9.6

En la toma de muestras realizadas en el mes de diciembre fueron muy pocos niños ya que ese día hubo inconvenientes climatológicos, como mucho frío y lluvia, por lo que muy pocos niños asistieron a las escuelas y por tanto no fue posible recolectar las muestras.

En estos monitoreos se obtuvieron valores máximos por arriba del valor recomendado para As en humanos, que es de 50 $\mu\text{g/g}$ creatinina, aunque los valores promedio y mediana estuvieron por debajo de este nivel, cabe resaltar que los valores máximos, 116.5 $\mu\text{g/g}$ creatinina para el monitoreo 2 y de 115.3 $\mu\text{g/g}$ creatinina para el monitoreo 3, alcanzaron el doble del valor recomendado como seguro para la salud humana. Esos valores, al igual que las medianas del grupo de datos, permanecieron casi iguales; se puede notar que la cantidad de niños con valores por arriba de los 50 $\mu\text{g/g}$ creatinina, disminuyó de 28.6% en el monitoreo 2 a 9.6% en el monitoreo 3, esto es, que en este monitoreo hubo menos niños con valores por arriba de los niveles recomendados (Figura 62).



Figura 62. Disminución de los valores máximo, mínimo y mediana para la concentración de As en orina entre los monitoreos 2 y 3 con respecto al primer monitoreo.

En el caso de las concentraciones de Pb en sangre venosa periférica también se resaltan los valores máximos (Tabla 13), pues a pesar de que el valor de la mediana se encuentra por debajo del nivel al cual no se recomiendan acciones para evitar la exposición según la NOM-199, los valores máximos si sobrepasan este nivel (10 µg/dL) y en el monitoreo 2 realizado en diciembre de 2006 más del 25% de los niños tenían valores por arriba de este nivel. Sin embargo, al siguiente monitoreo y a casi un año de haber comenzado las acciones de intervención con los padres de familia, se puede observar que ambos valores disminuyeron tanto en el valor de la mediana (3.8 µg/dL) como en el valor máximo (11.5 µg/dL) de la concentración de plomo en sangre.

En el monitoreo 3 hubo una disminución aún mayor de niños con valores por arriba de 10 µg/dL, teniendo solo un 1.5 % de los niños estudiados, esto es solo un niño de todos los que participaron en el estudio tuvo valores por arriba de este nivel. En la figura 63 se presenta la comparación de la disminución de los indicadores de exposición de Pb comparados con los valores obtenidos en monitoreo 1 (Junio-2006).

Tabla 13. Resultados (estadísticas básicas) de los monitoreos biológicos para plomo (Pb) en sangre de población infantil de Villa de la Paz.

Dato	Monitoreo 2 Diciembre 2006	Monitoreo 3 Mayo 2007
N	42	68
Promedio (µg/dL)	8.0	4.1
Mediana (µg/dL)	7.4	3.8
D.E. (µg/dL)	3.6	2.2
Mínimo (µg/dL)	3.0	1.0
Máximo(µg/dL)	19.4	11.5
n > 10 µg/dL	11	1
% > 10 µg/dL	26.2	1.5

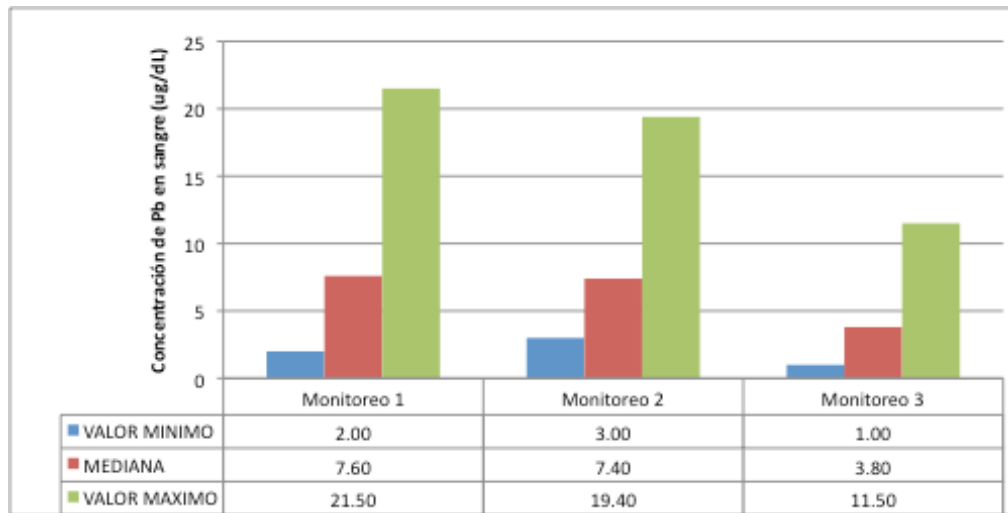


Figura 63. Comparación de los valores mínimo, mediana y máximo entre los diferentes monitoreos, para la concentración de Pb en sangre de los niños que participaron en el estudio.

Para tener otro indicador más que permitiera medir la funcionalidad del programa, se tomaron muestras de células de epitelio bucal para comparar si existía también algún cambio en este parámetro, además de que esta muestra al ser totalmente no invasiva facilitó su obtención para el análisis de la frecuencia de las CMN. En la tabla 14 se presentan las estadísticas básicas de estos valores para CMN obtenidos en el monitoreo 2 (Diciembre 2006) y el monitoreo 3 (Mayo 2007).

Tabla 14. Resultados de la frecuencia de CMN en el epitelio de la mucosa oral de niños expuestos a arsénico y plomo en Villa de la Paz.

Dato	Monitoreo 2	Monitoreo 3
N	32	89
Promedio	1.6	0.3
Mediana	1.5	0.2
D.E.	0.7	0.2
Mínimo	0.6	0
Máximo	3.4	1.5
% < BASAL	19	97
% > BASAL	81	3

El valor basal para la presencia de CMN en células epiteliales es de 0.3 a 1.7 para individuos no expuestos a agentes genotóxico (Bonassi et al., 2011).

En este parámetro también pudimos observar una disminución en los valores comparados con los obtenidos en el primer monitoreo; ésta disminución se observa aun mayor en el tercer monitoreo, donde el valor máximo obtenido (15 CMN) si bien se encuentra por arriba de los niveles basales, solo el 3% de la población en estudio presentó valores por arriba de estos niveles. En la figura 64 se comparan los valores de los tres monitoreos para la frecuencia de CMN.

Los resultados de los indicadores de exposición fueron entregados a los padres de familia en sesiones en las cuales se aprovechó para tener sesiones de taller del programa PIENSA. En estos talleres, los padres de familia externaron sus dudas e inquietudes acerca de los contaminantes, así como del resultado de sus hijos y de las medidas que ellos podían realizar para protegerlos de los efectos adversos por la exposición crónica. Estas sesiones fueron realizadas en forma de mesas redondas, aun con las limitaciones de la infraestructura disponible en las instalaciones de los centros escolares de Villa de la Paz (Figura 65).

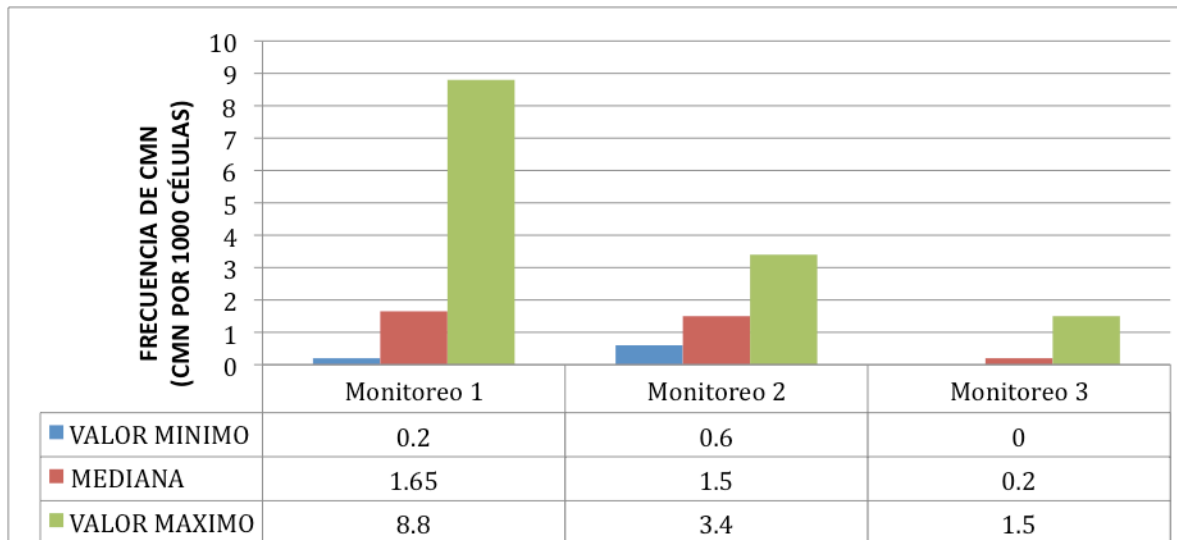


Figura 64. Disminución de la frecuencia de CMN en los tres monitoreos para el seguimiento y evaluación de la eficiencia del programa de intervención.



Figura 65. Sesión taller con padres de familia para entregar, evaluar y discutir resultados del seguimiento del PIENSA en uno de los centros escolares de Villa de la Paz.

V.2. Estrategias de remediación de las fuentes de contaminación

Si bien es muy importante la intervención inmediata con la comunidad para fomentar la cultura del cuidado, previsión y prevención, no debe dejarse de lado de ninguna manera el control de las fuentes de los contaminantes, con el principal objetivo de la disminución o de manera ideal, la eliminación de la exposición. Como se ha mencionado, la actividad minera es una de las principales actividades económicas en algunas regiones del estado de San Luis Potosí, pero a pesar de los beneficios que proporciona, históricamente ha dejado un saldo negativo en materia ambiental y riesgo para la salud humana en la forma de pasivos ambientales.

Por lo general los depósitos de residuos y sitios mineros abandonados, ocupan grandes áreas de terreno y a veces se encuentran inmersos dentro de zonas urbanas o suburbanas. Pues el crecimiento poblacional alrededor de las zonas de

explotación ha sido inminente a través de los años de vida de las minas, con esto lugares donde en inicio no se encontraban seres humanos han venido con el paso del tiempo a entrar en contacto con estos residuos convirtiéndolos en un riesgo potencial para la afectación a su salud, siendo este el caso del área urbana y suburbana de Villa de la Paz (Figura 66).



Figura 66. Fotografía donde puede observarse como los residuos mineros han quedado rodeados por el crecimiento urbano, nótese la coloración característica de los residuos alterados en varios puntos de la mancha urbana de Vila de la Paz.

En el capítulo III, se describió el origen principal de los contaminantes presentes en los suelos de la zona urbana del municipio de Villa de la Paz, que son los terreros o tepetateras, generadas por actividad minera histórica (aproximadamente desde hace 100 a 200 años), clasificando a estos sitios como prioritarios para la remediación por su concentración total y bioaccesible de los contaminantes críticos determinados (plomo y arsénico), así como por el riesgo que representan para la Salud de la población ahí expuesta a los contaminantes (SEMARNAT, 2008; DGGIMAR-SEMARNAT, 2010).

A continuación se presenta, primero, una recopilación de la información que permitió proponer el programa de remediación de las fuentes de la contaminación consideradas como pasivos ambientales, para enseguida, describir propiamente la estrategia sobre la cual se basó el Programa de Remediación.

V.2.1. Sustento del Programa de Remediación

V.2.1.1. Actividades que dieron origen a la contaminación

La actividad humana que provocó la presencia de los pasivos ambientales y el origen de la contaminación de suelos sucedió, sin saberse con exactitud, varias decenas de años atrás. En aquél entonces, si bien no se tenía conciencia de la protección de los medios del ambiente, tampoco existía una población humana desarrollada en las inmediaciones donde se realizaban las actividades de extracción de minerales. El municipio de Villa de la Paz, tiene apenas 90 años de haber sido oficialmente declarado, cuando llegó a reunir los casi 5,000 habitantes en el año de 1921. Los residuos de mina fueron depositados en lo que ahora es el área urbana y suburbana de Villa de la Paz, de manera inadecuada y no controlada (Figuras 66 y 67).

Con el paso del tiempo, por su exposición a los factores climáticos prevaletentes, estos materiales fueron dispersados y alterados, favoreciendo el incremento de su biodisponibilidad y por consecuencia, un mayor peligro para la salud humana. El incremento del asentamiento humano en la zona urbana de Villa de la Paz, se asoció con la explotación de áreas mineralizadas con valores de plomo (Pb), zinc (Zn) y plata (Ag), que tenían asociados elementos como el arsénico (As).

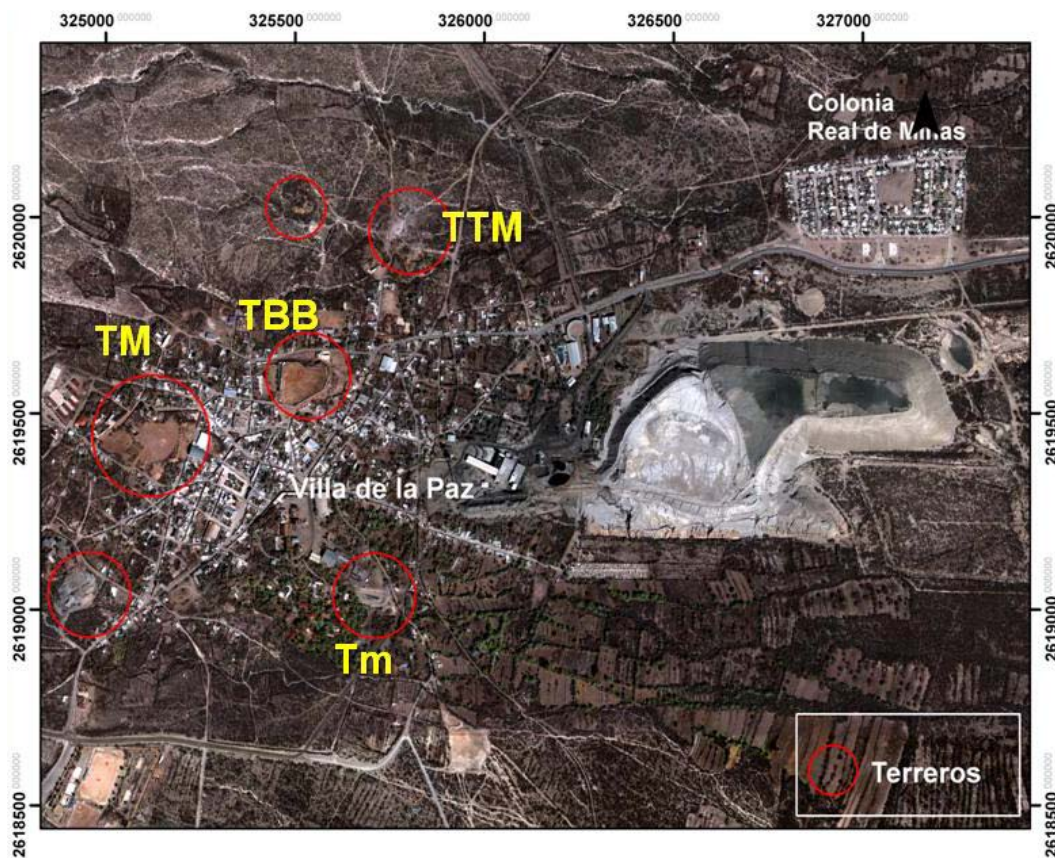


Figura 67. Imagen Satelital del área urbana y suburbana del Municipio de Villa de la Paz, donde se señala en círculos a los cúmulos de residuos mineros históricos distribuidos en esta zona. Las letras en amarillo son nombres que se les dieron a los terreros de mayor tamaño para identificarlos, TM: terrero “Mirador”, TBB: terrero Beisbol, TTM: terrero del tiradero de basura municipal, Tm: terrero propiedad de la mina.

La presencia del plomo y del arsénico en los minerales extraídos durante las primeras actividades mineras históricas, hizo que en los residuos mineros, las concentraciones totales de estos elementos sean tan altas como 33000 y 22000 mg/Kg respectivamente (Tabla 3). Aunque la bioaccesibilidad (indicador de la biodisponibilidad asociada a la vía de exposición oral) del plomo y del arsénico fue encontrada variable, en función de la especie portadora y de la localización del suelo en el sitio (Razo, 2006), las concentraciones bioaccesibles fueron también significativas (hasta 7300 y 1400 mg/Kg, respectivamente; Tabla 3).

V.2.1.2. Fuentes principales de los contaminantes críticos para el sitio

También se presentó ya en el capítulo III, la distribución de las concentraciones total y bioaccesible para plomo y arsénico en el suelo superficial del área urbana y suburbana de Villa de la Paz, en los cuales se aprecia que la mayor concentración total de ambos contaminantes críticos en suelo superficial, se asocia a la ubicación de los terreros abandonados, a partir de los cuales se distribuyen halos de isoconcentración asociados a la dispersión hídrica acorde a la topografía del terreno (figuras 17 a 20). Como ya se mencionó, en el sitio no se encuentran cuerpos de agua perennes y las corrientes son de tipo intermitentes, que ocurren con la presencia de las lluvias torrenciales, típicas del clima semiárido, estas lluvias favorecen la dispersión de las partículas desde los terreros abandonados. Aunque en menor medida, la dispersión de los contaminantes es también a través de un mecanismo eólico, afectando el suelo de la zona urbana.

En el caso de plomo, esto provoca que la mayor parte del área urbana de Villa de la Paz, esté caracterizada por suelos superficiales con rangos de concentración total hasta de 18397 mg/Kg, valor muy superior a la concentración de 400 mg/Kg Pb que es la concentración total de referencia a partir de la cual se recomienda la limpieza de suelos contaminados por plomo establecido por la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 para suelo de uso agrícola o residencial, así como a la concentración de fondo determinada para el sitio en 109 mg/Kg (Tabla 2).

En el caso del arsénico, también se identificó a las tepetateras como principal fuente de exposición de este contaminante en el sitio, así como fuente para la contaminación del suelo superficial del área urbana de Villa de la Paz (Figura 18). De esta manera, la concentración total de arsénico en el suelo superficial de esta área urbana, se presenta prácticamente toda dentro del rango de 134 a 12687 mg/Kg, valores significativamente superiores tanto a la concentración total de referencia a partir de la cual se recomienda la limpieza de suelos contaminados por arsénico (22 mg/Kg) establecido por la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 para suelo

de uso agrícola o residencial, mientras que el valor mínimo corresponde en este caso a la concentración de fondo determinada para el sitio (cercana a 130 mg/Kg As; Tabla 2).

Puesto que se tienen porcentajes de bioaccesibilidad variables para plomo y arsénico en el suelo superficial contaminado en distintas áreas urbanas y rurales del municipio de Villa de la Paz, esto implica diferencias en el riesgo para la salud de la población expuesta, tal como se describe en el capítulo IV.

La distribución de la concentración bioaccesible de plomo y arsénico en el suelo superficial del área urbana de Villa de la Paz, confirmó que las tepetateras son las principales fuentes de impacto de ambos contaminantes críticos para el suelo superficial del área urbana de Villa de la Paz (figuras 19 y 20). Aún cuando las concentraciones bioaccesibles de plomo y arsénico son inferiores a las concentraciones totales reportadas para ambos elementos, la concentración bioaccesible de plomo en suelo superficial varía entre 36 y 9050 mg/Kg, mientras que la concentración bioaccesible de arsénico varía entre 18 y 690 mg/Kg (Tabla 2); es decir, en ambos casos, la concentración bioaccesible es superior a las concentraciones totales de referencia a partir de la cual se recomienda la limpieza de suelos contaminados por plomo y arsénico establecido por la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 para suelo de uso agrícola o residencial (400 y 22 mg/Kg, respectivamente).

V.2.2. Objetivo de la Propuesta de Remediación

Con base a lo descrito, la importancia de proponer e implementar un Programa de Remediación y aprovechamiento, en su caso, de pasivos ambientales (Revitalización en el término empleado por DGGIMAR-SEMARNAT, 2010), de tal manera que se pueda promover el desarrollo social, de la salud y urbano de la población del municipio de Villa de la Paz, en particular por la exposición no ocupacional a elementos tóxicos presentes en los terreros identificados como

pasivos ambientales, que se encuentran inmersos en la zona urbana de Villa de la Paz.

Se propone una solución integral al problema de pasivos ambientales de origen minero para controlar fuentes de contaminación por elementos tóxicos y además se reutilicen los espacios una vez remediados para actividades recreativas, educativas y/o culturales, de tal manera que se mejoren las condiciones sociales y de bienestar de la comunidad en este caso, del Municipio de Villa de la Paz, S.L.P.

Este objetivo general, en su principio, está basado en el cumplimiento de objetivos específicos que ya se describieron en capítulos anteriores:

- a. la aplicación del programa de evaluación geoquímica (ya descrito en el capítulo III)
- b. el diseño y ejecución de un programa de vigilancia en salud ambiental para investigar, atender y prevenir los efectos adversos en salud, descrito en los capítulos IV y V)

De esta forma, se proponen dos nuevos objetivos específicos:

- c. Establecer una metodología para el diseño de una cubierta protectora que limite la dispersión y exposición de los contaminantes; y
- d. Proponer el diseño de un parque urbano sobre el pasivo ambiental restaurado, como componente de una estrategia de aprovechamiento del sitio con un desarrollo social, que incluya la difusión de la educación para promover la salud ambiental.

V.2.3. Conceptualización de la Propuesta de Remediación

Para cumplir con estos objetivos se crearon dos subprogramas:

- El *Subprograma de Diseño e Ingeniería de la cubierta del pasivo ambiental*. Debido a la gran cantidad de residuos que están expuestos para la población en riesgo, la estrategia de remediación es la cubierta del material contaminado,

usando cubiertas que eviten además su dispersión, liberación y remoción del sitio donde se encuentran ubicados. Este Subprograma permitió establecer una metodología sistemática que basada en la evaluación de las características geoquímicas, topográficas y geotécnicas de los depósitos de residuos, pueda proponer las características de diseño e ingeniería de la cubierta como estrategia de remediación del sitio.

- El *Subprograma de Diseño de un Parque Urbano para el Aprovechamiento (Revitalización) del Sitio*. El objetivo de este subprograma además de convertir a los residuos en lugares seguros para el contacto con la población (propósito del subprograma arriba descrito), es crear lugares adecuados para el sano esparcimiento y recreación no sólo infantil, sino de las familias que habitan en este municipio y zonas aledañas.

La justificación de estos subprogramas se basó en la atención de pasivos ambientales, con un enfoque ambiental y social, de una manera similar a lo ya señalado en el *Programa de Revitalización de Sitios Contaminados como contribución al desarrollo sustentable de las ciudades mexicanas* de la SEMARNAT (DGGIMAR-SEMARNAT, 2010). En sitios mineros, que han sido impactados por actividades humanas desde hace algunos cientos de años, se tienen carencias de bienestar social asociadas a la falta de desarrollo socioeconómico y de equipamiento del municipio, tales como la falta de espacios recreativos para la población infantil y juvenil.

Por ejemplo, para este caso de estudio de Villa de la Paz, el INEGI reporta que al 2008 no existe un solo parque con juegos infantiles en la cabecera municipal de Villa de la Paz, y en el sitio habitan al menos 1000 niños menores de 14 años (INEGI, 2009). Esto propicia que la población y en particular los niños, utilicen estos pasivos ambientales peligrosos como áreas de recreo (Figuras 12 y 13), incrementando su exposición a elementos tóxicos, de ahí que no solo sea necesario restaurar el pasivo ambiental sino también mantener condiciones sustentables para la recreación y el bienestar de toda la comunidad.

V.2.4. Resultados

V.2.4.1. Criterios para establecer prioridades en la Propuesta de Remediación

Como ya se describió, se priorizaron los sitios a remediar, dado que todo el municipio se encuentra impactado en el suelo superficial. Así se identificaron las zonas de mayor riesgo y prioritarios para dar atención inmediata, tomando como base los siguientes criterios:

- Las concentraciones, total y bioaccesible, de los elementos tóxicos que fueron clasificados como contaminantes críticos (Tabla 3, inciso III.2.2), estas son varios cientos de órdenes mayores a las concentraciones de referencia para suelos de uso residencial según lo indica la NOM-147.
- La cantidad de población afectada por estas concentraciones tan altas, como se mencionó anteriormente en la zona urbana del municipio viven aproximadamente 3,500 habitantes (INEGI, 2005).
- La ubicación de estos residuos en la zona urbana, puesto que se encuentran totalmente inmersos y rodeados en toda la periferia por casas habitación (Figuras 66 y 67), así como representar sitios usados como vías de tránsito peatonal (Figuras 11 y 68) o bien como sitios de recreación por la población, principalmente infantil (Figuras 12, 13 y 68).
- El tipo de receptores que tienen un mayor contacto con estos residuos, en particular, por lo cual a todos estos sitios acuden principalmente niños:
 - En el caso del terrero del “Campo de Beisbol”, se encuentra una estancia infantil municipal (CAIC, Centro de Atención Infantil Comunitaria), una Unidad de Rehabilitación (UBR, Unidad Básica de Rehabilitación), las instalaciones del DIF municipal, así como un espacio recreativo que comprende cancha de basquetbol y zona de descanso con jardineras y

plazoleta (Figura 69), además de una escuela primaria justo enfrente de uno de los taludes del terrero.

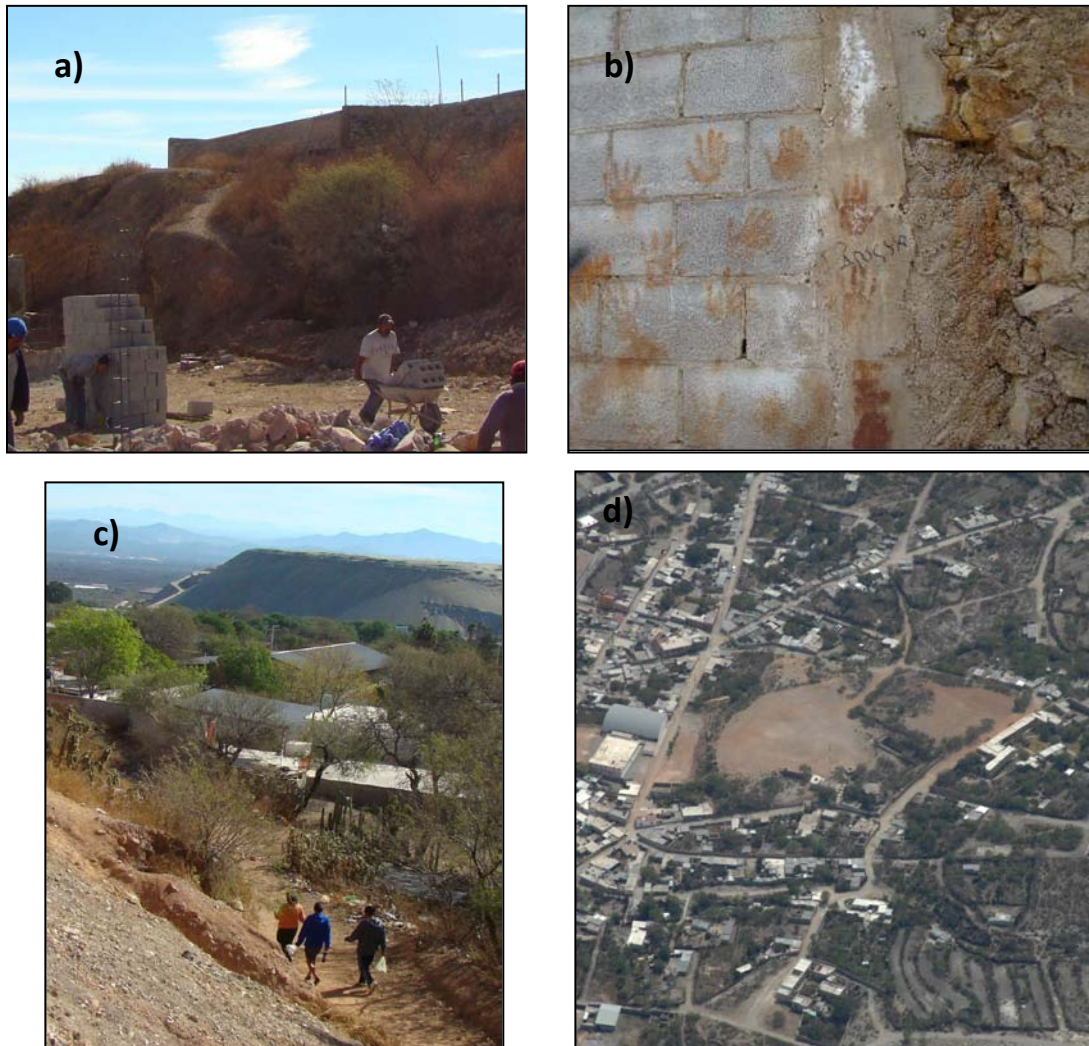


Figura 68. Imágenes que muestran algunos de los criterios que se tomaron en cuenta para la priorización de los terreros a remediar. a) Construcciones a unos pocos metros del talud del terrero de Beisbol; b) Evidencia de actividades recreativas realizadas por niños; c) Zonas de paso peatonal por los taludes de los terreros; d) Grandes volúmenes de residuos que hacen no factible su remoción del sitio.

- En el caso del terrero del “Mirador”, el volumen de residuos es mayor pero el contacto con la población es un poco más limitado, pues en la parte superior es usado como un estacionamiento y la siguiente terraza es

utilizado por niños como cancha de fútbol (Figura 12), y es, en los taludes de ambas terrazas, que es usado como sitios de recreación o zonas de descanso para días de campo (Figura 13).

- El volumen de residuos es tan grande como para ser no factible su remoción del sitio (Figura 67).
- Costo económico de las acciones para la remediación.



Figura 69. Instalaciones de la CAIC (Centro de Atención Infantil Comunitaria), del DIF municipal y de la UBR (Unidad Básica de Rehabilitación) adjunto al talud norte del Terrero “Campo de Beisbol” en Villa de la Paz.

V.2.4.2. Propuesta general de remediación

Una vez demostrado que existe un riesgo para la salud humana como consecuencia de las altas concentraciones totales y bioaccesibles de arsénico y plomo contenidos en los terreros históricos que constituyen a los pasivos ambientales aquí reportados, se evaluaron las opciones de remediación para el sitio, en particular para los pasivos ambientales mencionados, de una manera que se identificara la opción de remediación más viable, tanto técnica como económica.

De las opciones tecnológicas disponibles para la remediación de los pasivos ambientales identificados en el área urbana de Villa de la Paz, pueden estas agruparse en las siguientes dos opciones:

- Confinamiento fuera del sitio por empresa autorizada
- Confinamiento en el sitio

Con relación a su *confinamiento fuera del sitio por alguna empresa autorizada*, a su favor pueden enumerarse los siguientes factores: [i] altas concentraciones totales y bioaccesibles de arsénico y plomo, lo que los clasifica como materiales residuales peligrosos; [ii] relativa cercanía con dos posibles sitios de confinamiento de residuos peligrosos: los confinamientos de residuos peligrosos autorizados en los estados de Coahuila y Nuevo León. En contra de la opción del transporte y confinamiento de estos materiales residuales en un confinamiento fuera del sitio, se tienen dos factores determinantes: [i] las altas concentraciones bioaccesibles y móviles de los materiales residuales a ser manejados y transportados, lo cual a pesar de ser una característica que parece favorecer su confinamiento fuera del sitio, también debe considerarse que su peligrosidad representa un consecuente riesgo ocupacional para el personal que se encargara de su manejo y transporte, así como para la población que quedara expuesta durante los trabajos de manejo de todo el volumen de material; [ii] los grandes volúmenes de material contenido en los pasivos ambientales, los cuales tendrían que ser manejados, transportados y confinados, representando un volumen aproximado de 225,000 m³, implicando un elevado costo para su manejo, transporte y confinamiento fuera del sitio, en cualquiera de los confinamientos de residuos peligrosos autorizados, incluso en el más cercano. Sin duda, los costos involucrados por el concepto de manejo, transporte y confinamiento, son superiores a los costos asociados a cualquier otra opción de remediación.

Por ello, para la remediación de los pasivos ambientales de Villa de la Paz, se propuso el confinamiento o disposición final (definitiva) de los residuos en el mismo sitio donde fueron generados. Esta remediación tiene el propósito de eliminar la exposición, dispersión y movilidad de los contaminantes sin requerir un tratamiento o manejo de todo el volumen de residuos. De hecho, corresponde a la opción preferentemente empleada para el cierre de depósitos de residuos mineros.

Puesto que los depósitos de residuos mineros ya existen (y de hecho están abandonados), sin posibilidad real de modificar su apilamiento en un nuevo depósito de residuos que tome en consideración nuevas previsiones de minimización de impactos, lo más recomendable es eliminar la exposición, dispersión y movilidad de los contaminantes sin modificar la estructura integral de los depósitos. Esto es posible mediante el diseño y construcción de cubiertas sobre los depósitos de residuos que eliminen la exposición, dispersión y movilidad de los contaminantes.

En el caso de los terreros históricos de Villa de la Paz, estas cubiertas deben ser diseñadas y construidas adecuadamente para: [i] evitar la dispersión eólica de partículas finas de residuos durante eventos de vientos intensos característicos del clima semidesértico del Altiplano Potosino; [ii] impedir la dispersión hídrica de partículas de residuos durante los eventos de precipitación pluvial, principalmente desde los taludes; [iii] detener la exposición de los contaminantes sobre todo a la población infantil que realiza actividades recreativas en los depósitos de residuos; y [iv] controlar la infiltración para limitar la movilidad de contaminantes solubles por formación y transporte de lixiviados.

Las distintas alternativas tecnológicas de cubiertas para residuos mineros, son las siguientes (Hutchison y Ellison, 1992):

- i) Revegetación directa en la superficie y taludes del depósito de residuos;
- ii) Cubierta simple de suelo sobre la superficie y taludes de los residuos, así como la revegetación correspondiente;
- iii) Cubierta multicapas sobre la superficie y taludes de los residuos, así como la revegetación correspondiente;
- iv) Cubierta multicapas sobre la superficie y taludes de los residuos, incorporando una barrera de infiltración, así como la revegetación correspondiente.

A partir de la cubierta multicapas, se incorpora un horizonte o capa de drenaje (constituida por material tipo grava), que favorece el rompimiento de la

capilaridad y por tanto limita (mas no detiene totalmente) la infiltración de aguas superficiales, y en algunos casos también una capa de material que favorece la conformación geotécnica y morfológica del depósito de residuos, principalmente con fines de estabilización de taludes. En el caso de residuos clasificados como peligrosos con un alto potencial de generación de lixiviados y de movilidad de contaminantes solubles, se promueve la instalación de capas o barreras impermeables que impiden la infiltración, lo cual no es el caso de los terreros de Villa de la Paz.

Los factores que se consideran más importantes para el diseño de la cubierta de los depósitos de residuos mineros, son en orden de prioridad (Gill *et al.*, 1999):

- *Condiciones climáticas.* Los factores climáticos importantes para el diseño, son: precipitación, evaporación, evapotranspiración, radiación solar, temperatura, dirección y velocidad de viento. La precipitación provoca infiltración de agua dentro de la cubierta y potencialmente dentro de los residuos, a lo que podría asociarse la alteración de los residuos, que afecta a su vez la temperatura del medio. La erosión de la cubierta dependerá de la precipitación y el viento. En periodos de sequía, la infiltración es mayor. En cambio, si la vegetación está en crecimiento, la infiltración es menor, lo que favorece la evapotranspiración.
- *Tipo y características del suelo.* La disponibilidad de suelos o de materiales para la cubierta es un factor primordial para el diseño de cualquier cubierta. El suelo local es necesario para la capa superficial, pudiendo incluso emplearse en forma compactada en diseños convencionales de cubiertas, simples o compuestas. Además, el suelo superficial debe soportar a la vegetación característica del sitio.
- *Características del depósito de residuos.* Debe considerarse si los residuos tienen o no bordos, tipo y características (materiales de construcción, permeabilidad, compactación) del bordo, grado de alteración y erosión de los materiales que constituyen los bordos o taludes, si produce o no lixiviados, etc.

En el caso de los terreros históricos de Villa de la Paz, no fueron construidos con bordos, teniendo taludes fácilmente erosionables y con limitada producción de lixiviados a pesar de su alto grado de alteración (Figuras 11, 13, 14 y 15).

- *Disponibilidad de materiales para la construcción de la cubierta.* Una cubierta de residuos mineros clasificados como peligrosos o con riesgo para la salud humana, frecuentemente utiliza una cierta variedad de materiales, con características fisicoquímicas, físicas e hidráulicas propias. La disponibilidad en el suelo local de materiales que cuente con las propiedades necesarias para constituir una capa compactada (preferentemente de arcilla), es un factor de costo crítico en la selección del diseño apropiado. Si los materiales con las propiedades requeridas no se encuentran disponibles, aumenta el costo por el transporte del suelo o de los materiales con que será construida la cubierta. La información de los suelos y otros materiales rocosos, tanto locales como los cercanos al sitio es muy valiosa para evaluar las distintas alternativas de diseño de cubiertas.
- *Uso potencial del suelo en áreas restauradas.* La reutilización de las áreas es una consideración importante en el diseño de una cubierta para residuos mineros. Una vez realizado el control de la contaminación, el sitio puede adaptarse para ser utilizado como parque o como área natural. Sin embargo se debe de tomar en cuenta todos los factores (resistencia mecánica, drenaje continuo, etc.), para que la cubierta pueda soportar la actividad humana a la cual se prevé un uso potencial.

En el caso de los terreros históricos de Villa de la Paz, factores tales como la hidrogeología del sitio (a la cual se asocia la probabilidad de que el agua del subsuelo pueda ser contaminada por lixiviados) y el riesgo sísmico (potencial daño de la infraestructura de la cubierta por terremotos o movimientos sísmicos), pueden considerarse como de menor relevancia para el sitio, aunque todos los factores deben ser técnicamente evaluados para asegurar y maximizar la durabilidad de la cubierta.

Con base al conocimiento de las características de peligrosidad de los residuos, condiciones climáticas del sitio, características geotécnicas y geomorfológicas de los depósitos de residuos y uso potencial del sitio, se considera que el diseño y construcción de una cubierta sobre los depósitos de residuos históricos, es la mejor opción para su remediación. Bajo este contexto, se recomienda que la remediación de los terreros históricos, consista en:

- i. La estabilización geotécnica de taludes.
- ii. La conformación de los depósitos de residuos para incrementar su estabilidad física, limitar la erosión eólica e hídrica, y favorecer el uso del área para la población local.
- iii. La construcción de la cubierta, preferentemente con materiales locales, con características geotécnicas que permitan asegurar permanentemente la limitación de la exposición de los contaminantes y la estabilidad estructural del depósito de residuos.
- iv. Un diseño urbanístico final acorde a la tecnología de remediación y que sea atractivo para la recuperación integral de los depósitos de residuos históricos, de tal manera que se promueva su uso con fines sociales, en sintonía con el paisaje urbanístico local y las condiciones climáticas locales.

La remediación de los pasivos ambientales es la acción prioritaria del programa integral que debe atender el problema asociado a la contaminación de suelos por arsénico y metales pesados, y el consecuente riesgo para la salud humana en Villa de la Paz.

La remediación de los pasivos ambientales identificados como El Mirador y Campo de Beisbol atenderá sólo a las fuentes primarias principales de la contaminación de suelos y polvos de Villa de la Paz. Sin embargo restará aun por atender otras fuentes primarias de contaminación, tales como los terreros históricos localizados dentro de áreas privadas de la empresa minera actualmente operando

dentro del Distrito Minero Santa María de la Paz, así como las presas de jales que operan la misma empresa minera. Estudios complementarios son aun necesarios para documentar el impacto real al ambiente asociado a estas otras fuentes primarias de contaminantes de origen minero, esto con el fin de poner en evidencia las necesidades de remediación de ambos depósitos de residuos mineros. En particular los jales mineros merecen también atención inmediata para controlar la generación de polvos asociada a la dispersión eólica de los jales.

El programa integral deberá también considerar las acciones para remediar los suelos contaminados en el área urbana y suburbana de Villa de la Paz, así como atender los casos especiales identificados en el sitio con alta exposición de población infantil a los contaminantes críticos (elevadas concentraciones bioaccesibles de plomo y arsénico en solares, patios y áreas recreativas de predios habitados).

V.2.4.3. Propuesta de aprovechamiento de los sitios remediados

Una vez que se ha controlado la dispersión y liberación de los contaminantes, es necesario hacer un aprovechamiento de estos pasivos remediados para dar a la población espacios seguros para su salud que les permitan tener una mejor calidad de vida y un bienestar para un óptimo desarrollo de la población infantil.

En el caso de la remediación de los terreros que se encuentran inmersos en la zona urbana de la cabecera municipal de Villa de la Paz, se propuso un plan arquitectónico creando en ambos terreros una estructura que garantice condiciones de habitabilidad, funcionamiento, higiene, acondicionamiento ambiental, comunicación, seguridad, estética e imagen urbana.

Ambos terreros son usados por la población, por lo que para el terrero del Mirador, se propone la creación de un parque urbano, en el cual se mantengan los espacios para actividades deportivas (cancha de futbol) y actividades lúdicas

(paredes para escalar, juegos infantiles, etc.) para los niños, así como espacios para la recreación familiar (zonas para comer y pequeños comercios).

Para el terrero del campo de beisbol, el plan contiene aprovechar la remediación de los taludes y sus inmediaciones, creando andadores perimetrales, muros de contención de taludes, conformación de banquetas, escalinatas y andadores respetando las preexistencias, así como la canalización de aguas pluviales, para su recuperación y posterior aprovechamiento dando también sustentabilidad a las instalaciones recreativas ya existentes en la periferia de este terrero (Figura 70).

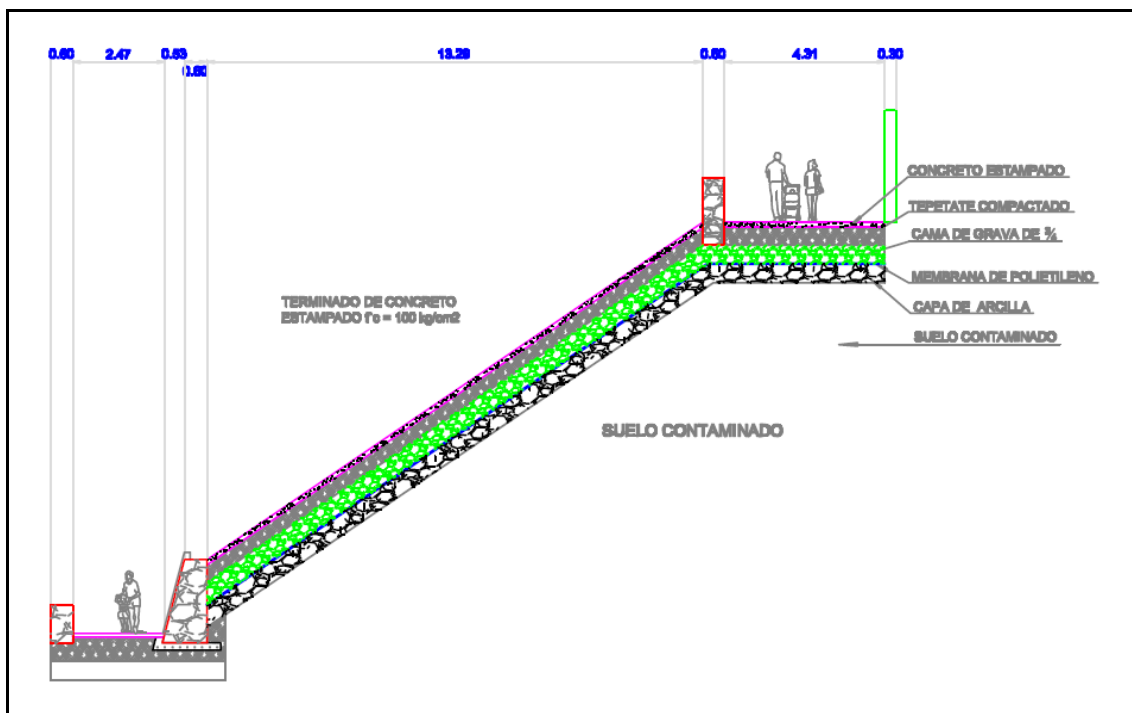


Figura 70. Ejemplo del diseño de cubierta para la remediación de los taludes del terrero “Campo de Beisbol”, incluyendo el concepto de aprovechamiento del sitio con fines sociales, en particular en este caso para el uso de andadores que comunican el área urbana de Villa de la Paz.

V.3. Discusión y Conclusiones:

Ante la emergencia de detectar un riesgo a la salud humana deben establecerse acciones que permitan eliminar o al menos disminuir este riesgo, como ya se mencionó, en sitios que han sido impactados a lo largo de la historia. Los costos económicos involucrados en una remediación total del sitio hacen los proyectos poco factibles o viables de llevarse a cabo de manera inmediata. Por esto, es importante establecer acciones que permitan al menos disminuir el riesgo para la población y con esto convertir un proyecto no realizable en una serie de estrategias de intervención aplicables a corto plazo. En este escenario, es importante mencionar los esfuerzos que en nuestro país se han venido realizando en cuanto a crear la normativa que permita la protección de los medios del ambiente desde la prevención, pues de esta manera se obtendrán resultados más eficaces y eficientes.

En este escenario, el uso de la educación ambiental como una herramienta de intervención para mitigar un problema ambiental, con la cual se busca cambiar y modificar una realidad de manera activa e involucrada con la participación de todos los actores de la comunidad, es una solución que puede arrojar resultados favorables para proteger a los individuos más vulnerables a corto plazo (Nieto-Caraveo, 2000).

La estrategia planteada para llevar a cabo acciones de intervención fue creada con el fin de lograr cambios, el sitio ha sido intervenido y los resultados tuvieron una permanencia corta y nuevamente se volvían a tener los mismos resultados en los indicadores de exposición, luego de un periodo de no intervención por parte de los grupos de investigadores (Tabla 10).

Por ello, se decidió aquí iniciar acciones concretas dirigidas hacia las autoridades, al ser un sitio con riesgo para la salud de la población. En primera instancia se acudió con las autoridades de salud, para presentar los datos de exposición mostrados en el capítulo anterior. Se presentó el escenario con los antecedentes en estudios anteriores realizados en la población de Villa de la Paz, se

reiteró el riesgo al que estaban sometidos los niños, medido con los indicadores de efecto temprano, todo ello aplicado a la metodología de estudios de riesgo en salud para sitios mineros propuesta por Díaz-Barriga (1999).

Esto se realizó a través de un reporte que fue entregado a los Servicios de Salud del Estado (Gamiño y Monroy, 2007). En el anexo III se presenta la portada correspondiente a dicho informe. Se manejó esta información de manera confidencial ya que en el sitio se tenía el antecedente de mal manejo de la información por líderes comunitarios cuyos intereses eran particulares y totalmente alejados de la protección de la salud de la población más vulnerable. Las autoridades de salud a partir de este reporte nos hicieron partícipes de su programa de vigilancia en salud ambiental, en el cual se toman muestras de orina y sangre para la cuantificación de As y Pb, respectivamente, y remitiendo a los niños con valores de riesgo a los servicios pediátricos especializados para la aplicación de las medidas particulares de protección del niño en cuestión.

Sin embargo, estas acciones sólo son aplicadas de manera particular a los niños con valores de riesgo y no a la población en general, por lo que en el siguiente monitoreo volvían a salir niños con valores altos en la medición de los contaminantes (As y Pb). Además de que no ha existido control alguno en las fuentes de la contaminación, por lo que se propuso trabajar en el PIENSA, teniendo un taller específico para el sector salud, capacitando de esta manera a los profesionales de la salud que podían llegar a recibir niños de Villa de la Paz en su consultorio y a los cuales debían recomendar las acciones para la disminución de la exposición a elementos tóxicos, guiados por las acciones marcadas en la NOM-199-SSA1-2000, *Que se refiere a: Salud ambiental. Niveles de plomo en sangre y acciones como criterios para proteger la salud de la población expuesta no ocupacionalmente.*

Además, se consideró conveniente contar con la presencia de un médico especialista en Toxicología Clínica para dejar en claro la sintomatología relacionada a la exposición a As y Pb, así como las rutas de exposición que existen para la población de la zona urbana de Villa de la Paz. Esta información la desconocía por

completo todo el personal del sector salud que acudió al taller informativo que se realizó y el foro sirvió para enterar de las acciones que realizan los Servicios de Salud del Estado, informando la estrategia de vigilancia de los niños por parte de personal especializado en pediatría y aplicación de la normativa de salud vigente.

Para las acciones en materia de remediación de los medios del ambiente, es bien sabido que una de las primeras medidas a realizar para la remediación de un sitio es controlar la fuente de la contaminación, por lo que se gestionó audiencia con las autoridades ambientales federales. Esto puesto que el costo económico para realizar las acciones en el control de las fuentes de la contaminación de la zona urbana, serían muy altos. Además, las principales fuentes identificadas y descritas en los capítulos 2 y 3 eran los terreros clasificados como pasivos ambientales, esto es, que no existía un responsable legal de los residuos generados por actividades mineras realizadas al menos 150 años atrás. Para esto se tuvo reunión con las autoridades de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), particularmente con la Dirección General de Gestión Integral de Materiales y Actividades Riesgosas (DGGIMAR), encargada de todo lo relacionado con materiales y actividades riesgosas que en nuestro caso de estudio corresponde a la presencia de estos residuos peligrosos para la salud humana por las altas concentraciones de elementos tóxicos, información descrita en los capítulos 2 y 3 (Gamiño y Monroy, 2008).

Se tuvieron enseguida una serie de reuniones con autoridades estatales para enterarles de la situación ambiental del sitio y la propuesta estratégica para manejar las acciones de remediación a través de fondos federales. Una vez sincronizados ambos niveles de acciones con el apoyo de la federación y del estado, se gestionó la audiencia con las autoridades municipales, a los cuales se les dio a conocer las acciones del PIENSA con la comunidad, con las autoridades de salud y el conocimiento de la situación ambiental del sitio a las autoridades ambientales federales y estatales, proponiéndoles un plan integral para la remediación de las fuentes principales de la contaminación de la zona urbana de Villa de la Paz. En este

capítulo se describieron también dichas acciones de la propuesta realizada para el programa integral de remediación. Las acciones tomadas con las autoridades en sus distintos niveles, permitieron incorporar a los terreros históricos de Villa de la Paz como Pasivos Ambientales de Atención Inmediata (SEMARNAT, 2008).

Los progenitores, tutores y las familias, tienen un papel y una responsabilidad primordial en el bienestar de los niños y deben recibir todo el apoyo para desempeñar sus responsabilidades en la crianza, cuidado y en todas las acciones relativas a los niños. Por esto, se decidió plantear una estrategia de educación ambiental que inició con los padres de familia o tutores, de manera directa, ya que es en la familia donde el niño recibe información, adopta conductas y aprende lo necesario para su seguridad y bienestar. Se empleó la comunicación ambiental para implementar las medidas de higiene adecuadas para disminuir la exposición a los elementos tóxicos y además las medidas que fortalecen el sistema de defensa de los niños para contrarrestar los efectos adversos de los elementos tóxicos que logran llegar a su organismo.

Así, se empleó a la comunicación ambiental como una herramienta y un primer paso en la educación ambiental para lograr los cambios de conducta en la población infantil. Además, se aplicaron herramientas de Nutrición Ambiental, ya que la nutrición resulta eficaz para la protección de la salud humana, sobre todo para protegerlos de la interacción entre los micronutrientes de la dieta con los mecanismos toxicocinéticos de los elementos tóxicos que entran a nuestro organismo (Biswas *et al.*, 1999; Beckman y Nordenson, 1986). Además, como ya se mencionó aquí, que con un estado nutricional no adecuado, como puede ser desnutrición, sobrepeso u obesidad, genera en el individuo un estado de vulnerabilidad a sufrir efectos adversos por la exposición a los elementos tóxicos, además de otras enfermedades con las cuales la presencia de elementos tóxicos como el arsénico, contribuyen también a su aparición, como lo es la obesidad como factor predisponente para el desarrollo de diabetes mellitus y cáncer (Tseng *et al.*, 2000).

En la población en estudio se diagnosticó a casi un 50% de los niños con un estado nutricional adecuado. Sin embargo, la otra mitad de los niños presentaron desnutrición, sobrepeso u obesidad, aún después de trabajar con los padres de familia. Existe el convencimiento de que el programa necesita un mayor tiempo de aplicación y medidas de control aplicadas a nivel general en el ambiente en el cual los niños se desarrollan, implicando también la participación de las escuelas y el sector salud, así como autoridades de gobierno para proporcionarles espacios en los cuales pueda toda la comunidad realizar actividades físicas que contribuyan a la recuperación de un adecuado estado nutricional.

Existen reportes de instituciones especializadas de salud que refieren alarmantes incrementos en estados nutricionales alterados, como la obesidad, que ha aumentado hasta casi un 80% en niños de 5 a 11 años de edad en los últimos 10 años (ENSA, 2006). Estos niños continúan con este estilo de vida a lo largo de su vida y así, hoy México ocupa el segundo lugar en obesidad de adultos a nivel mundial (ANSA, 2010). Esto es realmente alarmante ya que además de que se disminuye el promedio de vida, los costos económicos son catastróficos. Por un lado se afecta totalmente la productividad laboral de los individuos y los gastos en salud por las enfermedades crónicas aumentan de manera alarmante, llegando a ser incosteables para el sistema de salud del país. Como un ejemplo, se calcula que un paciente obeso con insuficiencia renal que requiere diálisis peritoneal, requiere entre 150 y 200 mil anuales solamente en la realización del proceso de diálisis. Si actualmente hay un aproximado de 120 mil pacientes con características en México, el gasto para el sector salud es insostenible.

De aquí la importancia de implementar programas como el PIENSA, que permite implementarlos en la comunidad hasta lograr que con la contribución de todos los actores de la misma, puedan cambiar el estilo de vida y favorecer la salud alimentaria en la población infantil. En cuanto a los niños que presentaron desnutrición, cuyo número incluso aumentó en el segundo monitoreo de nuestro estudio, se cree que éstos niños tienden también a tener en unos cuantos años más

sobrepeso u obesidad, ya que el organismo adquiere la capacidad de un estado de desnutrición, almacenando más grasas con respecto a las proteínas, lo que conduce a aumentar el sobrepeso y la obesidad.

Con este escenario es prioritario continuar aplicando medidas correctivas y de prevención en el sitio de estudio, ya que un 50% de la población podría estar en riesgo de presentar enfermedades crónico degenerativas asociadas a estados nutricios alterados además de tener la presencia de elementos tóxicos en su organismo debido a la situación ambiental en que crecen y se desarrollan.

Si bien los parámetros nutricios medidos confirmaron la necesidad de seguir trabajando con el PIENSA en el sitio de estudio, los indicadores de exposición también demostraron que este programa funciona para disminuir la exposición a elementos tóxicos en la población infantil, ya que se obtuvo una disminución en la concentración total de As en orina y de Pb en sangre. Esto es, que las acciones concretas manejadas con los padres de familia para disminuir la exposición a través de los mensajes de *“Evita que entren a tu cuerpo”* y *“Sácalos de tu cuerpo”*, hicieron eco en el cambio de conductas de la población.

Los padres de familia que participaron en los talleres referían mantener los juguetes de los niños en tinas grandes o cubetas y ya no directamente en el piso de tierra, además de trabajar con ellos en el lavado constante de manos. Se considera que después que los padres de familia conocieron la situación ambiental del sitio en que viven y en el que sus hijos se desarrollan, junto con la importancia de la existencia de la industria minera, comprendieron que pueden proteger a los niños y protegerse ellos mismos con medidas sencillas, pero con trabajo constante para adaptarse al ambiente adverso en el que viven y crear medidas favorables para su salud.

Se realizaron mediciones para evaluar si había existido una disminución en el daño celular que habían presentado los niños luego de las acciones del PIENSA. Existen algunos reportes que mencionan que éste parámetro puede llegar a

disminuir luego de eliminar la exposición a elementos tóxicos en población expuesta de manera no ocupacional (Moore *et al.*, 1997). Si bien es reconocido que parámetros como éste se presentan debido a múltiples factores, como puede ser la exposición a agentes genotóxicos del humo del cigarro o el smog de los automóviles (Karaer, 1996; Boffetta y Nyberg, 2003), en sitios que contemplan características ambientales como lo es el caso del sitio en estudio, debe tomarse en cuenta que la exposición ambiental a agentes genotóxicos como el arsénico y cadmio entre otros, éstos pueden ser causa de los efectos observados y por tanto de la vulnerabilidad en los individuos que allí habitan. Reconociendo así que éstos parámetros son multifactoriales, y en el tipo de tejido estudiado es un tejido de primer contacto para la principal ruta de exposición y al aplicar las acciones para disminuir la exposición observamos también una disminución en éste parámetro, con lo cual consideramos que con esta medidas se pueden contribuir de manera importante a la protección de la salud de los niños, además de que es en tejidos epiteliales como los de la mucosa oral, donde elementos tóxicos como el As tienen su blanco de efectos adversos por ejemplo el cáncer de vejiga, piel y pulmón (Heck *et al.*, 2009; Smith *et al.*, 2009).

En países de América Latina, se ha pagado el tributo por el descuido en la disposición de los residuos de la actividad humana, impactando en los medios del ambiente perjudicándolos y con ello afectando a nuestra salud. El alto valor económico que representa remediar estos sitios hace no factible las acciones para realizarlo, por esto es necesario crear y diseñar las estrategias necesarias que sean adecuadas y realizables de manera que se pueda lograr en primer punto la protección de la salud humana y también considerar la protección del ambiente. Por esto es necesario adecuar las metodologías de evaluación de riesgo a las características de cada sitio para que se conviertan en herramientas de utilidad a los tomadores de decisiones y dirigir la inversión de los recursos económicos de manera eficiente generando resultados que garanticen los mejores resultados a costos reales para cada gobierno o autoridad.

Trabajar de manera organizada y en comunicación con los diferentes sectores de gobierno en estos sitios se convierte en indispensable para lograr esto. Si bien sabemos que no existe la disposición de los recursos es necesario trabajar en equipo de manera multidisciplinaria e interdisciplinaria para lograr el objetivo final que es la protección y el bienestar de toda la población, logrando otorgar ambientes favorables para el óptimo desarrollo de los niños de todo el país y de toda Latinoamérica, con esta cultura ellos deberán crecer y continuar para la preservación de una vida mejor con un planeta mejor.

VI. PROGRAMAS DE MINERÍA Y SALUD AMBIENTAL EN AMÉRICA LATINA.

La minería es una actividad que comprende varias etapas, la primera de ellas es la etapa de exploración, luego viene la extracción y posteriormente el aprovechamiento o beneficio del mineral para la obtención del elemento de interés. La primera etapa determina las siguientes en cuanto a su ubicación, que estará en función del yacimiento, por lo que cada sitio tiene características particulares y diferentes, pues la composición es heterogénea y compleja. De esta manera también las características de los residuos esta primero en función de las especies minerales presentes en los yacimientos, pero posteriormente del proceso a que se les sujeta y por supuesto de la manera que se disponen, por lo que cada caso se convierte en un problema particular. A medida que avanza la explotación de una mina puede cambiar la composición del mineral y generar diferente cantidad de residuos con características geoquímicas diferentes.

Sin embargo al ser de manera general la misma actividad realizada por seres humanos, se puede aplicar un programa definiendo sólo las aristas que lo hacen diferente, de aquí la importancia de aplicar metodologías versátiles que puedan dar herramientas para la remediación del sitio, la protección de la salud humana y la conservación de la actividad minera de una manera sustentable, todo esto con factibilidad económica adecuada para la realización de los proyectos mineros. Como parte de este proyecto se estudió un sitio más, diferente al caso de estudio presentado en los capítulos anteriores. El estudio debe hacerse de manera continúa y cercana a la comunidad, al momento de la presentación de este escrito, no se ha concluido con la aplicación de estos programas para este sitio, sin embargo se presenta todo el estudio preliminar a la aplicación de un programa de intervención. En este sitio hay diferentes escenarios de riesgo para la población humana que vive en las zonas afectadas, todos caracterizados por diferentes impactos debidos a la minería o a procesos del aprovechamiento del mineral, realizados de una manera artesanal o a pequeña escala y casi de manera rudimentaria, como al inicio de esta actividad hace varios cientos de años cuando el

ser humano comenzó a usar herramientas hechas con materiales provenientes de la corteza terrestre.

VI.1. Caso de Estudio: Minería Artesanal en Ecuador

Ecuador, como la mayoría de los países de Latinoamérica, posee regionalmente una importante tradición minera que data desde la época colonial. Sin embargo, a diferencia de otros países, el crecimiento de su industria minera se ha limitado a la escala artesanal y pequeña minería. A pesar de ello, un importante porcentaje de la población depende en algunas regiones de esta actividad económica, sobre todo al Sur de Ecuador, en los contrafuertes occidentales de la Cordillera Occidental de Los Andes, dentro de las Provincias de Azuay, El Oro y Zamora. En estas provincias, se tienen distritos mineros donde explotan y benefician mineralizaciones auríferas empleando aun infraestructura y procedimientos técnicamente limitados, e incluso en algunos sitios hasta procesos rudimentarios a los que se asocian serios impactos en los medios del ambiente (sobre todo agua y suelo), y los consecuentes riesgos en la Salud, tanto de los trabajadores mineros como de la población expuesta, principalmente a los contaminantes inorgánicos mercurio, plomo, arsénico y cianuro. Esto sobre todo porque la actividad minera en estas regiones ha sido principalmente realizada a escala artesanal, incluyendo la labor familiar, madres de familia e hijos incluidos.

En el caso del Ecuador, a pesar de su importante potencial en minería, no cuenta con una industria minera desarrollada y competitiva, tanto industrial, comercial como ambientalmente. A partir de los años ochenta, la fiebre del oro por parte de mineros informales en el sur del país, propició el desarrollo no controlado de actividades de la minería artesanal, caracterizada por el uso de tecnología rudimentaria u obsoleta, la falta de capacitación técnica, recursos ineficientes, reglamentación insuficiente e incluso por la marginación social.

Como consecuencia, estas actividades artesanales de bajo valor tecnológico son ineficientes (recuperando sólo entre un 50 y un 70 por ciento del

contenido de oro), así como ambiental y socialmente perjudiciales (Cárdenas y Escárdate, 2005). En el presente, los problemas que genera la minería en pequeña escala, son grandes: falta de seguridad, contaminación de los medios del ambiente (principalmente suelo y agua superficial), así como el deterioro de los medios ambientales y de la salud humana.

VI.1.1. Escenario de la minería en Ecuador

Entre los distritos mineros del Ecuador, se distingue por su historia y actividad actual, a Portovelo, que es un pueblo con una historia en la actividad minera por más de 500 años, pues desde la época de los incas se explotaba el oro en esta región (Romero, 2006). La población de Portovelo se ubica en el Sur del Ecuador, a 570 kilómetros hacia el Sur de Quito (figura 71). La ciudad de Portovelo se encuentra a 600 m sobre el nivel del mar. El clima es del tipo templado cálido, teniendo dos temporadas bien definidas, una de lluvias que corresponde al invierno, que va desde diciembre hasta marzo, y una temporada de sequía que se caracteriza por la ausencia de lluvias pero con un clima templado y con vientos muy suaves, que va desde abril hasta octubre, con una temperatura que varía entre los 18 y 26 grados centígrados.

El poblado cuenta con aproximadamente 11,000 habitantes, de los cuales casi el 90% se dedica a alguna actividad relacionada con la minería y metalurgia del oro, tanto a escala artesanal como pequeña y mediana escala (figura 72) (INEC, 2004). La minería artesanal del oro del Ecuador emplea procedimientos rudimentarios para extraer el mineral de valor de las minas (Malm, 2001), así como para extraer el metal precioso a partir del mineral, empleando una de las técnicas más antiguas, que consiste en atrapar al oro y a la plata con mercurio, proceso al que se denomina amalgamación. Además de la falta de infraestructura, capacitación técnica, normativas en materia de impacto y salud ambiental, así como por la falta de un régimen fiscal adecuado al sistema y dimensión de las operaciones mineras, estas actividades de bajo grado tecnológico son ineficientes (recuperando

comúnmente menos del 50 % del contenido del oro), así como ambiental y socialmente perjudiciales.



Figura 71. Mapa en donde se observan los principales distritos mineros del Sur de Ecuador y resaltado se encuentra la ubicación del distrito minero de Portovelo.



[72a]



[72b]

Figura 72. [72a] operaciones metalúrgicas a pequeña escala para la extracción y recuperación de oro en el área de Portovelo (El Oro, Ecuador), se observa la disposición no controlada de los residuos del proceso; [72b] población de Portovelo (Ecuador) asentada sobre jales históricos de una operación minera de extracción de oro.

Los yacimientos que se han minado y beneficiado son del tipo epitermal (yacimientos hidrotermales depositados a baja temperatura) y en su naturaleza se encuentra asociada también la presencia de elementos tóxicos para el humano, como son plomo, cadmio y arsénico (Garret, 2005), atribuyéndose a ello la contaminación de los ríos y suelos con estos tres elementos, así como con mercurio, utilizado como reactivo metalúrgico, poniendo en riesgo a centros de población localizados aguas abajo de Portovelo, así como a importantes áreas de explotación agrícola (plátano) y de cultivo acuático (camarón), representando también riesgo para la salud de las comunidades mineras al estar expuestos a estos elementos tóxicos (Babelon y Dahan, 2003).

La mayor parte del poblado de Portovelo, sobre todo las comunidades socialmente mas desfavorecidas, se encuentra asentado sobre residuos mineros históricos abandonados por la empresa *South American Development Company* (SADCo) (Figura 72), que laboró desde 1896 hasta 1950, periodo durante el cual esta empresa extrajo oro por el proceso de lixiviación con cianuro y concentrados de cobre, plomo y zinc obtenidos por el proceso de flotación (Romero, 2006). Tanto estos residuos históricos producidos por la SADCo, como las operaciones artesanales actualmente operando bajo condiciones rudimentarias, representan un riesgo para toda la población expuesta (Figura 73), por lo que se decidió tomar este distrito minero como sitio de estudio para aplicar el *Programa de Minería y Salud Ambiental en el Sur del Ecuador*.

En el año 2007, Portovelo se tenía un registro de cerca de 150 plantas de beneficio, de las cuales solo una confinaba sus residuos adecuadamente, otras tres tenían un manejo aceptable de éstos, sobre todo aquellas clasificadas como pequeña y mediana minería, mientras que el resto eran operaciones artesanales. Además, se tenían registradas de manera oficial a 110 concesiones mineras (Romero, 2006).

Estudios realizados por Betancourt *et al.*, (2005), encontraron contaminación por mercurio y plomo en agua y sedimentos del Río Puyango, que

atraviesa longitudinalmente al poblado de Portovelo, siendo mayor la concentración de los metales en las poblaciones ubicadas río abajo que en las inmediaciones de las plantas de beneficio. Betancourt *op cit.*, reportaron también estudios de exposición a estos metales en población adulta que vivía en comunidades río abajo, encontrando niveles por encima de los permisibles. Además evaluaron efectos relacionados con la exposición crónica a plomo en la misma población adulta, encontrando problemas neurológicos en habilidades motoras delicadas, en la atención y la memoria. En este mismo estudio, reportaron también la aplicación de cuestionarios a 1800 adultos, para obtener información acerca de los hábitos alimenticios, el estilo de vida, así como actividades ocupacionales de riesgo relacionadas con las actividades minera y metalúrgica en diferentes comunidades, río arriba, Zaruma y Portovelo, así como río abajo.



[73a]



[73b]

Figura 73. [73a] Niñas recolectando frutas sobre un área de depósito de residuos mineros de una operación artesanal en Portovelo (Oro, Ecuador); [73b] Niños realizando actividades recreativas en un terreno no pavimentado del área urbana de Portovelo (Ecuador), desarrollada sobre residuos mineros históricos.

A pesar de estos primeros estudios y de otros realizados principalmente por instituciones internacionales, no se cuenta con una visión real de la situación en cuanto a la peligrosidad y el riesgo que esta representa los pasivos ambientales y las actuales operaciones mineras, en cualquier escala, para la población humana, ya que no se han realizado estudios que comprendan ambas fases, desde la

caracterización de los sitios, incluyendo las rutas de exposición, así como la evaluación del riesgo en salud, lo cual es de suma importancia, pues son pueblos con una historia de actividad minera y además, es esta actividad el principal e incluso para algunas familias, el único sustento de vida.

VI.1.2. Objetivo General

El objetivo del “*Programa de Minería y Salud Ambiental en el Sur del Ecuador*” es de crear un grupo multidisciplinario para el Ecuador que tenga la capacidad de diseñar, implementar y ejecutar un programa que involucre acciones de capacitación, investigación, evaluación ambiental, comunicación del riesgo en salud y educación ambiental, así como de extensión y divulgación, para resolver los problemas de impacto y salud ambiental en las zonas mineras del Sur de Ecuador, aplicando soluciones interdisciplinarias que resuelvan los problemas asociados a esta actividad.

VI.1.3. Justificación

El *Programa de Minería y Salud Ambiental en el Sur del Ecuador* plantea estrategias resolutivas en todos los niveles involucrados en el mejoramiento de las actividades mineras y metalúrgicas de la región, con el fin de minimizar y controlar la contaminación de los medios del ambiente asociada a este sector productivo, así como para evaluar los efectos en la salud de la población expuesta, mediante la aplicación de herramientas de intervención que incluyan conceptos de asistencia y apoyo técnico para el Sector Productivo (en cualquiera de sus escalas de trabajo, desde artesanal hasta mediana minería), así como una sensibilización y concientización de la población. Todo esto en coordinación con las empresas y cooperativas mineras, así como con las autoridades locales, regionales y nacionales (vinculación interinstitucional) y con el soporte de los grupos comunitarios (participación comunitaria), como una estrategia de políticas públicas para el desarrollo económico y social de la región.

VI.1.4. Etapas del Programa

Las etapas que constituyen este programa fueron diseñadas con base a una metodología basada en la evaluación del riesgo en la salud de la población expuesta. A continuación se enumera y describe brevemente a las cinco etapas que constituyen este programa, mientras que en la Tabla 15 se describe brevemente a los objetivos específicos y actividades asociadas a cada una de estas etapas.

1. **IDENTIFICACIÓN Y DIAGNÓSTICO DE LOS SITIOS MINEROS CONTAMINADOS:** Identificar los problemas de contaminación y de salud ambiental presentes en las zonas mineras del sur de Ecuador, así como su origen como parte de alguna actividad minera o metalúrgica, a través de la evaluación preliminar de riesgo para diagnosticar y priorizar la atención hacia cada uno de los sitios identificados y aplicar la metodología de evaluación de riesgo en salud para determinar el nivel de afectación de la comunidad impactada por las actividades minero-metalúrgicas.

En esta etapa de diagnóstico, se incluye el estudio de biomarcadores de exposición, nutricionales y de efecto. El empleo de marcadores biológicos de efecto temprano es importante para la población infantil expuesta, puesto que permite detectar cambios a nivel celular relacionados con la toxicidad de los contaminantes, antes de que se presenten cambios fisiológicos o aun más síntomas clínicos de enfermedad (Bonassi y Au, 2002). Asimismo se incluye un diagnóstico de las preocupaciones, percepción del riesgo para la salud y en quiénes confían, de los posibles auditorios (empresarios mineros, autoridades y comunidad).

A partir de estos estudios, podrán predecirse efectos para establecer en etapas posteriores las estrategias de comunicación del riesgo, de prevención o control de la contaminación, así como las de remediación o restauración ambiental, a través de la definición de criterios que permitan determinar los niveles de intervención a partir de los cuales se establezca que no hay daño.

2. **EVALUACION DE RIESGO EN SALUD:** Considerar al Sur de Ecuador con mayor preocupación social por su historia de actividad minera y por su población humana expuesta a los productos y procesos de las actividades mineras y metalúrgicas, históricas y actuales (Portovelo), para tener un modelo a seguir en la aplicación de la metodología para la evaluación de riesgo en salud de la OMS/OPS para los países de América Latina (Díaz-Barriga, 1999).
3. **COMUNICACIÓN AMBIENTAL:** Crear un programa de comunicación de riesgos y de educación ambiental, orientados a la salud pública, como estrategia de intervención dirigida a la comunidad civil, industrias responsables, trabajadores (mineros), los profesionales de la salud y autoridades, que responda a la problemática identificada en la evaluación de riesgos y la percibida por la población; sensibilizar, facilitar el diálogo y convencer a los diversos actores sobre el impacto de los riesgos ambientales para resolver o controlar los problemas identificados en el sitio de estudio y para prevenir o mitigar consecuencias adversas para la salud humana, relacionados con la exposición a estas sustancias peligrosas.
4. **RESTAURACION AMBIENTAL:** Diseñar y proponer programas de intervención que incluyan estrategias de restauración ambiental y medidas para el adecuado cierre de operaciones minero-metalúrgicas, cuando así sea necesario. Se pretende establecer estos programas de restauración, con apoyo a y con participación tanto del sector minero, en cualquiera de sus escalas de producción, como del sector gubernamental, donde se incluyan estrategias de prevención y control de la contaminación, así como planes de manejo de residuos y programas de cierre de las operaciones.
5. **PROGRAMAS DE VIGILANCIA:** Mantener programas de vigilancia en salud ambiental de los ecuatorianos, así como la conservación de los medios de su ambiente y su bienestar social.

Tabla 15. Objetivos específicos y actividades de cada etapa que constituye al “Programa de Minería y Salud Ambiental en el Sur del Ecuador”.

ETAPA	OBJETIVOS	ACTIVIDADES
Sitios mineros contaminados	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Identificar los problemas de contaminación ambiental y de salud que existen en los principales distritos mineros del Sur de Ecuador. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Diagnóstico ambiental de los principales distritos mineros del Sur de Ecuador. ▪ Entrevistas con los propietarios o concesionarios de las minas, <i>con la población expuesta a los contaminantes</i>, con los responsables del sector salud y/o del sector gubernamental. ▪ Priorizar los sitios mineros con base a la magnitud de las poblaciones expuestas.
Evaluación de Riesgo en Salud	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Realizar la evaluación preliminar de riesgo para el caso de estudio de Portovelo. ▪ Aplicar la metodología de evaluación de riesgo en salud aprobada por la OPS para América Latina. ▪ Definir las acciones a tomar para establecer el programa de intervención al que se debe llegar para reducir el riesgo. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Visita al sitio e identificación ▪ Muestreo ambiental preliminar de sitios para determinar la presencia de contaminantes en suelo. ▪ Entrevistas con la población para conocer las preocupaciones, percepción del riesgo para la salud y en quiénes confían, de los posibles auditorios de la comunidad relacionadas con la contaminación del sitio. <hr/> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Análisis químicos de los contaminantes en las muestras de suelo tomadas en los puntos identificados como de riesgo para la población más susceptible <hr/> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Muestreo en los medios del ambiente. ▪ Muestras biológicas para determinar biomarcadores de exposición y de efecto en la población más vulnerable. <hr/> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Análisis de biomarcadores ▪ Análisis de rutas de exposición. ▪ Caracterización del riesgo

CAPÍTULO VI

ETAPA	OBJETIVOS	ACTIVIDADES
<p>Educación y Comunicación Ambiental</p>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Crear un programa de comunicación ambiental de riesgos para la salud pública como estrategia de intervención. dirigido a la comunidad civil, industrias responsables, trabajadores (mineros), profesionales de la salud y autoridades, que responda a la problemática identificada. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Conocimiento sobre cada auditorio (preocupaciones, cómo perciben los riesgos para la salud y en quiénes confían). ▪ Establecer objetivos medibles (selección y diseño de indicadores de salud). ▪ Diagnóstico de la dinámica organizacional interna: sistema, estrategia, plan, auditoría de comunicación. ▪ Selección y diseño de los canales de comunicación para los diferentes públicos (auditorios). ▪ Diseño de mensajes clave. ▪ Generar acciones en cada nivel involucrado (comunicación de riesgos, educación y fomento a la salud). ▪ Trabajar con los medios de comunicación. ▪ Comunicación de riesgos en crisis o contingencias (Planes de contingencia). ▪ Evaluar el o los programas de comunicación de riesgos y sus resultados.
<p>Restauración Ambiental</p>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Diseñar y plantear estrategias de restauración ambiental y medidas para el adecuado cierre de operaciones en las actividades minero-metalúrgicas. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Diseño del programa de manejo ambiental de las operaciones mineras y metalúrgicas. ▪ Diseño del programa de cierre de las operaciones, que involucre acciones inmediatas (prioritarias) de restauración, así como a mediano y largo plazo. ▪ Elaboración del programa de restauración ambiental de los distritos mineros del Sur del Ecuador diseñados con base a la evaluación de riesgos en la salud.
<p>Programas de Vigilancia</p>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Mantener la salud ambiental con programas de vigilancia de la población expuesta, así como fomentar la conservación de los medios de su ambiente y su bienestar social. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Establecer un programa de monitoreo ambiental acorde a las actividades mineras y metalúrgicas actuales, así como con base a un desarrollo sostenible para la industria minera del Sur del Ecuador. ▪ Establecer un programa de vigilancia en Salud Ambiental.

VI.1.5. Metodología

VI.1.5.1. Muestreo y análisis de metales en suelo

Se llevó a cabo un muestreo dirigido de suelo superficial (0-5 cm) en las áreas de mayor exposición de la población humana a las actuales operaciones mineras y a los residuos mineros históricos, así como en las áreas identificadas como rutas de transporte y depósito de los contaminantes. Este muestreo de suelo fue realizado con apoyo de personal técnico de la Escuela de Geología y Minas de la Universidad Técnica Particular de Loja (UTPL), quienes recibieron la capacitación para realizar la fase ambiental en una evaluación de riesgo en salud.

Las muestras de suelo superficial fueron transportadas vía aérea a la Universidad Autónoma de San Luis Potosí para su preparación y análisis. Su preparación consistió en secado a $40 \pm 2^\circ\text{C}$, clasificación granulométrica a menos 2mm para la cuantificación del contenido total de contaminantes y clasificación granulométrica a menos 250 micras para la determinación del contenido bioaccesible de los contaminantes (As, Cd, Hg y Pb). El análisis químico de los elementos tóxicos en suelo se determinó por espectroscopia de absorción atómica una vez que cada muestra fue digerida por horno de microondas empleando un medio ácido (HNO_3 25%-HCl 10%). La técnica de digestión utilizada es equivalente al Método EPA-3051a, establecido para extraer la fracción total recuperable de metales en matrices de suelo, reportando altos porcentajes de recuperación para los cuatro elementos analizados, a partir del análisis de materiales de referencia certificados. Como control de calidad, en el procesamiento de cada lote de 24 muestras, se analizaron los materiales estándar de referencia SRM 2710 y SRM 2711, obtenidos del Instituto Nacional de Estándares y Tecnología (NIST) de los Estados Unidos. Los porcentajes promedio de recuperación en ambos materiales de referencia fueron superiores al 90% para los cuatro elementos analizados.

VI.1.5.2. Selección de niños

El estudio de biomarcadores de exposición, nutricionales y de efecto se llevó a cabo sobre población infantil seleccionada de escuelas primarias y preescolares que se encontraban dentro y cerca de las fuentes de contaminación. Los niños con edades entre 3 y 9 años fueron incluidos si contaban con un consentimiento firmado por los padres o tutores, confirmando su participación en el estudio. A los padres o tutores se les dio a contestar un cuestionario donde se preguntó acerca de los hábitos alimenticios, enfermedades familiares, estilo de vida, actividades recreativas de los niños y otras posibles fuentes de exposición para los elementos tóxicos, como el uso de barro vidriado para cocinar, si se realiza alguna actividad de extracción de metales en casa o si “chupan o muerden” el lápiz, por mencionar solo algunos. Fueron excluidos los niños que estaban tomando medicamentos o presentaban signos de enfermedad. Para el estudio en Portovelo se tomaron un mínimo de 50 niños.

VI.1.5.3. Percepción del riesgo

En la población infantil que participó en el Programa para el área de Portovelo, se llevó a cabo una serie de actividades sobre la percepción del sitio donde viven, así como del riesgo asociado al sitio donde viven, donde sobresalen las actividades mineras y la presencia de residuos, adjunto a sus centros de vivienda y/o de actividades recreativas. Estas actividades se llevaron a cabo en dos centros escolares a nivel primaria, en Portovelo, Ecuador (Colegio Federico Froebel) y en Río Amarillo, Ecuador.

VI.1.6. Resultados

Como parte de la primera etapa del Programa – reconocimiento de sitios mineros para identificar los problemas de contaminación ambiental y de salud que existen en los distritos mineros del Sur de Ecuador - se realizó un recorrido por algunos distritos mineros del Sur del Ecuador en los que se identificaron diferentes problemas ambientales y de salud asociados a la actividad minera y metalúrgica.

Los sitios fueron visitados por invitación del Ing. Johny Pacheco, Presidente de la Cámara de Pequeños Mineros de Portovelo (CAPEMIPO), durante enero 2006, los cuales fueron: [i] el distrito minero de San Gerardo; [ii] el distrito minero de la BellaRica (Ponce Enríquez); y [iii] el distrito minero de Zaruma-Portovelo. En los tres distritos mineros, se tuvo oportunidad de visitar operaciones mineras activas, principalmente de pequeña y mediana escala, donde se extraía oro por los procesos de amalgamación, flotación y/o lixiviación con cianuro. En el caso del distrito minero de San Gerardo, se visitó el sitio conocido como “La Esperanza”, donde opera una serie de pequeñas empresas y cooperativas mineras que estaban minando y procesando menas con valores de oro de manera rudimentaria (Figura 74).

La extracción y recuperación del oro a partir del mineral que ahí se extrae, combinaba procesos de amalgamación y cianuración, empleando infraestructura y personal técnicamente limitados. Los relaves (jales) de la cianuración son acumulados temporalmente en pequeños depósitos que una vez que rebasan su límite de depósito, son descargados directamente hacia los arroyos del área, sin tratamiento previo (Figura 75a).

Esto provoca la descarga directa de efluentes contaminantes con una alta carga de sólidos totales suspendidos, alta concentración de cianuro y alta concentración de metales disueltos. Los efluentes contaminantes descargados por las operaciones mineras contrastan significativamente con el agua no contaminada que se transporta como carga hidráulica natural en los arroyos del área (figura 75b).

Esta contaminación de las aguas superficiales naturales es evidente también por la ausencia de vida acuática en las corrientes hidrológicas.



Figura 74. Vista panorámica del distrito minero de San Gerardo ubicado en el corazón de los andes sureños del Ecuador, donde existe minería aurífera a pequeña escala y artesanal. Se observan los asentamientos humanos adjuntos a las minas y a los depósitos de estériles de mina (botaderos o terreros).



[75a]



[75b]

Figura 75. [75a] Relaves de una planta de lixiviación con cianuro, descargados por una pequeña operación minera al río sin un tratamiento previo; [75b] escurrimientos naturales que alimentan la carga hidráulica al río, previa descarga de los relaves con cianuro.

Los residuos considerados como estériles (sin valor económico) por las pequeñas empresas y cooperativas mineras, son enviados directamente de la mina hacia los valles, lo que ha producido depósitos de estériles tipo terreros o botaderos (figura 74), donde se observa el “*janqueo*”, que es una actividad realizada manualmente por mujeres y niños para seleccionar mineral con posibilidades de contener aun valores de oro (figura 76).



Figura 76. Mujeres y niños “jancheando”. La actividad de “janqueo” es la búsqueda de mineral con oro en los terreros de las minas. Las mujeres y niños recogen manual y selectivamente al mineral estéril botado por la mina, para transportarlo a sus casas donde lo muelen en molinos artesanales para luego combinarlo con mercurio, el cual ponen a evaporar en las estufas de sus casas para obtener las pepitas de oro.

Las *jancheras* transportan el mineral seleccionado hacia sus casas, donde lo muelen y mezclan con mercurio bajo condiciones rudimentarias, llegando al grado de separar al mercurio de la amalgama por su quema en las estufas de sus casas, sin empleo de cualquier medida anticontaminante, quedando expuestos mujeres y niños a los vapores con mercurio (Figura 77).

El segundo distrito minero visitado fue el distrito minero de la Bella Rica (Ponce Enríquez), donde se tienen pequeñas unidades minero-metalúrgicas que procesan principalmente residuos (arenas) con valores de oro por el método de

lixiviación con cianuro en tanques agitados y recuperación del oro disuelto con carbón activado en los mismos tanques de lixiviación.

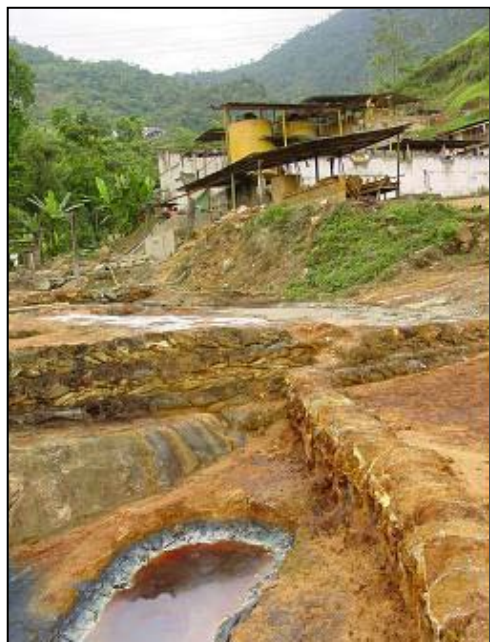


Figura 77. Una vez que han realizado la amalgamación del mineral, se calienta la amalgama en vasijas de barro para evaporar al mercurio y obtener al oro. Esto se realiza en la habitación donde niños y madres de familia se exponen a vapores tóxicos del mercurio.

La operación de las plantas de lixiviación se lleva a cabo mediante lotes controlados por cada reactor tipo tanque agitado, construidos en hormigón o en acero. La operación de las plantas se asegura mediante procedimientos técnicos e instalaciones elementales: [1] el cianuro se agrega por lotes considerando una alimentación inicial de 1 Kg/Ton, la cual se mantiene periódicamente una vez analizada su concentración en la pulpa de lixiviación empleando el método tradicional de titulación; [2] el pH se mantiene a un valor de 12 mediante la adición de cal (Ca(OH)_2) directamente en los tanques de lixiviación; [3] el carbón activado cargado se recupera a la salida del tanque una vez concluido el periodo promedio de la prueba (comúnmente 12 días), siendo entonces transportado a una planta para la recuperación del oro; [4] los residuos de la lixiviación, se envían mediante mangueras a las relaveras (presa de jales), localizadas “aguas abajo” respecto a la planta (figura 78a).

En el caso de la empresa COMIMACH, el depósito de los relaves se lleva a cabo en una serie de relaveras (presa de jales) construidas aguas abajo. Los bordos de las relaveras son construidos por apilamiento de costales rellenos con los

mismos relaves (figura 78b). No se cuenta con datos sobre el volumen acumulado de relaves en la serie de relaveras construidas por la empresa. Las relaveras más antiguas presentan evidencias de un estado avanzado de oxidación de sulfuros, en procesos tipo Drenaje Ácido de Roca (DAR), tanto en los sólidos como en los escurrimientos que aparecen a partir del residuo. En las relaveras más recientes no se observa aun, al menos en la superficie, evidencias que haya iniciado el proceso de alteración/oxidación de los sulfuros. En la segunda relavera, donde ya se tiene un avanzado estado de oxidación de los sulfuros, se tiene la descarga de residuos con cianuro, lo que provoca la precipitación de compuestos tipo ferro/ferricianuro (coloración azul sobre la relavera, figura 78a). Aunque no existen evidencias de derrames superficiales directamente desde los relaves, si se observa una pequeña descarga de efluente tipo DAR sobre el arroyo El Pinto a partir de las primeras relaveras, aunque dada la carga hidráulica del arroyo, se diluye rápidamente el contaminante (figura 78b).



[78a]

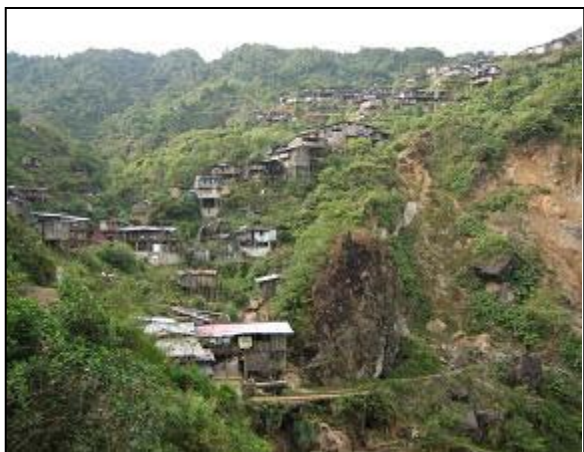


[78b]

Figura 78. [78a] Planta de beneficio COMIMACH (Compañía Minera de Machala), se observan los relaves (jales) de cianuración alterados por el intemperismo; [78b] Río Pinto ubicado a un costado del depósito de relaves (relavera) en la planta COMIMACH, obsérvese los escurrimientos contaminantes de los residuos vertiéndose al río.

Debe hacerse notar que la descarga de los efluentes de la cianuración hacia las áreas con evidencias de DAR trae como consecuencia un riesgo adicional en la salud de la población expuesta, tanto ocupacional, como no ocupacional. Esto es la reacción química del cianuro a pH menores de 9.5, lo cual favorece la formación de ácido cianhídrico (HCN), compuesto tóxico volátil.

Se visitaron además a los distritos mineros de Nambija y Zamora en la zona amazónica del Ecuador. En estas áreas se explotan y benefician también mineralizaciones con oro, aunque se distingue tres tipos de explotaciones mineras y metalúrgicas en el área: [i] explotación minera en minas subterráneas y tajos rudimentarios para extracción de mineral a partir de yacimientos en vetas y polimetálicos (figuras 79 y 80), combinado con la extracción metalúrgica a escala artesanal del oro por amalgamación (figura 81); la cual se realiza en su mayoría sin previsiones de la contaminación, evaporando al mercurio en las estufas de las casas, lo que favorece la exposición de adultos y niños a los contaminantes; [ii] explotación minera de yacimientos de placer en los arroyos utilizando maquinaria que favorece la extracción de oro aluvial por clasificación granulométrica y concentración gravimétrica (figura 82), en ocasiones completando el proceso por



[79a]



[79b]

Figura 79. Dos vistas panorámicas del Distrito minero de Nambija, ubicado en la zona Amazonia de los Andes sureños de Ecuador, en donde se practica la minería aurífera en forma completamente artesanal.

amalgamación el oro aluvial; [iii] explotación minera de yacimientos de placer por dragado de sedimentos de ríos y arroyos, mezclando los sedimentos con mercurio para extracción el oro y reincorporación de los sedimentos ahora contaminados con mercurio a las corrientes naturales de agua (figura 83).

En las tres formas de explotación minera y recuperación metalúrgica del oro, el mayor riesgo a la salud es ocupacional, aunque en el primer caso también afecta a la población infantil que habita en estas localidades mineras (figura 84).



[80a]



[80b]

Figura 80. [80a] Entradas a minas en el Distrito minero de Nambija, los túneles son hechos de manera rudimentaria y con mínimas medidas de seguridad. [80b] Minero transportando el mineral de la mina hacia la planta de beneficio, las familias extraen el mineral y realizan todo el trabajo pues carecen de recursos para invertir en maquinaria adecuada.



[81a]



[81b]

Figura 81. En la minería artesanal de Nambija después de sacar el mineral se muele en morteros con un mazo gigante y el mineral molido se recoge en platos para amalgamarlo.



[82a]



[82b]

Figura 82. Minería de placer en la región amazona de Zamora se encuentra maquinaria pesada trabajando en la minería aurífera de placer, con los trascabos recogen el material que contiene el oro aluvial y lo mezclan con mercurio para su amalgamación.



[83a]



[83b]

Figura 83. [83a] Minería de placer. Esta es realizada en un río en donde con dragas colocadas en lanchas rudimentarias y dirigidas por un buzo, extraen el material del fondo del río que contiene el oro en forma pura que luego lo mezclan con mercurio para extraerlo. [83b] Aguas abajo obsérvese el impacto por sólidos totales suspendidos en las aguas del río debido a la actividad realizada por el dragado aguas arriba.

Con base a estas visitas por los distintos distritos mineros, se realizó una lista de priorización de sitios con impacto ambiental producidos por la actividad minera. En esta lista se colocó en primer lugar al distrito minero de Portovelo como un primer sitio a estudiar ya que cuenta con una población de 11000 habitantes, además de que en este lugar se encontraba la primera y más grande mina de oro del Sur de Ecuador, estableciéndose el poblado sobre los residuos históricos

durante la operación y después del cierre de actividad de la mina, lo cual representa un riesgo para la población, esto aunado a que en el pueblo se sigue practicando la minería artesanal y en pequeña escala. En la segunda etapa del programa, se ha realizado ya la visita al sitio, la cual corresponde a la primera fase de la Metodología de Evaluación de Riesgo en Salud de la OPS para América Latina, a continuación se describe los resultados de esta visita al sitio.



Figura 84. Niños en el distrito minero de Nambija, con indumentaria de trabajo, puesto que ayudan a las actividades mineras y metalúrgicas familiares.

VI.1.6.1. Descripción del sitio

El distrito minero de Portovelo-Zaruma se localiza al Sureste de la provincia de El Oro, en el impropriadamente denominado “Altiplano Orense”. Pertenece a la jurisdicción de los cantones (poblaciones) Portovelo y Zaruma, que poseen una historia de minería desde la época de la Colonia, principalmente aurífera aunque también se explotaron otros metales como cobre, plomo y zinc. Se ubica en el Sur occidente del Ecuador, a 570 kilómetros al sur de Quito (figuras 71 y 85).

Las altitudes del distrito minero de Portovelo-Zaruma varían entre los 600 msnm, en la cuenca del río Amarillo, a los 1500 msnm, en la Cordillera Vizcaya, todo dentro de la llanura de inundación del río Calera, en la altitud 650 msnm (Figura 85). En este sector la llanura tiene una configuración fisiográfica de planicie elongada, con marcada dirección Sur-Norte, limitada lateralmente por cadenas

montañosas de laderas escarpadas, como corresponde a la llanura de inundación y al cauce maduro del río El Calera, que representa el principal eje hidrográfico de la zona (Figura 85).

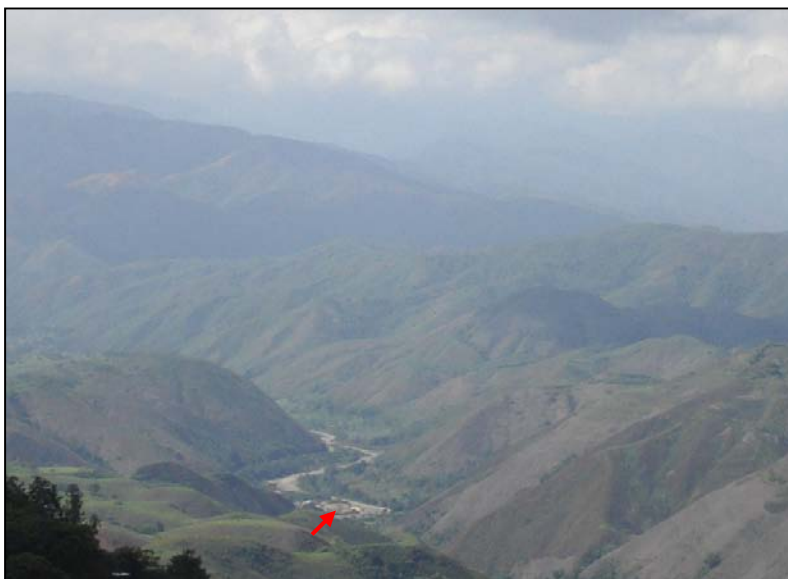


Figura 85. Escondido entre los Andes (Cordillera Vizcaya, como se reconoce localmente) que guardan en sus entrañas el preciado mineral aurífero se encuentra Portovelo (flecha), situado en la parte alta de la provincia de El Oro, en la región Costa del Ecuador; bañado por las aguas del Río Amarillo llamado así por los españoles ya que cuando llegaron a esta región por el oro que se erosionaba de las montañas al río.

El río Calera confluye sus aguas con las del río Amarillo aproximadamente 1.5 Km hacia el Sur, formando primero el río Pindo y luego, el río Puyango, nombre con el que se reconoce esta corriente hidrográfica hasta la frontera Ecuador-Perú (Rhon, 2005). El río Calera es un río en etapa madura, erosivo en la época de lluvias y acumulador de sedimentos en estiaje, por lo que constituye una llanura de inundación conformada por una terraza de más de tres Kilómetros de largo y ciento cincuenta metros de ancho promedio (Figuras 72 y 85).

En esta terraza se ubican la mayor parte de las plantas de beneficio del distrito minero de Portovelo-Zaruma (Figura 72), cuya operación ha aumentado considerablemente la carga de sólidos suspendidos totales del río, al descargar los

relaves finales en el cauce, hecho que es común para la mayoría de las plantas de beneficio que operan en este distrito (Figura 86).



[86a]



[86b]

Figura 86. Descargas hacia el río Calera (afluente del río Amarillo) de relaves [86a] de una planta de beneficio que procesa actualmente minerales con oro por lixiviación con cianuro; y [86b] del depósito histórico de relaves de cianuración producidos por la empresa SADCo en el Distrito Minero Portovelo-Zaruma.

El sistema de agua potable de Portovelo, se abastece del Río Luis por medio de un canal de conducción, de 11 kilómetros de longitud, hasta la planta de tratamiento; luego a través de la red de distribución ingresa a 7 tanques de reserva donde se reparte a los 2300 usuarios que tienen instalaciones domiciliarias (Rhon, 2005). Sin embargo, por la falta de mantenimiento permanente, especialmente cuando llueve, el servicio de agua tratada se ve frecuentemente interrumpido. Debe mencionarse, que este sistema de captación y tratamiento de agua a partir del río Luis, representa sólo casi 50 % de los requerimientos de agua para Portovelo, por lo que el resto de la captación proviene directamente de los ríos Amarillo, Calera y Emboscas. Sin embargo, el agua sin tratamiento químico y bacteriológico previo (con cloro, como se practica en la planta de tratamiento), solo es apta para usos industriales, no es apta para uso doméstico e incluso ni para la agricultura (Rhon, 2005).

En el sector El Pache el suelo está ocupado preferentemente por las plantas de beneficio, incluyendo esto al depósito “informal” de relaves (Figura 72b).

La mayoría de las plantas ubicadas en ambos márgenes del río Calera tienen sus depósitos de relaves invadiendo el cauce del río (figura 86), lo que provoca el impacto del agua y sedimentos con metales pesados y compuestos de cianuro. Donde el suelo no está ocupado por las plantas de beneficio o por los depósitos de relaves, se observan pastizales (pasto chileno, puntero y setárea) para una escasa ganadería (ganado vacuno principalmente) y pequeños sectores cultivados con maní, café, maíz, frijol y árboles frutales (mango, guaba machetera, cítricos). La mayor parte de la producción está dedicada para auto-consumo de sus propietarios o arrendatarios.

El espacio urbano se ha extendido en sentido longitudinal a los valles de los ríos Amarillo y Calera (Figura 72). La urbe inclusive está ocupando laderas inestables y sin infraestructura básica. Como ya se mencionó arriba, la mayor parte de la población se asentó sobre relaves históricos que fueron dejados en el lugar sobre las riberas del Río Amarillo por la empresa estadounidense *South American Development Company* (SADCo) que laboró desde 1896 hasta 1950, esta empresa extraía oro además de concentrados de otros metales como cobre, plomo y zinc.

En la actualidad existen minas y plantas de beneficio de mineral dentro del poblado, la mayoría operando bajo condiciones rudimentarias, sobre todo las operaciones artesanales, aunque también se reconocen en el distrito algunas pequeñas compañías mineras que procesan tanto mineral y relaves de otras compañías mineras para recuperar el oro (Figura 87).

Los procesos metalúrgicos que son empleados en el distrito para extraer el oro, son: (i) amalgamación para las actividades artesanales; y (ii) amalgamación, flotación, lixiviación con cianuro y recuperación del oro disuelto en carbón activado para las empresas a pequeña escala. Aunque la mayoría de los depósitos residuales, sobre todo los relaves de cianuración, ya no son descargados hacia los medios del ambiente, la gran mayoría de ellos son depositados sin medidas de prevención y control de la contaminación (Figuras 72 y 86).



Figura 87. Entrada a una mina de oro ubicada a orillas de una de las avenidas del poblado de Portovelo. Las medidas de seguridad en estas minas son mínimas y se encuentran a un lado de la vivienda familiar por lo que los riesgos de derrumbe están latentes.

Aun cuando la mayoría de los depósitos residuales de la cianuración son depositados en la planicie de inundación del río Calera (Figura 72b), no son tratados para destruir el cianuro, aunque al ser expuestos a las condiciones ambientales se favorece por un lado su degradación natural, y por otro su potencial lavado y transporte vía acuosa hacia suelos, así como corrientes superficiales y subterráneas.

La población de Portovelo, como ya se menciona es cercana de 11,000 habitantes, de los cuales la población infantil entre 1 y 14 años representa casi el 30% de la población (Figura 88). De conformidad con la información del INFOPLAN, el índice de necesidades básicas insatisfechas (NBI) es más elevado en el sector urbano que en el rural, mientras que en los sectores rurales el índice de pobreza es más elevado, tal como se observa en la figura 89 (Rhon, 2005).

Para la población infantil, Portovelo cuenta con un total de 27 centros educativos, 14 ubicados en el área urbana, mientras que en área rural solo se cuenta con infraestructura educativa a nivel primario (tabla 16; Rhon, 2005). La tasa de deserción y de repetición escolar en el nivel primario es del 1.6 % y 2.5 %,

respectivamente; mientras que en el nivel secundario los indicadores de deserción y repetición son del 4 %, tanto en áreas rurales como urbanas. De acuerdo con estimaciones realizadas por la Municipalidad de Portovelo, el índice de analfabetismo urbano es de 4.5 % y el analfabetismo rural asciende al 10.2 %, con una media general para el cantón de 5.7 % de población analfabeta (Rhon, 2005).

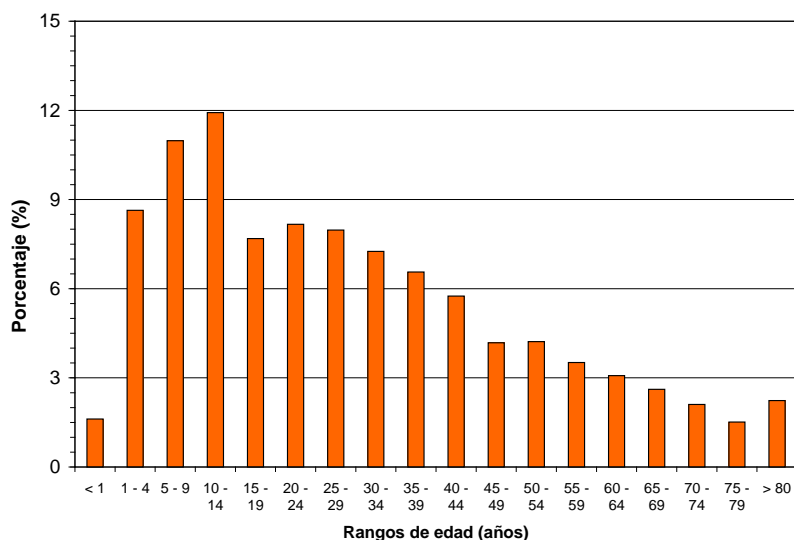


Figura 88. Estadísticas del porcentaje de población por rango de edad en Portovelo. Fuente: INEN, 2001 Elaboración: Equipo técnico Municipio Portovelo/2003 (tomado de Rhon, 2005).

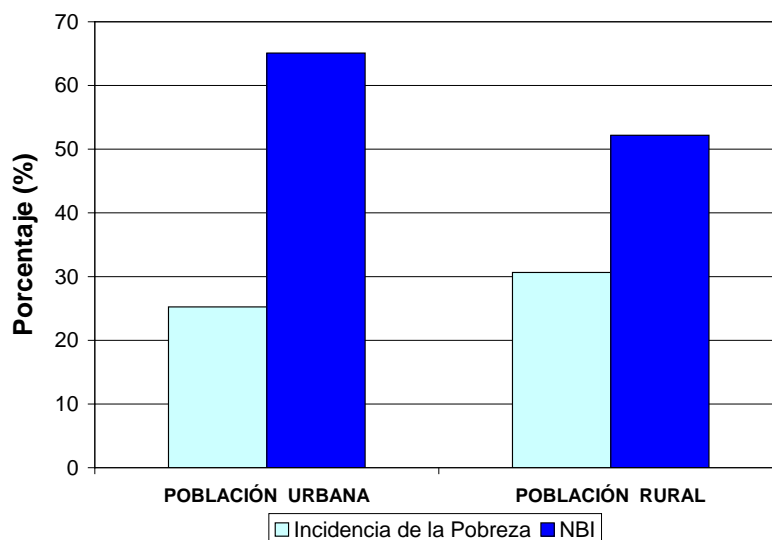


Figura 89. Estadísticas sobre el índice de pobreza y el índice de necesidades básicas insatisfechas (NBI) para las poblaciones urbana y rural de Portovelo, Ecuador. Fuente: INFOPLAN (tomado de Rhon, 2005).

Tabla 16. Centros Educativos del Cantón Portovelo, Ecuador (Fuente: Municipio de Portovelo, inventario 2003; tomado de Rhon, 2005).

Sector	Centro poblacional	Centro Educativo	PRE PRIMARIO	PRIMARIO	SECUNDARIA	SUPERIOR	SUBTOTAL	TOTAL
Portovelo	PORTOVELO	Jhon Dewey	1	1			14	14
		Escuela Federico Froebel	1	1				
		Escuela 24 de Mayo	1	1				
		Escuela Río Amarillo	1	1				
		Escuela Margarita Comas	1	1				
		Colegio Nacional 13 de Mayo			1			
		Colegio Nacional Ciudad de Portovelo			1			
		Extensión de la UTM				1		
		Centro Asociado UNL				1		
Salatí	SALATÍ	Escuela Leopoldo N. Chávez		1			2	7
		Colegio Nacional Miguel Ángel Corral			1			
	AMBOCAS	Escuela Darío Maldonado		1			1	
		Escuela Dr. Eugenio Espejo		1			1	
	CHUNCHI	Escuela Sergio Bravo Paz		1			1	
	EL GUAYABO	Escuela José J. De Olmedo		1			1	
	LOS AMARILLOS	Escuela Eduardo Espinoza		1			1	
POROTILLO TACURI	Escuela Teodoro Wolf Escuela Dolores Ruilova de Guevara		1 1			1 1		
Curtincápac	CURTINCÁPAC	Escuela Santiago Zamora	1	1			3	5
		Colegio Nacional Curtincápac			1			
	LOS LLANOS	Escuela Ciudad de Zaruma		1			1	
LOMA LARGA	Escuela Manuela Cañizares		1			1		
Morales	MORALES CUTUPANO	Escuela G. García Moreno		1			1	2
		Escuela Ciudad de Portovelo		1			1	
TOTAL:			6	15	4	2	27	27

En cuanto a la atención pública del Sector Salud, el Cantón de Portovelo tiene un Centro de Salud con problemas de espacio físico para el equipamiento que dispone, además de que su servicio no es bien apreciado por la población atendida, siendo su nivel de cobertura muy limitado. La demanda que éste cubre es del orden del 60% de la población. El 40% restante ocupa las instituciones médicas privadas o se trasladan a Zaruma y a Piñas. Los Sub-Centros y Postas de Salud cubren las necesidades de estos servicios. Cuenta, en la actualidad, con dos médicos generalistas, una enfermera y dos auxiliares de enfermería (Rhon, 2005).

El Índice de mortalidad infantil es de 28.7 % en la zona urbana y 48.3% en la zona rural. La tasa de mortalidad infantil, de niños menores a un año, se estima en 1.15 por cada mil habitantes y la tasa de mortalidad general, para el cantón Portovelo se establece en 3.9 por cada mil habitantes (Datos INFOPLAN, 2003). Para la población en general, las causales más frecuentes de mortalidad de la población para el cantón Portovelo son los infartos de miocardio, el cáncer gástrico, el cáncer pulmonar y la insuficiencia cardiaca, según datos hasta octubre del 2003.

Existe en la población urbana de Portovelo un gran índice de ocupación infantil, niños y niñas trabajando en explotación de minas. En las minas trabaja un 26.8 % de los niños, en comercio el 9.3 %, agrícola y ganadera 7.2 %, mientras que las niñas se encuentran laborando especialmente en trabajos domésticos (8.2 %) y comercio (4.6 %) (Rhon, 2005).

Durante la visita de trabajo en Portovelo, se realizaron entrevistas personales con distintos sectores de la población para conocer las preocupaciones de la comunidad. A diferentes personas del poblado, entre los que se encuentran dos médicos, el Dr. Jorge Aguilar, director general del centro de salud, así como el Dr. Wilson Sigcho, propietario de una clínica particular. Ambos refirieron que los principales problemas de salud en niños es el asma (Figuras 90 y 91a). Ellos creen que es debido a los vapores de mercurio que respiran en sus hogares donde el papá o la mamá queman la amalgama para recuperar el oro. También nos mencionaron que existe una alta incidencia de cáncer de estómago llegando a haber hasta 4 muertes por año debido a esta causa.

Refieren también haber notado otros efectos relacionados con la exposición del mercurio, como son disminución de las facultades cognitivas, manifestaciones de alteración del sistema nervioso como son temblores de las extremidades de manera incontrolada en los adultos y la caída de dientes que mencionan que antes de que se les cayeran los dueños de las minas se los mandan quitar y poner repuestos.



[90a]



[90b]

Figura 90. Entrevistas personales realizadas al Dr. Jorge Aguilar en su consultorio particular [90a] y al personal del Subcentro de Salud de Portovelo [90b], en donde se les invito a colaborar en el estudio a realizar para los habitantes del poblado.



[91a]



[91b]

Figura 91. [91a] Entrevistas personales realizadas con el Dr. Wilson Sigcho, Director de la Clínica Particular “Alexandra”; [91b] Profesor Milton Yaguana, Director de la Escuela Primaria y Secundaria “13 de Mayo”.

En cuanto a los efectos que ellos atribuyen al uso de cianuro, reportan que los problemas que observan en la población son alteraciones epidérmicas como aparición de granos o salpullido con enrojecimiento de la piel. Ellos desconocen si existe contaminación por alguna otra sustancia de origen inorgánico como lo serían metales. En cuanto a las enfermedades de origen microbiológico reportan que principalmente tienen casos de parasitosis en la población infantil.

El profesor director de una escuela de nivel medio comentó que el también ha notado una mayor dificultad de los niños en la capacidad intelectual dice: “les cuesta más trabajo adquirir conocimientos”, y él lo atribuye a que han estado expuestos desde que estaban in útero a los vapores de mercurio que los padres de familia queman en casa para obtener el oro (figura 91b). También nos ha mencionado que existe el trabajo infantil en las actividades mineras pues los chicos apenas cumplen los 7 años y se van con el jefe de familia a trabajar sacando el mineral de la mina o ayudando a acarrearlo hacia la planta de beneficio.

En un sitio de recreación infantil se entrevistó a una madre de uno de los niños llamada Sra. Martha López, que refirió la presencia de problemas en la piel de los niños presentándose como ronchas en los lugares en donde tenían contacto con la tierra (figura 92). Aquí debe mencionarse que las actividades recreativas de los niños, son realizadas sobre los relaves históricos de la SADCo, en terrenos sin pavimentación o cubierta vegetal (figuras 96 y 97).



Figura 92. Madre de familia entrevistada que nos dio a conocer su preocupación acerca de la contaminación generada por la actividad minera.

VI.1.6.2. *Contaminantes de los medios del ambiente*

Los tipos de contaminantes son principalmente de tipo inorgánico, debido a las actividades minero-metalúrgicas que se han llevado a cabo en el sitio desde hace más de 500 años. Por el tipo de yacimientos que se explotan en el lugar se presume la presencia de contaminantes inorgánicos como arsénico, plomo y cadmio, que son elementos asociados al tipo de mineral extraído. Además de la presencia de mercurio como consecuencia del empleo del proceso de extracción del oro por amalgamación, así como el cianuro que es utilizado como reactivo en la extracción el oro por lixiviación.

Otro de los contaminantes considerados es la gasolina, que se expende en la mayor parte del país con aún altas concentraciones de plomo, por lo que es probable que esto sea otra fuente de contaminación por este elemento.

En el área urbana el servicio municipal de recolección cubre un 95 %, pero no cuenta con un depósito para las basuras. Habitualmente se bota la basura al río Amarillo, en el sector de su confluencia con el Calera, así como los drenajes de las casas, por lo que no se descarta exposición a contaminantes de este tipo (Figura 93). La red de alcantarillado de Portovelo fue construida hace más de 60 años por la SADCo, para abastecer al 10% de la población actual. El servicio cubre al 17 % de las viviendas. Las aguas de desague son canalizadas para desembocar en la Quebrada Matalanga, que es afluente del río Amarillo. El resto de la población tiene canalizaciones que desembocan directamente a los drenajes superficiales, pero el destino final es el Río Amarillo o, en El Pache, el río Calera (Figura 93). También tiran al río todos los residuos de aceites de las máquinas de las plantas de beneficio (Figura 94).

Por otra parte, una de las características de los pueblos mineros es la alta incidencia del alcoholismo entre la población masculina dedicada a esta actividad, tanto en población adolescente, como adulta (Figura 95).



[93a]



[93b]

Figura 93. [93a] La basura municipal es arrojada al Río Amarillo; [93b] Los desagües de drenaje de las casas vierten las aguas negras directamente al Río Amarillo.



Figura 94. Los tambos de aceite y diesel utilizados para la maquinaria de las plantas de beneficio son también tirados al río.

VI.1.6.3. Puntos de exposición

Los puntos de exposición son el suelo en las áreas donde no se encuentra pavimentación ni presencia de vegetación, esto es en algunas áreas de recreación infantil como canchas de fútbol y de voleibol (Figuras 96 y 97), además de las partículas de polvo que son arrastradas a partir del suelo hacia el interior de

las viviendas y también de los camiones que transportan el mineral por las calles del poblado ya que lo hacen sin cubiertas (Figura 98). En estas zonas existe evidencia de exposición infantil y adolescentes, principalmente. En el interior de las casas a pesar de que cuentan con pisos de cemento se observó la presencia de polvo y niños jugando en el suelo de las casas (Figura 99).



Figura 95. Portovelo, pueblo minero, no se queda exento de los problemas de alcoholismo.



Figura 96. Zonas de residuos mineros históricos que no cuentan con pavimentación y que son usadas como canchas de fútbol infantil.



Figura 97. Zonas de residuos mineros históricos que no cuentan con pavimentación y que son usadas como canchas de voleibol por los niños y pobladores de Portovelo.



Figura 98. Otro punto de exposición a los contaminantes es en las calles del poblado donde a pesar de estar pavimentadas el transporte del mineral molido es realizado en camiones descubiertos que transitan por las principales avenidas ya que las minas y plantas de beneficio se encuentran cerca o dentro del poblado.



Figura 99. Niño jugando en el piso de su casa en donde se observa el polvo que entra de la calle que no se encuentra pavimentada.

En los patios internos de algunas casas se observó la presencia de residuos y evidencias de que los niños juegan ahí, lo que podría ser otro punto de exposición (Figura 100). El agua del Río Amarillo no es para uso ni consumo humano (Figura 101), existen algunos plantíos cerca del río, pero son de temporal, por lo que son regados con el agua de lluvia. Aquí en el río no se tiene presencia de peces por lo que la población no se expone a los contaminantes por esta vía.



Figura 100. Planta de beneficio ubicada en el patio de una casa. Obsérvese el juguete que se encuentra en la pila de residuos de cianuración, señal de que los niños juegan en esta área.



Figura 101. Río Amarillo el poblado se encuentra a los lados del mismo y no son utilizadas sus aguas para el uso ni consumo humano. El agua que utilizan los habitantes la toman río arriba y también de algunos pozos ubicados aguas arriba del poblado.

*VI.1.6.4. Evaluación preliminar de la contaminación ambiental:
identificación de contaminantes críticos*

La fase ambiental de la Metodología aplicada para la Evaluación del Riesgo en Salud consistió en una evaluación preliminar a través de la identificación de las fuentes potenciales de los contaminantes, así como de sus rutas de transporte y medios de depósito.

Al inicio, a través de un recorrido del sitio, se determinó que el medio del ambiente impactado y que representa un riesgo para la salud es el suelo superficial de áreas de recreación infantil que es donde un número considerable de niños pasan buena parte de su tiempo libre. Por ello, se colectaron algunas muestras de suelo superficial. En este muestreo preliminar, no se colectaron muestras de agua, ya que la población no utiliza el agua del río aguas abajo de donde se encuentran las plantas de beneficio y tampoco utilizan el río para lavar ropa ni para bañarse.

El muestreo de suelo superficial se realizó marcando un área de 1m por 1m y se tomó un centímetro de profundidad aproximadamente de suelo (figura 102). Se colectó suelo en áreas de recreo infantil donde se observó la presencia de niños jugando y en el patio deportivo de una escuela de nivel medio (figuras 96 y 97).

El muestreo preliminar se realizó en la temporada de invierno que corresponde a la época de lluvias. El muestreo definitivo para la evaluación del riesgo se realizará en las dos diferentes épocas del año, tanto la de lluvias como la temporada de secas.

Los procedimientos y métodos utilizados para la preparación y análisis químico de las muestras de suelo superficial colectadas en el área de estudio, fueron los mismos a los reportados en la sección de metodología de este documento para el muestreo de suelo superficial.

Con base a los antecedentes sobre los impactos en el ambiente por la actividad minera, el tipo de mineralización explotada y beneficiada, y los métodos de beneficio empleados para la extracción y recuperación del oro en cualquiera de los

niveles de explotación (de escala artesanal a pequeña y mediana minería), para esta evaluación preliminar del riesgo en salud se analizó la concentración total y la concentración bioaccesible de arsénico, plomo y mercurio en las muestras de suelo colectadas. En las Figuras 103 y 104 se reportan las concentraciones total y bioaccesible para estos tres elementos tóxicos inorgánicos, respectivamente; aunque debe subrayarse que la bioaccesibilidad de los contaminantes se reporta en porcentaje.

La concentración total reportada en la Figura 103 permite definir como contaminante crítico al arsénico debido a que la concentración encontrada en suelo es mayor a la concentración de referencia establecida para suelos de uso residencial en la Norma Oficial Mexicana- 147-SEMANARNAT/SSA-2004, que es de 22 mg/Kg. El plomo y el mercurio no deberían ser considerados como contaminantes críticos ya que su concentración encontrada en suelo no rebasa los niveles máximos permitidos por esta misma norma y por normas internacionales que son de 400 y 23 mg/Kg, respectivamente, para suelos con uso residencial.



Figura 102. Muestreo de suelo superficial en una zona de recreación infantil ubicada en una escuela primaria.

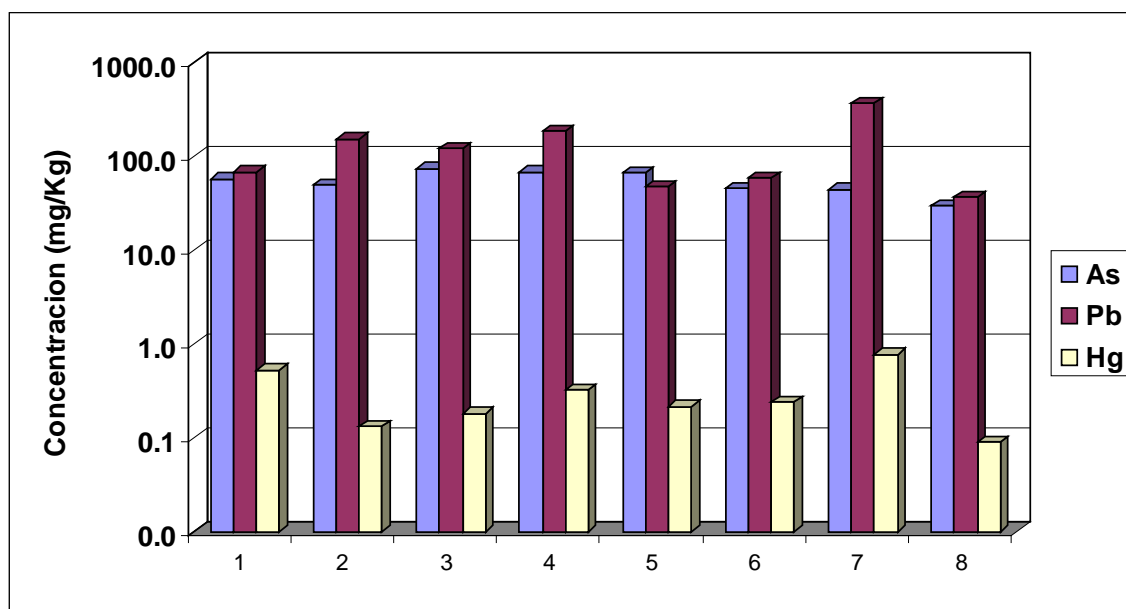


Figura 103. Concentración total recuperable de arsénico (As), plomo (Pb) y mercurio (Hg) en muestras de suelo del área de Portovelo: [1] suelo aluvial cerca de mina de Johny (figura 87); [2] mineral explotable en la mina de Johny (figura 87); [3] suelo superficial en la entrada de la mina de Johny (figura 87); [4] suelo superficial en área recreativa infantil de Portovelo en asentamiento urbanizado sobre jales históricos de la SADCO (figura 86a); [5] suelo entre 30 y 100cm de profundidad en asentamiento urbanizado sobre jales históricos de la SADCO; [6] suelo superficial en área recreativa infantil de Portovelo en asentamiento urbanizado sobre jales históricos de la SADCO (figura 97a); [7] suelo superficial fuera del campo de fútbol del Colegio Nacional 13 de mayo Portovelo (figura 102); [8] suelo superficial en el terreno del mismo campo de fútbol (figura 96b).

Sin embargo, si se considera la concentración bioaccesible de los tres contaminantes analizados, incluso el arsénico no debería ser considerado como un contaminante crítico si se considera a la ingestión de suelo como la ruta de exposición, debido a su muy bajo porcentaje de bioaccesibilidad en fase gástrica (< 10%, figura 104), lo que hace que la concentración bioaccesible de arsénico sea menor de 7 mg/Kg, inferior al criterio de referencia de 22 mg/Kg.

Aun cuando la concentración total y bioaccesible para As y Hg en las muestras de suelo analizadas en esta evaluación preliminar sea menor a los criterios de referencia, se mantienen para este estudio como contaminantes críticos, al igual que el cianuro, debido a su preocupación social y a la particularidad de su manejo, sobre todo en operaciones artesanales, donde es necesario la evaluación

de la contaminación en detalle, debido a la dificultad por coleccionar muestras de suelo en áreas representativas de este tipo de operaciones durante la evaluación preliminar.

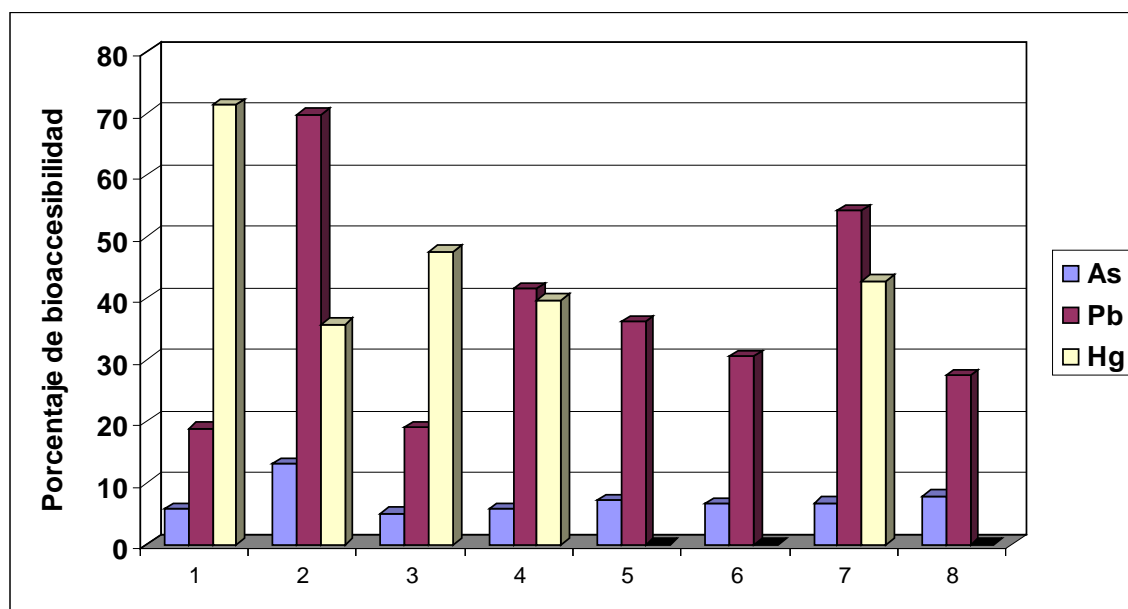


Figura 104. Porcentaje de bioaccesibilidad determinada por el método SBRC para arsénico (As), plomo (Pb) y mercurio (Hg) en las muestras de suelo del área de Portovelo, cuya concentración de contaminantes se reporta en la figura 103.

VI.1.6.5. *Análisis preliminar de las rutas de exposición*

A partir de la información arriba descrita, se considera el siguiente escenario en el análisis preliminar de rutas de exposición para la población infantil que podría ser estudiada en esta primera etapa del “**Programa de Minería y Salud Ambiental en el Sur del Ecuador**”, enumerados en orden prioritario a ser considerado:

1. FUENTE DE CONTAMINACIÓN: [i] residuos mineros históricos; [ii] procesos metalúrgicos activos e ineficientes; [iii] residuos mineros de operaciones minero-metalúrgicas activas.
2. MEDIO AMBIENTAL: [i] suelo superficial; [ii] polvo; [iii] agua superficial.

3. PUNTO DE EXPOSICIÓN: [i] áreas de recreación infantil; [ii] actividades laborales; [iii] interior de casas hogar.
4. VÍA DE EXPOSICIÓN: [i] inhalación de partículas de suelo y polvo transportadas a través del aire; [ii] ingestión de suelo y polvo a través del contacto con suelo-mano-boca; [iii] inhalación e ingestión de gases, polvo y partículas contaminantes durante actividades laborales.
5. POBLACIÓN RECEPTORA. Población infantil que está en contacto con los medios del ambiente contaminados a través de los juegos que realizan en las áreas de recreación, dentro de sus hogares y durante actividades laborales. Niños en edades desde los 4 años hasta los 16 años. Población infantil estimada en riesgo 2,000 niños aproximadamente.

VI.1.6.6. Percepción del riesgo.

En las siguientes figuras se muestran algunos de los dibujos que realizaron los niños a las preguntas de “¿Cómo es el lugar donde vives?”, se observan en los dibujos como las actividades mineras y la presencia de las minas cerca al lugar donde viven es común y ellos lo conocen como parte de su entorno, así como una actividad normal en su vida diaria, de aquí que los problemas asociados a estas actividades realizadas a pequeña escala, como lo es la disposición de los residuos que pueden contener elementos tóxicos es también una situación común y parte de su diario vivir por lo que no los reconocen como un elemento peligroso para su salud, además de que como ya se mencionó realizan en sus casas extracción de los metales a partir de la amalgamación con mercurio, lo cual también es altamente peligroso para la salud, no sólo de los niños sino de las madres y el resto de la familia (figura 105). También se les realizaron las preguntas de: ¿Qué te hace bien del lugar donde vives? y ¿Qué te hace mal del lugar donde vives?, a las cuales los niños dibujaron también elementos relacionados con las actividades mineras y con la disposición de la basura que en el poblado aún existen personas que la vierten directamente en el río (figura 106).

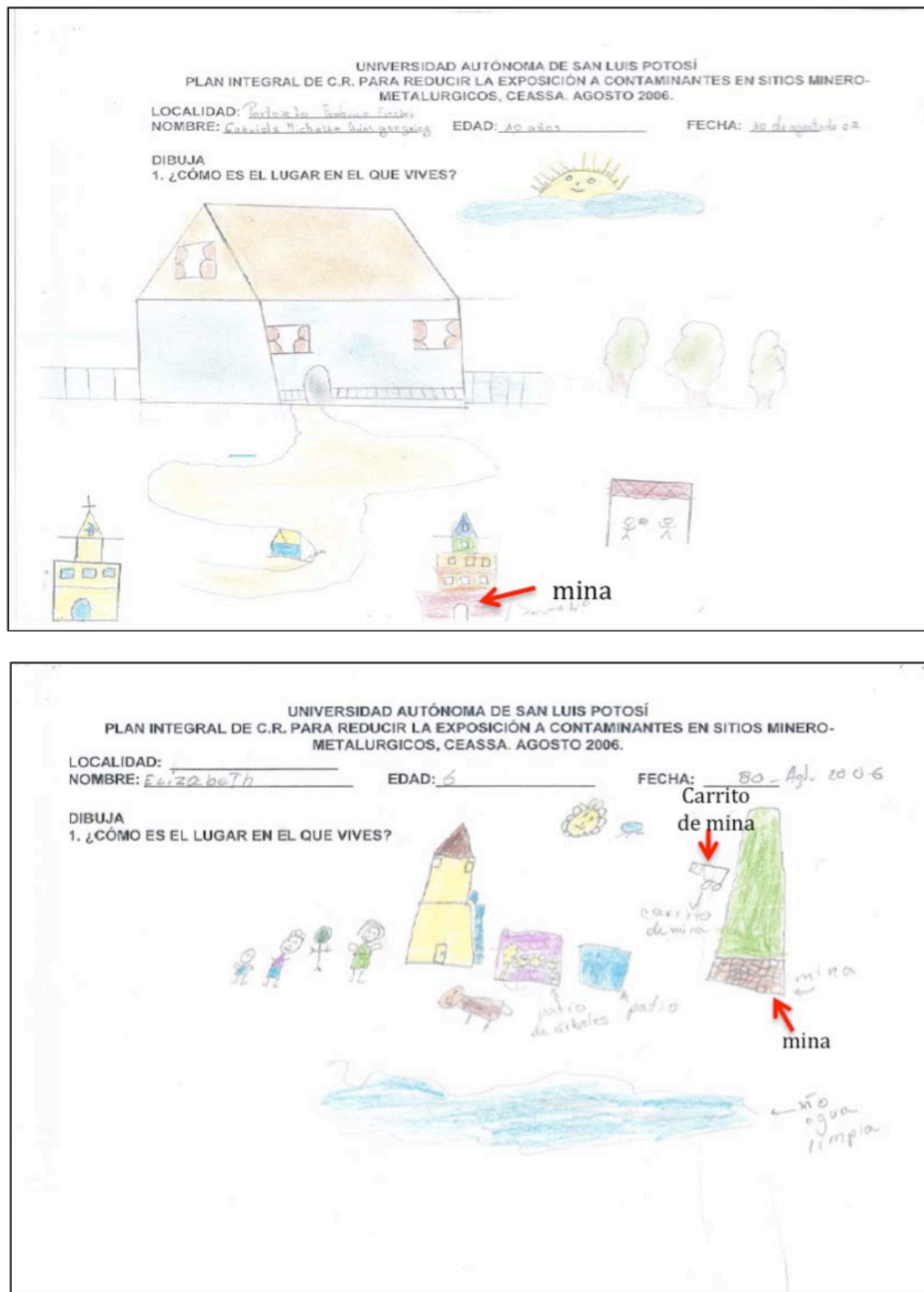


Figura 105. Dibujos que realizaron niños que viven en el distrito minero de Portovelo, en donde se observa que ellos dibujan las minas cercanas a sus casas y elementos utilizados durante esta actividad, como el carrito de mina usado para sacar el mineral cuando se realiza de manera artesanal a pequeña escala.

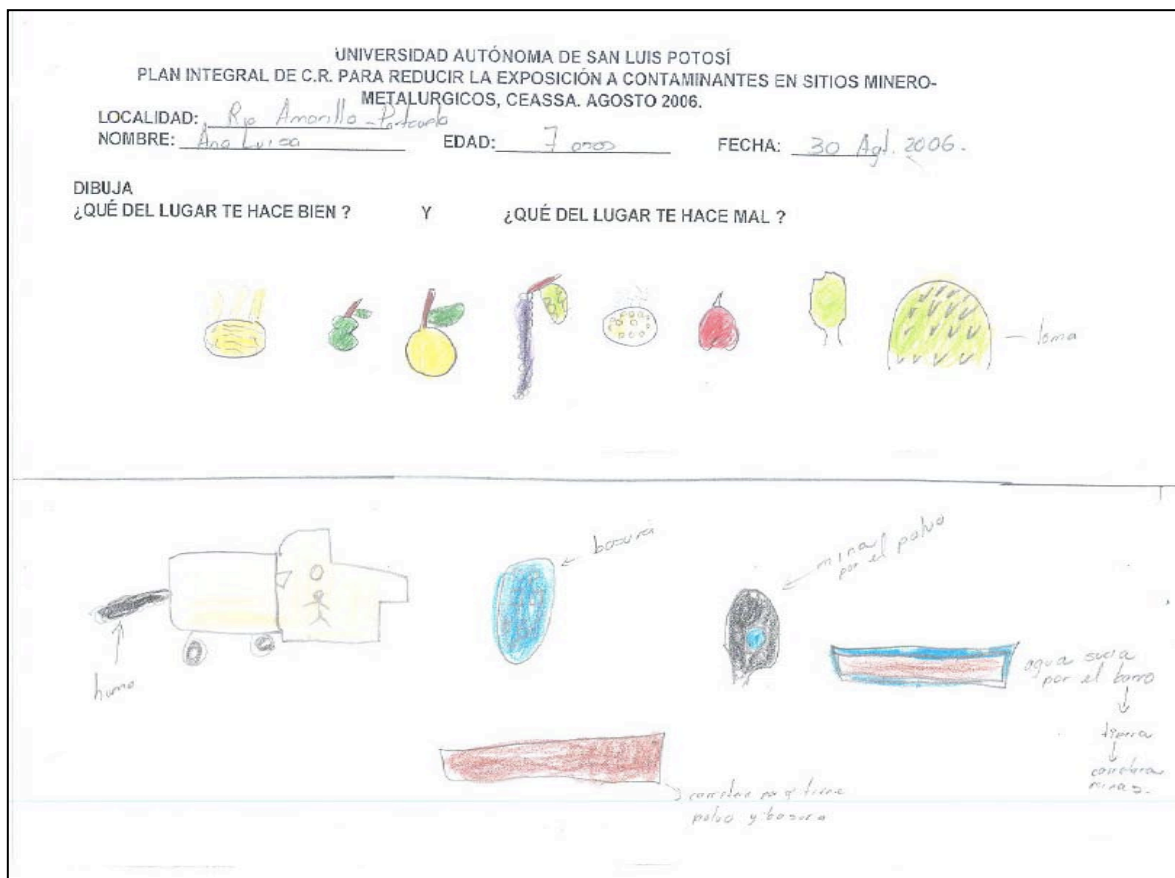


Figura 106. Dibujo que muestra un ejemplo de cómo los niños que viven en Portovelo, que es lo que les hace bien y que es lo que les hace mal del lugar en que viven, se observa como este niño dibuja elementos relacionados con la minería, como lo es los camiones de mina que circulan por las calles del poblado, el polvo de la mina, la basura en el agua y en las calles y también sólidos disueltos que en ocasiones llegan a ser bastante perceptibles y los niños lo refieren como polvo en el río y lodo.

VI.1.7. Discusión y Conclusiones

Las características de estos sitios mineros en el Sur de Ecuador son en general similares a las estudiadas en los sitios con pasivos ambientales en México, aunque con diferencias en la fase ambiental que pueden representar un riesgo diferente para la salud infantil pues la exposición a los vapores de mercurio es para este grupo poblacional muy peligroso por los efectos tóxicos que llegan a sufrir los niños. Sin embargo las estrategias y acciones de prevención propuestas, combinando la educación ambiental con la nutrición ambiental permitirá lograr proteger a la población de los efectos adversos de los contaminantes, además las

acciones para lograr y mantener el control en la exposición impidiendo el contacto, la liberación y la dispersión de los elementos tóxicos.

Durante la etapa de diagnóstico ambiental de sitios mineros del Sur del Ecuador que han sido estudiados, se caracterizaron los medios del ambiente que son impactados por las actividades mineras. Los niveles de concentración de los contaminantes considerados como críticos en los medios impactados, han sido comparados con criterios de referencia internacionales, entre ellos los establecidos en la NOM-147-SEMARNAT/SSA-2004, de México, que establece los criterios para la remediación de suelos contaminados por arsénico y otros contaminantes inorgánicos de naturaleza metálica (SEMARNAT, 2005). Además, el diagnóstico ambiental realizado en operaciones mineras representativas de cada distrito del Sur del Ecuador en sus tres escalas de explotación y operación (artesanal, pequeña y mediana minería), permitió establecer un programa de capacitación para el manejo ambiental de sus operaciones, así como de manera conjunta, los programas de manejo ambiental de estas operaciones, donde se propone privilegiar la prevención y control de la contaminación para las operaciones en activo, y la remediación en sitios con pasivos ambientales.

Por otra parte, la exposición a los elementos tóxicos en sitios mineros a través de la inhalación o ingesta de partículas de suelo y polvo por la población infantil y adulta, se considera como alta ya que aunque la biodisponibilidad de estos tóxicos es menor en comparación con la exposición asociada a la ingesta de agua contaminada, las concentraciones presentes en suelo y polvo son comúnmente superiores, por lo que la población está expuesta a dosis mayores.

De ahí que los niveles detectados de elementos tóxicos tanto en orina como en sangre de los niños, pueden llegar a ser superiores a los máximos permitidos. Se puede por tanto esperar tener dosis biológicas efectivas capaces de producir daño en las estructuras celulares que son blanco de la toxicidad de estos elementos, como son las macromoléculas, entre ellas el ADN. Al evaluar este tipo de daño celular, se puede tener una medida de la inestabilidad genómica en los

individuos expuestos y mediante el empleo de biomarcadores de efecto temprano, cuyo significado biológico es predecible, se podría prevenir la aparición de los síntomas de enfermedades crónicas de origen ambiental.

Con base a la metodología que combina técnicas de citogenética clásica con técnicas moleculares, se podría establecer si el tipo de daño esta asociado a un mecanismo de clastogenicidad, donde los efectos biológicos serán menos severos que si el daño generado es por aneuploidías, ya que la cantidad de material genético involucrado en la alteración es mayor.

Se propone realizar la evaluación de biomarcadores de efecto temprano, con parámetros que permitan predecir un efecto biológico relacionado con la aparición de alguna enfermedad. Estas técnicas realizadas en tejidos de primocontacto tienen la ventaja de ser muestras no invasivas, lo que es muy importante en los biomonitoreos poblacionales, sobretodo cuando se trata de evaluar niños, además de ser una metodología sencilla y económica.

Una de las características de la contaminación en sitios mineros es la presencia de mezclas complejas de elementos tóxicos, que aunado al estilo de vida y hábitos alimenticios de los niños que viven en estas zonas (pues pudimos observar que en algunos casos los niños están involucrados en los trabajos relacionados con las actividades mineras), podría tener un efecto aditivo o sinérgico en la toxicidad de los contaminantes, con lo cual la magnitud en los valores de los biomarcadores serán mayores a los reportados en estudios donde solo se valora la exposición a un solo elemento. En Ecuador, el riesgo en Salud esta asociado a los pasivos ambientales de origen minero, donde a pesar que la concentración y la biodisponibilidad de los elementos tóxicos son menores que en las de origen metalúrgico, el tiempo de exposición parece ser mayor. Esta hipótesis podrá ser evaluada, sin duda, a través de los estudios propuestos.

Al aplicar técnicas de citogenética molecular con los biomarcadores (micronúcleos combinados con FISH o ensayo cometa combinado con FISH),

podría predecirse el efecto biológico que sucedería de no reducir o eliminar la exposición. Dado el grado y tipo de exposición de los niños en este sitio, se podría encontrar daño en el ADN de sus células epiteliales de la mucosa oral, pues este tejido se encuentra en constante división y el daño generado por los metales durante la mitosis de las láminas basales, ya sean rompimientos o pérdidas cromosómicas, se manifestarían como MN en las células de descamación, obteniéndose una medida de la inestabilidad genómica, lo que les predispone a adquirir enfermedades crónico degenerativas (*diabetes mellitus*, insuficiencia renal, etc.) o transformaciones neoplásicas (cáncer).

La evaluación de riesgo en salud, involucrará entonces no solo los resultados de la caracterización ambiental de los sitios (incluyendo esto la determinación de las rutas de exposición), sino también la caracterización del riesgo empleando los resultados de los biomarcadores de exposición y de efecto, así como de la bioaccesibilidad de los contaminantes. A partir de la evaluación del riesgo, se establecerán prioridades de remediación y los programas de intervención, que incluyan la comunicación del riesgo dirigida a los diferentes actores responsables del bienestar de la población infantil y en general de toda la comunidad.

CONCLUSIONES GENERALES

En México, como en la mayoría de los países de América Latina, la minería ha sido una de las actividades más antiguas e históricamente importantes para su desarrollo. Durante siglos, se han extraído grandes volúmenes de materiales de la corteza terrestre para recuperar los elementos de interés económico. Pero también con ello, se provocó históricamente impactos en los medios del ambiente por el empleo de procesos contaminantes y por el depósito y manejo empírico y rudimentario de sus residuos, bajo condiciones que se ignoraba, traían como consecuencia impactos ambientales y riesgos en la salud de las poblaciones expuestas. Esto último debido a que con el paso del tiempo y con el crecimiento poblacional en su apogeo, algunos de los sitios mineros se convirtieron en centro de desarrollo de comunidades, pueblos e incluso ciudades, donde la presencia de pasivos ambientales de origen minero es una característica común de estos sitios.

Los yacimientos minerales fuente de los elementos de interés económico, contienen también otros elementos que tienen la propiedad de ser tóxicos para el ser humano, quedando expuestos a poblaciones humanas a través de la inhalación, ingestión o contacto con los medios contaminados o con emisiones contaminantes. La contaminación en áreas mineras y metalúrgicas, activas e inactivas, se distingue sobre todo por la presencia de arsénico y metales pesados, como plomo, cadmio y mercurio, que ahora se reconocen se acompañan en mezclas que incrementan su toxicidad. Por esta razón, en la última década, las compañías mineras se han visto obligadas a mejorar su desempeño ambiental y reducir sus impactos en el ambiente, ya que millones de personas se encuentran expuestas a mezclas de metales y metaloides en sitios mineros y metalúrgicos.

Aun cuando la Organización Mundial para la Salud ha reportado que un tercio de las enfermedades a nivel mundial son atribuidas a la exposición a factores ambientales, no se conoce lo suficiente sobre los riesgos en la salud de los niños

expuestos a este tipo de contaminantes del ambiente, así como de los efectos producidos por exposiciones crónicas aún a niveles considerados bajos o cercanos a los niveles permisibles en cada uno de los medios del ambiente, y peor aun a mezclas de contaminantes, como es el caso de los sitios donde existen pasivos ambientales de origen minero.

En este trabajo, se abordó entonces el diseño, propuesta y aplicación de un Programa Integral Ambiental y de Salud para la remediación de sitios mineros contaminados, el cual está basado inicialmente en la aplicación de la metodología para la evaluación de riesgo en salud de población humana expuesta, propuesta por Díaz-Barriga (1999) para sitios mineros contaminados de América Latina, la cual fue adaptada a situaciones de sitios impactados en los cuales el factor económico es primordial para la toma de decisiones en acciones de remediación, en particular de sitios con pasivos ambientales.

El Programa Integral que se propone, fue aplicado a dos casos de estudio: (i) el caso del Municipio de Villa de la Paz en el estado de San Luis Potosí; y (ii) el caso del Sur del Ecuador.

El Municipio de Villa de la Paz, S.L.P., cuenta con una población aproximada de 5,000 habitantes, distribuida mayormente en el área urbana de Villa de la Paz, donde viven casi 3500 habitantes, de los cuales, 1096 son niños de 0 a 14 años de edad, con 383 entre 0 y 4 años y 416 de 6 a 11 años. En este municipio ha existido la minería por más de 200 años, teniendo aun actualmente actividad minera a partir de los yacimientos localizados en la Sierra del Fraile. Los yacimientos que se han explotado son polimetálicos con valores de plomo, cobre, zinc, oro y plata, a los que se asocian elementos tóxicos como arsénico y cadmio.

Durante la última década, diversos trabajos reportaron elevadas concentraciones en suelo de arsénico, plomo y cadmio. Estas concentraciones son superiores a las concentraciones totales de referencia (CR_T) para arsénico (22 mg/Kg), plomo (400 mg/Kg) y cadmio (37 mg/Kg) en suelos de uso residencial, señaladas por la NOM-

147-SEMARNAT/SSA1-2004. Estos estudios demostraron anomalías de concentración de contaminantes en el suelo, influenciados por la mineralización polimetálica localizada en la Sierra del Fraile, y por el transporte de los residuos mineros o de partículas de las áreas mineralizadas a través de arroyos intermitentes desde la Sierra del Fraile hacia el valle de Matehuala. Así mismo, fue reportada una primera Evaluación de Riesgo a la Salud que estableció a los residuos mineros recientes (jales) como la principal fuente de contaminación tanto para la cabecera municipal de Villa de la Paz, como para la Colonia Real de Minas. Los niveles de los biomarcadores de exposición (Pb en sangre y As en orina) reportados, se encontraban ya por arriba de los considerados como seguros para el humano, presentando además los niños daño en el material hereditario o ADN (ensayo cometa) de sus células sanguíneas (linfocitos). Estos primeros reportes concluían con la necesidad de eliminar la exposición de los contaminantes en el sitio, asumiendo exclusivamente a los jales como origen de la contaminación y por tanto la única fuente por controlar.

Una vez revisados los antecedentes para el sitio contaminado del distrito minero de Santa María de la Paz, se observó que las evidencias disponibles hasta el momento de iniciar este proyecto, todas ellas proponían estrategias de remediación o de control de la contaminación que no eran técnica, ni económicamente viables para el sitio, pues no sólo en una gran área del sitio el suelo superficial se encuentra con concentraciones de elementos tóxicos en niveles considerados de riesgo para la salud humana, sino también la especiación de ambos contaminantes críticos dificultan procesos convencionales como la estabilización y/o solidificación *in situ* (Tellez, 2008).

Por ello, a partir de la información disponible, y tomando sobre todo las evidencias de campo y los resultados reportados por Razo (2006), se estableció como zona prioritaria para atención dentro de un Programa de Remediación de suelos contaminados del distrito minero de Santa María de la Paz, al suelo de la zona urbana de la cabecera municipal de Villa de la Paz, donde se encuentra expuesto

el mayor número de habitantes del municipio, con clara evidencia de presencia de fuentes y rutas de exposición de los contaminantes.

A partir del trabajo desarrollado aquí reportado, se concluye lo siguiente:

1. Se reconocen a los terreros históricos abandonados como la principal fuente de la contaminación y exposición de los contaminantes de origen minero (plomo, arsénico y cadmio) en el área urbana de Villa de la Paz. De estos pasivos ambientales, se reconocieron a dos como las principales fuentes por su dimensión y ubicación: el Terrero “Mirador” y el Terrero “Campo de Beisbol”. Esto fue confirmado por los resultados de un muestreo dirigido de suelo superficial en las áreas de mayor exposición de la población humana con relación a las actuales operaciones mineras y a los residuos mineros históricos (terreros considerados como pasivos ambientales), así como en las áreas identificadas como rutas de transporte y depósito de los contaminantes.
2. El plomo en suelo superficial se encontró en rangos de concentración total entre 37 y 18,397 mg/Kg, con 94% de las muestras en valores superiores al límite máximo del rango de concentración basal para el plomo en el sitio (108.5 mg/Kg), con una mediana de 900 mg/Kg, lo que confirmó que en el área urbana de Villa de la Paz, existe una contaminación de los suelos que no es de origen natural (o basal). La información obtenida señala que 78% de las muestras analizadas presentan un valor superior a la concentración total de referencia a partir de la cual se recomienda la limpieza de suelos contaminados por plomo, de acuerdo a lo establecido por la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 para suelo de uso agrícola o residencial (400 mg/Kg).
3. El arsénico en suelo superficial del área urbana de Villa de la Paz se encontró dentro del rango de 34 a 12687 mg As/Kg. Esto es, 100% de las muestras contienen arsénico por arriba de la concentración de referencia total (CR_T) a partir de la cual se recomienda la limpieza de suelos de uso agrícola o residencial, contaminados por arsénico, según la NOM-147-

SEMARNAT/SSA1-2004 (22 mg/Kg). Puesto que 96% de las muestras analizadas se encuentran por arriba del límite superior del rango de concentración basal determinado para el sitio (187 mg/Kg As), se confirmó que las altas concentraciones de As tampoco se relacionan a las concentraciones basales en el sitio, sino son consecuencia de la dispersión desde una fuente no controlada.

4. Las concentraciones bioaccesibles de plomo en suelo superficial varían de 36 a 9050 mg/Kg Pb, con una mediana de 416 mg/Kg y 51% de las muestras con una concentración de plomo por arriba de la concentración de referencia total señalada por la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, a partir de la cual se recomiendan acciones de remediación para suelo de uso agrícola y residencial (400 mg/Kg Pb). En cambio, el 98% de las muestras de suelo superficial presentan concentraciones de arsénico bioaccesible (rango 18 a 690 mg/Kg) por arriba de la concentración de referencia total señalada por la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 para este elemento (22 mg/Kg As), con una mediana de 186 mg/Kg As bioaccesible.
5. Los mapas de isoconcentración (total y bioaccesible) de plomo y arsénico, demostraron que la mayor concentración total de los contaminantes en las áreas urbana y suburbana de Villa de la Paz, se ubica directamente sobre los terreros abandonados (residuos mineros históricos), a partir de las cuales se distribuyen los halos de dispersión de la contaminación del suelo superficial, como consecuencia de la erosión y transporte hídrico de partículas desde los terreros, siguiendo a la topografía del terreno.
6. La distribución de la concentración de arsénico reportada por Razo (2006) como la concentración de riesgo para la salud de la población infantil de Villa de la Paz (1175 mg/Kg, umbral de riesgo), se observó como un halo de dispersión desde los terreros hacia el área urbana de Villa de la Paz, cubriendo casi toda la superficie de esta localidad.

-
7. El muestreo en los taludes expuestos del terrero “Campo de Beisbol” señaló concentraciones totales de arsénico de 844 a 10,984 mg/Kg; y de plomo en un rango de 746 a 4320 mg/Kg. Para ambos elementos tóxicos su concentración total es superior a los valores de concentración total de referencia de la NOM-147-SEMARNAT/SSA-2004 para suelo de uso agrícola o residencial. Las concentraciones bioaccesibles de arsénico y plomo en el talud de este terrero, son también todas superiores a las concentraciones de referencia totales (CR_T) de la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, lo que confirmó el riesgo para la población humana expuesta al terrero “Campo de Beisbol”.
 8. En el Terrero “Mirador”, las concentraciones totales y bioaccesibles para arsénico y plomo en los taludes y terrazas son aún mayores comparadas a las obtenidas para el Terrero “Campo de Beisbol”. Por el tipo de actividades recreativas de los niños, los niveles de exposición son significativos, con la consecuencia del riesgo a su Salud.
 9. Se realizó enseguida un estudio en Salud Ambiental para la población más susceptible, en este caso la infantil, con el fin de confirmar la exposición y daño en la población receptora de los contaminantes, de tal manera que se pudiera apoyar la toma de decisiones sobre medidas preventivas y correctivas en el sitio. Se evaluaron las rutas de exposición, donde las fuentes de contaminantes resultaron también sitios de exposición, ya que el Terrero Mirador representa un sitio de recreación concurrido por la población local, mientras que el terrero Campo de Beisbol, se encuentra ubicado justo en el paso peatonal muy confluente en la zona, puesto que conecta dos importantes calles con el área donde se localizan las instalaciones de la Guardería Municipal, el DIF Municipal, la Unidad de Rehabilitación, y una Escuela Primaria.
 10. Se realizaron tres monitoreos biológicos en población infantil de 4 a 10 años. El primer monitoreo biológico fue de diagnóstico (realizado en junio de 2006); el segundo fue selectivo hacia los niños con valores superiores a los niveles

establecidos como permisibles para plomo en sangre por la NOM-199-SSA1-2000 (realizado en diciembre 2006); y el tercer monitoreo en el mes de mayo de 2007 en el que se invitó a todos los padres de familia, pero solo algunos de ellos aceptaron volver a participar. En el primer monitoreo biológico se encontraron niveles de plomo en sangre por arriba de los niveles establecidos como permisibles por la NOM-199-SSA1-2000 (10 µg/dL) en el 28% de la población estudiada (30 niños de un total de 107) y 8 de estos niños presentaron niveles superiores a los 15 µg/dL, con un caso correspondiendo al valor máximo de 21.5µg/dL Pb (Tabla 6). En el segundo monitoreo, 24% de los niños estudiados presentaron niveles de plomo en sangre por arriba del nivel máximo permisible, de los cuales solo 2 niños reportaron niveles superiores a los 15 µg/dL. En el tercer monitoreo, ~~ningún~~ ^{un} niño de los 69 estudiados, presentó niveles mayores a 10 µg/dL, siendo el valor máximo de 9.5 µg/dL obtenido para este monitoreo. Pero casi el 50 % de los niños presentaron valores entre 5 y 10 µg/dL, y casi el 80 % de los niños estudiados presentaron niveles por arriba de 5 µg/dL, nivel considerado como intoxicación por plomo en niños por el CDC.

11. En el primer monitoreo biológico se encontró que casi 20% de los niños estudiados presentaron niveles de arsénico en orina por arriba de los niveles establecidos como permisibles para población expuesta no ocupacionalmente por la USEPA (50 µg/g creatinina), lo que corresponde a 23 niños de un total de 113, sobresaliendo que de estos niños, 9 presentaron niveles superiores a 100 µg/g creatinina. Además, debe señalarse del caso de un niño que presentó una concentración de arsénico en orina superior ~~pg/280~~ ^{pg/280} creatinina. En el segundo monitoreo biológico, 30% de los niños estudiados, reportaron niveles de arsénico en orina por arriba de ~~50~~ ¹⁰⁰ µg/g creatinina (10 niños de un total de 33), de los cuales solo 3 niños presentaron niveles superiores a 100 µg/g creatinina. En ~~el~~ ^{el} último monitoreo se observa que el porcentaje de niños con niveles superiores al valor permisible disminuyó a casi

10 % de los niños estudiados, lo que corresponde a 8 niños de los 78 estudiados.

12. Se evaluaron biomarcadores de efecto temprano a través de la frecuencia de células micronucleadas (CMN) presentes en el epitelio de la mucosa oral de los niños que participaron en el estudio para cada uno de los monitoreos, para promover el uso de muestras no invasivas en población infantil. En el primer monitoreo se encontró que casi el 50 % de los niños que participaron en el estudio tuvieron un número de CMN mayor al valor considerado como basal por Bonassi *et al.* (2011), el cual disminuyó hacia los siguientes dos monitoreos. Al relacionar los resultados de biomarcadores de efecto temprano con la exposición a los elementos genotóxicos, particularmente arsénico, se encontró una correlación directa de casi 50% del daño medido en los niños, se puede atribuir a la presencia del arsénico en la orina.
13. Después de realizado el primer monitoreo, se inició un Programa de Intervención para la protección de la salud ambiental de los niños que viven en esta comunidad, las acciones de este programa se continuaron a lo largo del año escolar, dirigidas principalmente a los padres de familia. La disminución en los niveles de plomo en sangre, de arsénico en orina y de daño en las células de primocontacto de los niños que participaron en el segundo y tercer monitoreo, se asocia a las acciones de Comunicación Ambiental implementadas con Madres de Familia y Profesores de los niños.
14. Se observó que a pesar que el valor de la mediana para plomo en sangre y arsénico en orina en los tres monitoreos, resultó inferior al criterio de referencia que establece un riesgo para la salud humana, existen niños con concentraciones de los biomarcadores de exposición significativamente superiores, tanto al valor de la mediana como al criterio de referencia correspondiente. El estudio reportado demostró que la dosis mayor para los casos extremos, es consecuencia de una ruta de exposición adicional. Al revisar de manera específica estos casos extremos, se identificó esta ruta

adicional, la cual corresponde a la exposición en áreas recreativas de su casa habitación. Aun con la aplicación del programa de intervención que dio resultado en la mayoría de la población infantil local, sin la eliminación de esta ruta de exposición adicional, será difícil disminuir el riesgo en estos casos.

15. Se propuso la aplicación de un *Programa Integral de Intervención* orientado a disminuir la exposición a los contaminantes presentes en los pasivos ambientales de origen minero. Este Programa Integral de Intervención incluye dos Programas orientados a la disminución de la exposición: [i] El Programa de Vigilancia en Salud Ambiental; y [ii] El Programa de Remediación de pasivos ambientales de origen minero.
16. En el Programa de Vigilancia en Salud Ambiental se establecieron estrategias para investigar, atender y prevenir los efectos en salud en la comunidad afectada por factores ambientales y factores que incrementan la vulnerabilidad de la población humana, con el fin de proponer y ejecutar acciones para disminuir los riesgos en salud, es decir Estrategias y Acciones de Prevención. Las estrategias de intervención con fines de prevención que se aplicaron, incluyeron el trabajo con los padres de familia, a través de la aplicación de un Programa basado en la Nutrición Ambiental y la Educación Ambiental. Esta estrategia permitió obtener buenos resultados, medidos a través de la disminución en los valores de los indicadores biológicos de exposición en el tercer monitoreo (mayo 2007), comparado con los valores tomados inicialmente (junio 2006). Se demostró que disminuyeron los riesgos en la salud de la población expuesta a los contaminantes, a través de acciones de aplicación inmediata y de bajo costo, medibles y valoradas periódicamente empleando indicadores de Salud Ambiental.
17. Se creó y diseñó un Programa de Intervención, que fue llamado "*Programa Integral de Educación Nutricia para la Salud Ambiental*", identificado como "PIENSA". Este Programa incluyó acciones de intervención basadas en la Nutrición Ambiental como herramienta para proteger a la población que habita

en un sitio contaminado, tanto por la presencia natural de elementos tóxicos en forma de mineralizaciones, como por actividades humanas que incrementaron la concentración de éstos elementos tóxicos en los medios del ambiente. El programa tiene un carácter preventivo, cuyo fin es alcanzar y mantener la salud del individuo dentro del medio ambiente en que se encuentra, por medio del mejoramiento del estado nutricional, así como aplicando medidas de prevención, precaución y control para disminuir el impacto ambiental en su salud; consecutivamente se refleje en cambios de hábitos, conductas y actitudes de cada individuo.

18. En el Programa de Remediación de pasivos ambientales de origen minero, se establecieron las estrategias para el control de la exposición a los contaminantes y el aprovechamiento de los sitios con pasivos ambientales, cuya prioridad fuera la remediación del sitio con un fin que promueva el desarrollo social, de salud y urbano de la población expuesta de manera no ocupacional a elementos tóxicos de origen minero que están presentes en los terreros identificados como pasivos ambientales inmersos en la zona urbana de Villa de la Paz.

19. La aplicación de los Programas que incluyeron de manera integral medidas de intervención donde se incorporaron prioritariamente la remediación de los medios del ambiente que han sido afectados, y estrategias para el control de la exposición a los contaminantes en el sitio, permitió la protección inmediata de la población expuesta a los contaminantes, e involucró a las autoridades de los distintos niveles de gobierno (federal, estatal y municipal), y de distintos sectores (ambiental, salud e industrial).

En países de América Latina, se ha pagado el tributo por el descuido en la disposición histórica de los residuos de la actividad humana, impactando en los medios del ambiente perjudicándolos y con ello afectando a nuestra salud. El alto valor económico que representa remediar sitios con pasivos ambientales, hace no factible las acciones para realizarlo, por esto es necesario crear y diseñar

estrategias necesarias que sean adecuadas y realizables de manera que se pueda lograr la protección de la salud humana y del ambiente. El diseño y aplicación de metodologías de evaluación de riesgo adaptadas a las características de cada sitio para, se convertirán en herramientas de utilidad para los tomadores de decisiones, de tal manera que se facilite la toma de decisiones para invertir los recursos económicos de manera eficiente generando resultados que garanticen los mejores resultados a costos reales para cada gobierno o autoridad.

Trabajar de manera organizada y en comunicación con los diferentes sectores de gobierno en estos sitios se convierte en indispensable para lograr esto. Si bien sabemos que no existe la disposición de los recursos es necesario trabajar en equipo de manera multidisciplinaria e interdisciplinaria para lograr el objetivo final que es la protección y el bienestar de toda la población, logrando otorgar ambientes favorables para el óptimo desarrollo de los niños de todo el país y de toda Latinoamérica, con esta cultura ellos deberán crecer y continuar para la preservación de una vida mejor con un planeta mejor.

VIII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades (ATSDR), 1999. Reseña Toxicológica del Cadmio. Atlanta, GA: Departamento de Salud y Servicios Humanos de EE.UU., Servicio de Salud Pública: 10pp.

Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. (ATSDR). 1999. Reseña Toxicológica del Mercurio. Atlanta, GA: Departamento de Salud y Servicios Humanos de EE.UU., Servicio de Salud Pública: 20pp.

Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). 2000. Toxicological profile for arsenic. Atlanta: US Department of Health and Human Services: 468pp.

Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. (ATSDR). 2005. Reseña Toxicológica del Plomo. Atlanta, GA: Departamento de Salud y Servicios Humanos de los EE.UU., Servicio de Salud Pública.

Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). 2007. Toxicological Profile for Arsenic & Toxicological Profile for Lead. U.S. Department of Health and Human Services: 1-493 & 1-528.

Aidoo A., Lyn-Cook L.E., Lensing S., Wamer W. 1994. Ascorbic acid (vitamin C) modulates the mutagenic effects produced by an alkylating agent in vivo. *Environmental Molecular Mutagenesis*. 24(3):220-8.

Aksoy H., Yilmaz S., Celik M., Yuzbasioglu D., Unal F. 2006. Genotoxicity study in lymphocytes of offset printing workers. *Journal of applied toxicology*. 26(1):10-5.

American Conference of Governmental Industrial Hygienists (ACGIH). 2005. TLVs and BEIs. Cincinnati, OH: Signature Publications.

Amorim M.I., Mergler D., Bahia M.O., Dubeau H., Miranda D., Lebel J., Burbano R.R., Lucotte M. 2000. Cytogenetic damage related to low levels of methyl mercury contamination in the Brazilian Amazon. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*. 72(4):497-507.

Anderson S., Chappelka A.H., Flynn K.M., Odom J.W. 2000. Lead accumulation in *Quercus Nigra* and *Q. Velutina* near smelting facilities in Alabama, U.S.A. *Water, Air and Soil Pollution*. 118:1-11.

ANSA, 2010. Acuerdo Nacional para la Salud Alimentaria: Estrategia contra el Sobrepeso y la Obesidad, Primera Edición. Secretaría de Salud (México): 50 pp.

Armstrong T.W., Zaleski R.T., Konkel W.J., Parkerton T.J. 2002. A tiered approach to assessing children's exposure: a review of methods and data. *Toxicology Letters*. 127:111–119.

Babelon y Dahan. 2003. Evaluación de las actividades del Banco Mundial en las industrias extractivas. Documentos de antecedentes. Ecuador: estudio de caso. En: [http://www.ifc.org/ifcext/oeg.nsf/AttachmentsByTitle/oed_ccs_ecuador_spanish/\\$FILE/oed_ccs_ecuador_spanish.pdf](http://www.ifc.org/ifcext/oeg.nsf/AttachmentsByTitle/oed_ccs_ecuador_spanish/$FILE/oed_ccs_ecuador_spanish.pdf). (Accesado 10 de julio, 2012).

Barcan V.I., Kovnatsky E. 1998. Soil Surface Geochemical Anomaly around the Copper-Nickel Metallurgical Smelter. *Water, Air, and Soil Pollution* 103(1-4):197-218.

Baroni M.G., Leonetti F., Sentinelli F., Romeo S., Filippi E., Fanelli M., Ribaud M.C., Zappaterreno A., Fallarino M., Di Mario U. 2004. The G972R variant of the insulin receptor substrate-1 (IRS-1) gene is associated with insulin resistance in "uncomplicated" obese subjects evaluated by hyperinsulinemic-euglycemic clamp. *Journal of endocrinological investigation*. 27(8):754-9.

Basu A, Mahata J, Roy AK, Sarkar JN, Poddar G, Nandy AK, Sarkar PK, Dutta PK, Banerjee A, Das M, Ray K, Roychaudhury S, Natarajan AT, Nilsson R, Giri AK. 2002. Enhanced frequency of micronuclei in individuals exposed to arsenic through drinking water in West Bengal, India. *Mutation Research*. 516(1-2):29-40.

Basu A., Mahata J., Gupta S., Giri A.K., 2001. Genetic toxicology of a paradoxical human carcinogen, arsenic: a review. *Mutation Research*. 488(2):171-94.

Basu, A., Ghosh, P., Das, J., Banerjee, A. y Ray, K. 2004. Micronuclei as Biomarkers of Carcinogen Exposure in Populations Exposed to Arsenic through Drinking Water in West Bengal, India: A comparative study in three cell types. *Cancer Epidemiology, Biomarkers & Prevention*. 13 (5):820-827.

Bearer C. 1995. How are children different from adults?. *Environmental Health Perspectives*. 103 (Suppl. 6):7–12.

Beckman L., Nordenson I. 1986. Interaction between some common genotoxic agents. *Human Heredity*. 36(6):397-401.

Benbrahim-Tallaa L., Waalkes M.P. 2008. Inorganic arsenic and human prostate cancer. *Environmental Health Perspectives*. 116(2):158-64.

Benramdane L., Bressolle F., Vallon J.J. 1999. Arsenic speciation in humans and food products: a review. *Journal of chromatographic science*. 37(9):330-44.

Benramdane L., Accominotti M., Fanton L., Malicier D., Vallon J. 1999. Arsenic speciation in human organs following fatal arsenic trioxide poisoning--a case report. *Journal of clinical chemistry*. 45(2):301-6.

Berg M., Tran H.C., Nguyen T.C., Pham H.V., Schertenleib R., Giger W. 2001. Arsenic contamination of groundwater and drinking water in Vietnam: a human health threat. *Environmental science & technology*. 35(13):2621-6.

Betancourt O., Narvaez A., Roulet M. 2005. Small-scale Gold Mining in the Puyango River Basin, Southern Ecuador: A Study of Environmental Impacts and Human Exposures. *EcoHealth* 2: 323–332.

Binns H.J., Campbell C., Brown M.J. 2007. Interpreting and managing blood lead levels of less than 10 microg/dL in children and reducing childhood exposure to lead: recommendations of the Centers for Disease Control and Prevention Advisory Committee on Childhood Lead Poisoning Prevention; Centers for Disease Control and Prevention Advisory Committee on Childhood Lead Poisoning Prevention. *Pediatrics*. 120(5):e1285-98.

Biswas S., Talukder G., Sharma A. 1999. Prevention of cytotoxic effects of arsenic by short-term dietary supplementation with selenium in mice in vivo. *Mutation Research*. 441(1):155-60.

Bodwell J.E., Kingsley L.A., Hamilton J.W., 2004. Arsenic at very low concentrations alters glucocorticoid receptor (GR)-mediated gene activation but not GR-mediated gene repression: complex dose-response effects are closely correlated with levels of activated GR and require a functional GR DNA binding domain. *Chemical research in toxicology*. 17(8):1064-76.

Bodwell JE, Gosse JA, Nomikos AP, Hamilton JW. 2006. Arsenic disruption of steroid receptor gene activation: Complex dose-response effects are shared by several steroid receptors. *Chemical research in toxicology*. 19(12):1619-29.

Boffetta P., Nyberg F. 2003. Contribution of environmental factors to cancer risk. *British medical bulletin*. 68:71-94.

Bonassi S., Au W.W. 2002. Biomarkers in molecular epidemiology studies for health risk prediction. *Mutation Research*. 511(1):73-86.

Bonassi S., Hagmar L., Stromberg U., Montagud A.H., Tinnerberg H., Forni A., Heikkila P., Wanders S., Wilhardt P., Hansteen I.L., Knudsen L.E., Norppa H. 2000. Chromosomal

aberrations in lymphocytes predict human cancer independently of exposure to carcinogens. European Study Group on Cytogenetic Biomarkers and Health. *Cancer Research*. 60(6):1619-1625.

Bonassi S., Znaor A., Norppa H., Hagmar L. 2004. Chromosomal aberrations and risk of cancer in humans: an epidemiological perspective. *Cytogenetic Genome Research*. 104:376–382.

Bonassi S., Znaor A., Ceppi M., Lando C., Chang W.P., Holland N., Kirsch-Volders M., Zeiger E., Ban S., Barale R., Bigatti M.P., Bolognesi C., Cebulka-Wasilewska A., Fabianova E., Fucic A., Hagmar L., Joksic G., Martelli A., Migliore L., Mirkova E., Scarfi M.R., Zijno A., Norppa H., Fenech M. 2007. An increased micronucleus frequency in peripheral blood lymphocytes predicts the risk of cancer in humans. *Carcinogenesis*. 28(3):625-31.

Bonassi S., Coskun E., Ceppi M., Lando C., Bolognesi C., Burgaz S., Holland N., Kirsh-Volders M., Knasmueller S., Zeiger E., Carnesoltas D., Cavallo D., da Silva J., de Andrade V.M., Demircigil G.C., Domínguez Odio A., Donmez-Altuntas H., Gattas G., Giri A., Giri S., Gómez-Meda B., Gómez-Arroyo S., Hadjidekova V., Haveric A., Kamboj M., Kurteshi K., Martino-Roth M.G., Montero Montoya R., Nersesyan A., Pastor-Benito S., Favero Salvadori D.M., Shaposhnikova A., Stopper H., Thomas P., Torres-Bugarín O., Yadav A.S., Zúñiga González G., Fenech M. 2011. The HUman MicroNucleus project on eXfoLiated buccal cells (HUMN(XL)): the role of life-style, host factors, occupational exposures, health status, and assay protocol. *Mutation Research*. 728(3):88-97.

Branda R.F., O'Neill J.P., Sullivan L.M., Albertini R.J. 1991. Factors influencing mutation at the hprt locus in T-lymphocytes: women treated for breast cancer. *Cancer Research*. 51(24):6603-7.

Brūmelis G., Brown D.H., Nikodemus O., Tjarve D. 1999. The monitoring and risk assessment of Zn deposition around a metal smelter in Latvia. *Environmental Monitoring and Assessment*, 58:201-212.

Buchanan N., Mango H., Lini A. y Abbott M. 1997. Using oxygen isotopes to constrain the sources of arsenic contaminated ground water in Zimapán, Mexico. Study report, Dept. of Geology, Bates College (Lewiston, ME): 8pp.

Calderón J., Navarro M.E., Jiménez-Capdeville M.E., Santos-Díaz M.A., Goleen A. 2001. Exposure to arsenic and lead and neuropsychological development in Mexican children. *Environmental Research*. 85(2):69-76.

CAPÍTULO VIII.

Calderón J., Ortiz-Pérez D., Yáñez L., Díaz-Barriga F. 2003. Human exposure to metals. Pathways of exposure, biomarkers of effect, and host factors. *Ecotoxicology and environmental safety*. 56(1):93-103.

Cárdenas C., Escárte S. 2005. Con organización y responsabilidad construiremos nuestro futuro. Sistematización de la experiencia de explotación minera de Bella Rica y Guananche. Centro Ecuatoriano de Derecho Ambiental. Ecuador.

Carrillo A., Drever L.I. 1998. Environmental assessment of the potential for arsenic leaching into groundwater from mine wastes in Baja California Sur, Mexico. *Geofísica Internacional*. 37: 35-39.

Carrizales L., Razo I., Téllez-Hernández J.I., Torres-Nerio R., Torres A., Batres L.E., Cubillas A.C., Díaz-Barriga F. 2006. Exposure to arsenic and lead of children living near a copper-smelter in San Luis Potosi, Mexico: Importance of soil contamination for exposure of children. *Environmental Research*. 101(1):1-10.

Castro, J., 1995. Umweltauswirkungen des Bergbaus im semiariden Gebiet von SantaMaría de la Paz, Mexiko, *Tesis Doctoral*, Instituts für Petrographie und Geochemie, Universität Karlsruhe, 155 pp.

Castro-Larragoitia J., Kramar U., Puchelt H., 1997. 200 years of mining activities at La Paz/San Luis Potosí/Mexico-Consequences for environment and geochemical exploration. *Journal of Geochemical Exploration*. 58:81-91.

Cebrian M.E., Albores A., Aguilar M., Blakely E., 1983. Chronic arsenic poisoning in the north of Mexico. *Human toxicology* (1):121-33.

Chakraborti D., Rahman M.M., Paul K., Chowdhury U.K., Sengupta M.K., Lodh D., Chanda C.R., Saha K.C., Mukherjee S.C. 2002. Arsenic calamity in the Indian subcontinent. What lessons have been learned? *Talanta*. 58(1):3-22.

Chattopadhyay S., Bhaumik S., Purkayastha M., Basu S., Nag Chaudhuri A., Das Gupta S. 2002. Apoptosis and necrosis in developing brain cells due to arsenic toxicity and protection with antioxidants. *Toxicology Letters*. 136(1):65-76.

Chavez, M.L., Alarcón, L.F.U., Parga, P.J.J. 1999. Mining exploration potential of VMS and carbonate-hosted polymetallic deposits in Central Mexico. In Jambor, J.L: (editor): VMS and carbonate-hosted polymetallic deposits of Central Mexico. British Columbia and Yukon Chamber of Mines: 1-13.

Chen C.J., Chuang Y.C., Lin T.M., Wu H.Y. 1985. Malignant neoplasms among residents of a blackfoot disease-endemic area in Taiwan: high-arsenic artesian well water and cancers. *Cancer Research*. 45(11):5895-9.

Chiprés, de la F.J.A. 2008. Mapeo geoquímico ambiental de suelos en el Altiplano Potosino y determinación de valores de fondo para arsénico y metales pesados en el área de Villa de la Paz-Matehuala, S.L.P., Tesis de Doctorado (Directo) del Programa Multidisciplinario de Posgrado en Ciencias Ambientales - Universidad Autónoma de San Luis Potosí (México).

Chiprés, F.J.A., Monroy, F.M.G. 2007. Geoquímica ambiental de los suelos del área de Villa de la Paz – Matehuala, S.L.P., México. Reporte Confidencial del Centro de Estudios, Asesoría y Servicios en Sistemas Ambientales (CEASSA), Universidad Autónoma de San Luis Potosí:66pp.

Chiprés F.J.A., Ramos A.Y.R., Castro L.G.J., Monroy F.M., 2005. Mapeo geoquímico ambiental de metales y metaloides en suelos del Altiplano Potosino, S.L.P. *Memoria XXVI Convención Internacional de Minería de la AIMMGM en CD-ROM*, Acapulco (México): 395-400.

Chiprés J.A., de la Calleja A., Cruz C., Tellez J.I., Jiménez F., Guerrero E.G., Castro J., Monroy M.G., Salinas J.C. 2009. Pilot study from Central Mexico to the Pacific Coast for a national/continental geochemical mapping in soils of Mexico. *Applied Geochemistry*, 24:1416-1428.

Maharjan M, Shrestha RR, Ahmad SA, Watanabe C, Ohtsuka R. 2006. Prevalence of arsenicosis in terai, Nepal. *Journal Health Population Nutrition*. 24(2):246-52.

Chen Y, Parvez F, Gamble M, Islam T, Ahmed A, Argos M, Graziano JH, Ahsan H. 2009. Arsenic exposure at low-to-moderate levels and skin lesions, arsenic metabolism, neurological functions, and biomarkers for respiratory and cardiovascular diseases: review of recent findings from the Health Effects of Arsenic Longitudinal Study (HEALS) in Bangladesh. *Toxicology Applied Pharmacology*. 239(2):184-92.

Chou WC., Hawkins A., Barrett J., Griffin C., Dang C. 2001. Arsenic inhibition of telomerase transcription leads to genetic instability. *The Journal of Clinical Investigation*. 108(10):1541-1547.

Concha G., Vogler G., Lezcano D., Nermell B., Vahter M. 1998. Exposure to inorganic arsenic metabolites during early human development. *Toxicological Sciences*. 44:185-190.

Coronado (2006) Coronado, S.C. 2006. Empleo de la Comunicación de Riesgos para Disminuir la Exposición Infantil a Plomo y Arsénico en la Zona Contaminada de Villa de la

Paz-Matehuala S.L.P. Tesis Licenciatura Químico Farmacobiólogo, Facultad de Ciencias Químicas, Universidad Autónoma de San Luis Potosí (San Luis Potosí, S.L.P.).

Counter S.A., Vahter M., Laurell G., Buchanan L.H., Ortega F., Skerfving S. 1997. High lead exposure and auditory sensory-neral function in Andean children. *Environmental Health Perspectives*. 105: 522-526.

Cullen W.R., Reimer K.J. 1989. Environmental Arsenic Chemistry. *Chemical Review*. 89:713-764.

Danadevi K., Rozati R., Saleha Banu B., Hanumanth Rao P., Grover P. 2003. DNA damage in workers exposed to lead using comet assay. *Toxicology*. 187(2-3):183-93.

Davey JC, Bodwell JE, Gosse JA, Hamilton JW. 2007. Arsenic as an endocrine disruptor: effects of arsenic on estrogen receptor-mediated gene expression in vivo and in cell culture. *Toxicology Science*. 98(1):75-86.

Del Razo L.M., Arellano M.A., Cebrian M.E. 1990. The oxidation states of arsenic in well-water from a chronic arsenicism area of northern Mexico. *Environmental Pollution*. 64(2):143-53.

Del Razo L.M., Cebrián M.E., Albores A., Ostrosky-Wegman P., Montero R., Gonsebatt M.E., Lim C.K., De Matteis F. 1994. Altered urinary porphyrin excretion in a human population chronically exposed to arsenic in Mexico. *Human and Experimental Toxicology*. 13(12):839-47.

Del Razo L.M., García-Vargas G.G., Valenzuela O.L., Castellanos E.H., Sánchez-Peña L.C., Currier J.M., Drobná Z., Loomis D., Stýblo M. 2011. Exposure to arsenic in drinking water is associated with increased prevalence of diabetes: a cross-sectional study in the Zimapán and Lagunera regions in Mexico. *Environmental Health*. 24;10:73.

Dirección General de Gestión Integral de Materiales y Actividades Riesgosas, SEMARNAT, 2010. La Remediación y Revitalización de Sitios Contaminados como contribución al desarrollo sustentable de las ciudades mexicanas. Junio de 2010: 52pp.

Díaz-Barriga F., Santos M.A., Mejía J.J., Batres L., Yáñez L, Carrizales L., Vera E., Del Razo L.M., Cebrián M.E. 1993. Arsenic and cadmium absorption in children living near a smelter complex in San Luis Potosí, México. *Environmental Research*. 62:242-250.

Díaz-Barriga F., Batres L., Calderón J., Lugo A., Galvao L., Lara I., Rizo P., Arroyave M.E., McConnell R. 1997. The El Paso smelter 20 years later: residual impact on Mexican children. *Environmental Research*. 74(1):11-6.

Díaz Barriga F. 1999. Metodología de Identificación y Evaluación de Riesgos para la Salud en sitios Contaminados. *Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente*. Lima, Perú: 42 pp.

Díaz-Villaseñor A., Burns A.L., Hiriart M., Cebrián M.E., Ostrosky-Wegman P. 2007. Arsenic-induced alteration in the expression of genes related to type 2 diabetes mellitus. *Toxicology and Applied Pharmacology*. 225(2):123-33.

Disalvo L., Aab C., Pereyras S., Pattín J., Apezteguía M., Iannicelli J.C., Girardelli A., Varea A. 2009. Blood lead levels in children from the city of La Plata, Argentina. Relationship with iron deficiency and lead exposure risk factors. *Arch Argent Pediatr*. 107(4):300-6.

Dulout F.N., Grillo C.A., Seoane A.I., Maderna C.R., Nilsson R., Vahter M., Darroudi F., Natarajan A.T. 1996. Chromosomal aberrations in peripheral blood lymphocytes from native Andean women and children from northwestern Argentina exposed to arsenic in drinking water. *Mutation Research*. 370(3-4):151-158.

Dunn A.J., Alexeeff G.V., 2010. Beyond risk assessment: principles for assessing community impacts. *International Journal of Toxicology* 29(1):78-87.

Fenech M., 2000. The in vitro micronucleus technique. *Mutation Research*. 455(1-2):81-95.

Fenech M., 2005. In vitro micronucleus technique to predict chemosensitivity. *Methods in Molecular Medicine*. 111:3-32.

Fenech M., Holland N., Chang W. P., Zeiger E., Bonassi S., 1999. The Human MicroNucleus Project-An international collaborative study on the use of the micronucleus technique for measuring DNA damage in humans. *Mutation Research*. 428:271-283.

Fernández C.A., Quijano S.S., Lara O.P., Cossio E.M.E., 1986. Santa María de la Paz. Minas Mexicanas Tomo II. Editado por Jorge Ordoñez Cortes, AIME (México, DF):89-105.

Fernandez-Turiel J.L., Aceñolaza P., Medina M.E., Llorens J.F., Sardi F., 2001. Assessment of smelter impact area using surface soils and plants. *Environmental Geochemistry and Health*. 23:65-78.

Fuge R., 2005. Anthropogenic Sources. In: Selinus O., Alloway B., Centeno J.A., Finkelman R.B., Fuge R., Lingh U., Smedley P. (Editors), *Essentials of Medical Geology. Impacts of the Natural Environment on Public Health*. Elsevier Academic Press:43-60.

Gamble M.V., Liu X., Ahsan H., Pilsner R., Ilievski V., Slavkovich V., Parvez F., Levy D., Factor-Litvak P., Graziano J.H., 2005. Folate, homocysteine, and arsenic metabolism in

arsenic-exposed individuals in Bangladesh. *Environmental Health Perspectives*. 113(12):1683-8.

Gamiño, G.S.P., 2007. Programa de Vigilancia en Salud Ambiental. Informe Confidencial del Centro de Estudios Asesoría y Servicios en Sistemas Ambientales (CEASSA S.C.), San Luis Potosí, S.L.P.

Gamiño S., Diaz-Barriga F., Gonsebatt E., Monroy M., 2006. Evaluation of the frequency of micronucleus in epithelial cells of children exposed to Arsenic and heavy metals pollution in a mining area of Mexico. *Proceedings of the 7th International Symposium on Environmental Geochemistry*. Beijing, China.

Gamiño Gutiérrez S.P., Cepeda Bravo M.C., Monroy Fernández M.G., Chipres de la Fuente J.A., 2007. Caracterización ambiental de los pasivos ambientales y de suelos contaminados en Villa de la Paz, S.L.P. Informe Ejecutivo preparado para SEMARNAT. Informe Confidencial del Centro de Estudios Asesoría y Servicios en Sistemas Ambientales (CEASSA S.C.), San Luis Potosí, S.L.P.

Gamiño, G.S.P., Monroy, F.M.G., 2008. Caracterización ambiental y propuesta de remediación de pasivos ambientales de origen minero, fuente de la contaminación de suelos por arsénico y metales pesados en Villa de la Paz, S.L.P., Reporte Confidencial de CEASSA, San Luis Potosí, S.L.P., Mayo 2008: 36pp. + 6 anexos.

Gamiño, G.S.P., Monroy, F.M.G., 2009. Atención Social Prioritaria a habitantes del Mpio. de Villa de la Paz, S.L.P. con evidencias de exposición crítica a contaminantes en casas habitación. Reporte Confidencial de CEASSA, San Luis Potosí, S.L.P., Marzo 2009: 28pp.

García F., Ortega A., Domingo J.L., Corbella J., 2001. Accumulation of metals in autopsy tissues of subjects living in Tarragona County, Spain. *J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng*. 36(9):1767-86.

Garret R.G., 2005. Natural Distribution and abundance of elements. En: Selinus O., Alloway B., Centeno J.A., Finkelman R.B., Fuge R., Lingh U., Smedley P. (Editors), *Essentials of Medical Geology. Impacts of the Natural Environment on Public Health*. Elsevier Academic Press: 17-41.

Ghosh P., Roy C., Das N.K., Sengupta S.R., 2008. Epidemiology and prevention of chronic arsenicosis: an Indian perspective. *Indian J Dermatol Venereol Leprol*. 74(6):582-93.

Gil F., Pla A., 2001. Biomarkers as biological indicators of xenobiotic exposure. *Journal of Applied Toxicology*. 21(4):245-55.

Gill M., Hauser V.L., Horin J.D., Weand B.L., Casagrande D.J., 1999. Landfill Remediation Project Manager's Handbook, Air Force Center for Environmental Excellence Technology Transfer Division.

Gobierno del Estado de San Luis Potosí, 2008. Cuenta Pública 2008. Informe Anual de la Secretaría de Finanzas del Gobierno del Estado de San Luis Potosí. San Luis Potosí, S.L.P.: 508pp.

Goering P.L., Aposhian H.V., Mass M.J., Cebrián M., Beck B.D., Waalkes M.P., 1999. The enigma of arsenic carcinogenesis: role of metabolism. *Toxicological Science*. 49(1):5-14.

Gonsebatt M.E., Vega L., Salazar A.M., Montero R., Guzmán P., Blas J., Del Razo L.M., García-Vargas G., Albores A., Cebrian M.E., Kelsh M., Ostrosky-Wegman P., 1997. Cytogenetic effects in human exposure to arsenic. *Mutation Research*. 386(3):219-228.

González, G.M.D., 2009. Evolución espacio temporal de la calidad del agua subterránea del acuífero Cedral – Matehuala: Alternativas de Uso. Tesis de Maestría en Ciencias del Programa Multidisciplinario de Posgrado en Ciencias Ambientales - Universidad Autónoma de San Luis Potosí (México): 73p.

Guidotti T.L., Ragain L., 2007. Protecting children from toxic exposure: three strategies. *Pediatr Clin North Am*. 54(2):227-35.

Gulson B.L., Davis J.J., Mizon K.J., Korsch M.J., Law A.J., Howarth D., 1994. Lead bioavailability in the environment of children: blood lead levels in children can be elevated in a mining community. *Archives of Environmental Health*. 49(5):326-31.

Gulson B.L., Davis J.L., 1994. Lead bioavailability in the environment of children: Blood lead levels in children can be elevated in a mining community. *Archives of Environmental Health*, 49:326-332.

Huang M, Choi SJ, Kim DW, Kim NY, Park CH, Yu SD, Kim DS, Park KS, Song JS, Kim H, Choi BS, Yu IJ, Park JD. 2009. Risk assessment of low-level cadmium and arsenic on the kidney. *Journal of Toxicology and Environmental Health A*. 72(21-22):1493-8.

Haugland T, Ottesen RT, Volden T. 2008. Lead and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in surface soil from day care centres in the city of Bergen, Norway. *Environmental Pollution*. 153(2):266-72.

Heck J.E., Andrew A.S., Onega T., Rigas J.R., Jackson B.P., Karagas M.R., Duell E.J., 2009. Lung cancer in a U.S. population with low to moderate arsenic exposure. *Environmental Health Perspectives*. 117(11):1718-23.

CAPÍTULO VIII.

Hernández-Avila M., Sepúlveda-Amor J., 2006. Encuesta Nacional de Salud y Nutrición 2006. Instituto Nacional de Salud Pública, Cuernavaca, México. Acuerdo Nacional para la Salud Alimentaria. Estrategia contra el sobrepeso y la obesidad. Primera edición, enero, 2010. Secretaría de Salud (México).

Hinwood A.L., Sim M.R., Jolley D., de Klerk N., Bastone E.B., Gerostamoulos J., Drummer O.H., 2004. Exposure to inorganic arsenic in soil increases urinary inorganic arsenic concentrations of residents living in old mining areas. *Environmental Geochemistry and Health*. 26(1):27-36.

Hsueh Y.M., Cheng G.S., Wu M.M., Yu H.S., Kuo T.L., Chen C.J., 1995. Multiple risk factors associated with arsenic-induced skin cancer: effects of chronic liver disease and malnutritional status. *British Journal of Cancer*. 71(1):109-14.

Hughes M.F., Devesa V., Adair B.M., Styblo M., Kenyon E.M., Thomas D.J., 2005. Tissue dosimetry, metabolism and excretion of pentavalent and trivalent monomethylated arsenic in mice after oral administration. *Toxicology and Applied Pharmacology*. 208(2):186-97.

Hutchison I.P.G., Ellison R.D., Eds. 1992. Mine Waste Management- California Mining Association. Lewis Publishers (Michigan, USA).

Hwang Y.H., Bornschein R.L., Grote J., Menrath W., Roda S., 1997. Environmental arsenic exposure of children around a former copper smelter site. *Environmental Research*. 72:72-81.

IARC INTERNATIONAL AGENCY FOR RESEARCH ON CANCER (IARC). 1998. Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Arsenic and Arsenic Compounds; Vol 23.

IARC, 2004. IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. 2004. Some drinking-water disinfectants and contaminants, including arsenic. *IARC Monogr Eval Carcinog Risks Hum*. 84:1-477.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 2005. II Censo de Población y Vivienda 2005.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 2009. Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos. Villa de la Paz, San Luis Potosí. Clave geoestadística 24048.

Instituto Nacional de Estadística y Censos (INEC). 2005. VI Censo de población y V de Vivienda, 2001. Ecuador. <http://www.inec.gov.ec/REDATAM/> (Accesado 08 de noviembre, 2010).

El INFOPLAN: Un sistema de información para el desarrollo local en el Ecuador. Carlos Larrea. CEPAL. 2003.

Integrated Risk Information System (IRIS), 1998. U.S.Environmental Protection Agency. Arsenic, inorganic; CASRN 7440-38-2 (04/10/1998).

Integrated Risk Information System (IRIS), 2004. U.S.Environmental Protection Agency. Lead and compounds (inorganic); CASRN 7439-92-1.

Jager J.W., Ostrosky-Wegman P., 1997. Arsenic: a paradoxical human carcinogen. *Mutation Research*. 386(3):181-4.

Jasso-Pineda Y., Grimaldo-Rodríguez M., Carrizales L., Díaz- Barriga F., 2006. Genotoxicidad en niños que viven en una zona metalúrgica del Estado de San Luis Potosí, México. *Acta Toxicológica Argentina*. 14:27-28.

Jasso-Pineda Y., Espinosa-Reyes G., González-Mille D., Razo-Soto I., Carrizales-Yañez L., Torres-Dosal A., Mejía-Saavedra J., Monroy-Fernández M., Ize A.I., Yarto M., Díaz-Barriga F., 2007. An Integrated Health Risk Assessment Approach to the Study of Mining Sites Contaminated With Arsenic and Lead. *Integrated Environmental Assessment and Management*. 3(3):344-350.

Jung M.C., 2001. Heavy metal contamination of soils and waters in and around the Imcheon Au-Ag mine, Korea. *Applied Geochemistry*, 16:1369-1375.

Kabata-Pendias A., Pendias H., 1992. *Trace elements in soils and plants* (2ª edición). CRC Press. Boca Raton, Florida. USA.

Kala S.V., Neely M.W., Kala G., Prater C.I., Atwood D.W., Rice J.S., Lieberman M.W., 2000. The MRP2/cMOAT transporter and arsenic-glutathione complex formation are required for biliary excretion of arsenic. *Journal of Chemical Biology*. 275(43):33404-8.

Karaer F., 1996. Environmental pollution and carcinogenic risk. *Journal of Environmental Pathology, Toxicology and Oncology*. 15(2-4):105-13.

Kelley M.E., Brauning S.E., Schoof R.A., Ruby M.V., 2002. *Assessing oral bioavailability of metals in soil*. Columbus: Battelle Press. 5-14.

Kemper T., Sommer S., 2002. Estimate of heavy metal contamination in soils after a mining accident using reflectance spectroscopy. *Environmental Science & Technology*. 36(12):2742-2747.

Kennedy A, Glasser J, Covello V, Gust D. 2008. Development of vaccine risk communication messages using risk comparisons and mathematical modeling. *Journal of Health Communication*. 13(8):793-807.

Kitchin K.T., 2001. Recent advances in arsenic carcinogenesis: modes of action, animal model systems, and methylated arsenic metabolites. *Toxicology and Applied Pharmacology*. 172:249–261

Kumana C.R., Au W.Y., Lee N.S., Kou M., Mak R.W., Lam C.W., Kwong Y.L., 2002. Systemic availability of arsenic from oral arsenic-trioxide used to treat patients with hematological malignancies. *European Journal of Clinical Pharmacology*. 58(8):521-6.

Kwon E., Zhang H., Wang Z., Jhangri G.S., Lu X., Fok N., Gabos S., Li X.F., Le X.C., 2004. Arsenic on the hands of children after playing in playgrounds. *Environmental Health Perspectives*. 112(14):1375-80.

Lacasaña M., Romieu I., Sanin L.H., Palazuelos E., Hernandez-Avila M., 2000. Blood lead levels and calcium intake in Mexico City children under five years of age. *International Journal of Environmental Health Research*. 10(4):331-40.

Landrigan P.J., Carlson J.E., Bearer C.F., Cranmer J.S., Bullard R.D., Etzel R.A., Groopman J., McLachlan J.A., Perera F.P., Reigart J.R., Robison L., Schell L., Suk W.A., 1998. Children's health and the environment: a new agenda for prevention research. *Environmental Health Perspectives*. 106 Suppl 3:787-94.

Lanphear B.P., Dietrich K., Auinger P., Cox C. 2000. Cognitive deficits associated with blood lead concentrations <10 microg/dL in US children and adolescents. *Public Health Reports*. 115(6):521-9.

Lynch R.A., Boatright D.T., Moss S.K., 2000. Lead-contaminated imported tamarind candy and children's blood lead levels. *Public Health Reports*. 115(6):537-43.

Majer B.J., Laky B., Knasmüller S., Kassie F., 2001. Use of the micronucleus assay with exfoliated epithelial cells as a biomarker for monitoring individuals at elevated risk of genetic damage and in chemoprevention trials. *Mutation Research*. 489:147-172.

Malm O., 2001. Evaluación de los estudios de la contaminación ambiental y humana con mercurio en la Amazonia y perspectivas. Jornada Internacional sobre el impacto ambiental del mercurio utilizado por la minería aurífera artesanal en Iberoamérica. Lima, Perú.

Maluf S.W., 2004. Monitoring DNA damage following radiation exposure using cytokinesis-block micronucleus method and alkaline single-cell gel electrophoresis. *Clinica chimica acta; international journal of clinical chemistry*. 347:15-24.

Mañay N., Cousillas A.Z., Alvarez C., Heller T., 2008. Lead contamination in Uruguay: the "La Teja" neighborhood case. *Reviews of environmental contamination and toxicology*.195:93-115.

Martinez V., Creus A., Venegas W., Arroyo A., Beck J.P., Gebel T.W., Surralles J., Marcos R., 2005. Micronuclei assessment in buccal cells of people environmentally exposed to arsenic in northern Chile. *Toxicology letters*. 155(2):319-27.

Mead M.N., 2005. ARSENIC In search of an Antidote to a Global Poison. *Environmental Health Perspectives* 113(6):A378-A386.

Mejía J., Carrizales L., Rodríguez V., Jiménez-Capdeville M.E., Díaz-Barriga F., 1999. Un método para la evaluación de riesgos para la salud en zonas mineras. *Salud Pública de México*. 41:S132-S140.

Mielke H.W., Gonzales C.R., Cahn E., Brumfield J., Powell E.T., Mielke PW Jr. 2011. Soil arsenic surveys of New Orleans: localized hazards in children's play areas. *Environmental Geochemistry Health*. 32(5):431-40.

Miura N. 2009. Individual susceptibility to cadmium toxicity and metallothionein gene polymorphisms: with references to current status of occupational cadmium exposure. *Industrial Health*. 47(5):487-94.

Moore L.E., Smith A.H., Hopenhayn-Rich C., Biggs M.L., Kalman D.A., Smith M.T., 1997. Decrease in bladder cell micronucleus prevalence after intervention to lower the concentration of arsenic in drinking water. *Cancer epidemiology, biomarkers & prevention*. 6(12):1051-6.

Moreno M.E., Acosta-Saavedra L.C., Meza-Figueroa D., Vera E., Cebrian M.E., Ostrosky-Wegman P., Calderon-Aranda E.S. 2010. Biomonitoring of metal in children living in a mine tailings zone in Southern Mexico: A pilot study. *International journal of hygiene and environmental health*. 213(4):252-8.

Murgueytio A.M., Evans R.G., Sterling D.A., Clardy S.A., Shadel B.N., Clements B.W., 1998 Relationship between lead mining and blood lead levels in children. *Archives of environmental health*. 53(6):414-23.

Neri M., Fucic A., Knudsen L.E., Lando C., Merlo F., Bonassi S., 2003. Micronuclei frequency in children exposed to environmental mutagens: a review. *Mutation Research*. 544(2-3):243-54.

Neri M., Ceppi M., Knudsen L.E., Merlo D.F., Barale R., Puntoni R., Bonassi S., 2005. Baseline micronuclei frequency in children: estimates from meta- and pooled analyses. *Environmental Health Perspectives*. 113(9):1226-9.

Neri M., Ugolini D., Bonassi S., Fucic A., Holland N., Knudsen L.E., Sram R.J., Ceppi M., Bocchini V., Merlo D.F., 2006. Children's exposure to environmental pollutants and biomarkers of genetic damage II. Results of a comprehensive literature search and meta-analysis. *Mutation Research*. 612:14-39

Nebert D.W., 2005. Inter-individual susceptibility to environmental toxicants- A current assessment. *Toxicology Applied Pharmacology*. 207(2):S34-S42.

Nicolli H.B., Suriano J.M., Peral M.A., Ferpozzi L.H., 1989. Groundwater Contamination with Arsenic and Other Trace-Elements in an Area of the Pampa, Province of Córdoba, Argentina, *Environmental Geology Water Sciences*. 14:3-16.

Oblasser, A., Chaparro, E., 2008. Estudio comparativo de la Gestión de los Pasivos Ambientales Mineros en Bolivia, Chile, Perú y Estados Unidos. Serie de Recursos Naturales e Infraestructura No. 131. Comisión Económica para América Latina y Caribe (CEPAL), Naciones Unidas. Santiago de Chile: 81pp.

Organización Mundial de la Salud (OMS). 2003. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Caracterización de peligros de patógenos en los alimentos y el agua. Pp 13-14.

Naidu, R., Bhattacharya, P., 2009. Arsenic in the environment—risks and management strategies. *Environmental Geochemistry and Health* (2009) 31:1–8.

NMX-AA-132-SCFI-2006. Muestreo de suelos para la identificación y la cuantificación de metales y metaloides, y manejo de la muestra. Diario Oficial de la Federación, 06 marzo 2006.

NOM-087-SSA-1996. Norma Oficial Mexicana, Protección ambiental-salud ambiental-residuos peligrosos biológico-infecciosos- clasificación y especificaciones de manejo. Diario Oficial de la Federación, 17 de Febrero de 2003.

NOM-031-SSA2-1999. Norma Oficial Mexicana para la atención a la salud del niño. Diario Oficial de la Federación, 9 de Febrero de 2001.

NOM-043-SSA2-2005. Servicios básicos de salud. Promoción y educación para la salud en materia alimentaria. Criterios para brindar orientación. Diario Oficial de la Federación, 23 de enero de 2006.

NOM-147-SEMARNAT/ SSA1-2004. Norma Oficial Mexicana, 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. Diario Oficial de la Federación, 2 de Marzo de 2007.

NOM-199-SSA1-2000. Norma Oficial Mexicana. Salud ambiental. Niveles de plomo en sangre y acciones como criterios para proteger la salud de la población expuesta no ocupacionalmente. Diario Oficial de la Federación, 18 de Octubre de 2002.

Nordberg M., Cherian M.G., 2005. Biological Response of Elements. In: Selinus O, Alloway B, Centeno JA, Finkelman RB, Fuge R, Lingh U, Smedley P. (Editors), *Essentials of Medical Geology. Impacts of the Natural Environment on Public Health*. Elsevier Academic Press: 179-200

Nriagu J.O., Pacyna J.M., 1988. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature*. 333:134-139.

Ogura T., Ramírez-Ortiz J., Arroyo-Villaseñor M.Z., Hernández M.S., Palafox-Hernández P.J., García de Alba H.L., Quintus F., 2003. Zacatecas (México) companies extract Hg from surface soil contaminated by ancient mining industries. *Water, Air and Soil Pollution*. 148:167-177.

Olaiz-Fernández G, Rivera-Dommarco J, Shamah-Levy T, Rojas R, Villalpando-Hernández S., 2006. Instituto Nacional de Salud Pública. Encuesta Nacional de Salud y Nutrición. México, D.F., pp:94-97.

Ornelas H.M., 1999. Evaluación de Riesgo y Predictores de los Niveles de Plomo en Sangre en Mujeres en Edad Reproductiva y Niños de 1 a 5 Años en Avalos, Chihuahua. *Tesis de Maestría, Escuela de Salud Pública de México, Instituto Nacional de Salud Pública*, pp. 184.

Ostrosky-Wegman P., Gonsebatt M.E., 1997. Molecular biomarkers in the measurement of xenobiotic effects. *Gaceta Médica Mexicana*. 133 Suppl 1:93-6.

Ostrosky-Wegman P, Gonsebatt ME, Montero R, Vega L, Barba H, Espinosa J, Palao A, Cortinas C, García-Vargas G, del Razo LM. 1991. Lymphocyte proliferation kinetics and genotoxic findings in a pilot study on individuals chronically exposed to arsenic in Mexico. *Mutation Research*. 250(1-2):477-82.

Pan J., Plant J.A., Voulvoulis, N., Oates C.J., Ihlenfeld, C., 2010. Cadmium levels in Europe: implications for human health. *Environmental Geochemistry and Health*. 32:1–12.

Pastor S., Creus A., Marcos R., 2002. Biomonitorización Citogenética de Cuatro Poblaciones Agrícolas Europeas, Expuestas a Plaguicidas, mediante el Ensayo de Micronúcleos. Tesis Doctoral. Universitat Autònoma de Barcelona. 211pp.

Payne-Sturges D., Kemp D., 2008. Ten years of addressing children's health through regulatory policy at the U.S. Environmental Protection Agency. *Environmental Health Perspectives*. 116(12):1720-4.

Pinto D., Ceballos J.M., Garcia G., Guzman P., Del Razo L.M., Vera E., Gomez H., Garcia A., Gonshebbat M.E., 2000. Increased cytogenetic damage in outdoor painters. *Mutation Research*. 467(2):105-111.

Pitarque M., Vaglenov A., Nosko M., Pavlova S., Petkova V., Hirvonen A., Creus A., Norppa H., Marcos R., 2002. Sister chromatid exchanges and micronuclei in peripheral lymphocytes of shoe factory workers exposed to solvents. *Environmental Health Perspectives*. 110(4):399-404.

Razo S.I., 2002. Evaluación de la contaminación por metales y del Riesgo en Salud en un sitio minero de sulfuros polimetálicos: Caso de Villa de la Paz – Matehuala, S.L.P. (México). Tesis de Maestría en Ingeniería de Minerales de la Facultad de Ingeniería - Universidad Autónoma de San Luis Potosí (México).

Razo S.I., 2006. Identificación de áreas prioritarias de restauración de suelos contaminados por arsénico y metales pesados en el sitio minero y metalúrgico de Villa de la Paz - Matehuala, S.L.P. (México). Tesis de Doctorado del Programa Multidisciplinario de Posgrado en Ciencias Ambientales - Universidad Autónoma de San Luis Potosí (México).

Razo I., Carrizales L., Castro-Larragoitia 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., Téllez J., Monroy M., Carrizales L., Díaz-Barriga F., Castro J., 2004a. As and Pb bioaccessibility in polluted soils from a mining site under semiarid climate in Mexico. *Tailings and Mine Waste '04* (Balkema Publ., Holl.): 173-184.

Razo I., Téllez J., Carrizales L., Castro J., Díaz-Barriga F., Monroy M., 2006. Mineralogical control on arsenic bioaccessibility in high polluted soils from an old mining-metallurgical site in Mexico. *Proceedings of Symposia of the Division of Environmental Chemistry*, American Chemical Society.

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). 2007. 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.

Rhon, J., 2005. Evaluación de impacto ambiental y plan de manejo ambiental ampliatorio conjunto, para las plantas de beneficio de minerales metálicos y metales preciosos "Orquídea de los Andes código 390016" y "Jesús del gran poder código 390021". Reporte preparado para Compañía Minera Yellowriver Mine S.A., como Consultor Ambiental Minero Registro 00174. Portovelo (Ecuador). pp. 213.

Richeldi L., Sorrentino R., Saltini C., 1993. HLA-DPB1 glutamate 69: a genetic marker of beryllium disease. *Science*. 262(5131):242-4.

Rojas-López M., Santos-Burgoa C., Ríos C., Hernández-Avila M., Romieu I. 1994. Use of lead-glazed ceramics is the main factor associated to high lead in blood levels in two Mexican rural communities. *Journal of toxicology and environmental health*. 42(1):45-52.

Romero M., 2006. Un recorrido por la historia. Veta. Revista del Gobierno Municipal de Zaruma, Ecuador 1: 5-9.

Ros C., Mwanri L., 2003. Lead exposure, interactions and toxicity: food for thought. *Asia Pacific journal of clinical nutrition*. 12(4):388-95.

Rosin M.P., 1992. The use of the micronucleus test on exfoliated cells to identify anti-clastogenic action in humans: a biological marker for the efficacy of chemopreventive agents. *Mutation Research*. 267(2):265-76.

Rossman T.G., 2003. Mechanism of arsenic carcinogenesis: an integrated approach. *Mutation Research*. 533, 37-65.

Rossman T.G., Stone D, Molina M, Troll W. 1980. Absence of arsenite mutagenicity in E coli and Chinese hamster cells. *Environmental Mutagenesis*. 2(3):371-9.

Rossner P., Bavorova H., Ocadlikova D., Svandova E., Sram R.J., 2002. Chromosomal aberrations in peripheral lymphocytes of children as biomarkers of environmental exposure and life style. *Toxicology Letters*. 134:79-85.

Ruan Y., Peterson M.H., Wauson E.M., Waes J.G., Finnell R.H., Vorce R.L., 2000. Folic acid protects SWV/Fnn embryo fibroblasts against arsenic toxicity. *Toxicology Letters*. 117(3):129-37.

CAPÍTULO VIII.

Sakuma A.M., De Capitani E.M., Figueiredo B.R., Maio F.D., Paoliello M.M., da Cunha F.G., Duran M.C. 2010. Arsenic exposure assessment of children living in a lead mining area in Southeastern Brazil. *Cad Saude Publica*. 26(2):391-8.

Santos SL, Covello VT, McCallum DB. 1996. Industry response to SARA Title III: pollution prevention, risk reduction, and risk communication. *Risk analysis*. 16(1):57-66.

Sarto F., Tomanin R., Giacomelli L., Iannini G., Cupiraggi A.R., 1990. The micronucleus assay in human exfoliated cells of the nose and mouth: application to occupational exposures to chromic acid and ethylene oxide. *Mutation Research*. 244(4):345-51.

Schmidt C., 2006. Signs of Times. Biomarkers in Perspective. *Environmental Health Perspectives*. 114(12):A701-A705.

Selinus O., Alloway B., Centeno J.A., Finkelman R.B., Fuge R., Lingh U., Smedley P. (Editors), *Essentials of Medical Geology. Impacts of the Natural Environment on Public Health*. Elsevier Academic Press

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2001. Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente. . Diario Oficial de la Federación, 16 de mayo de 2008.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2006. Guía Técnica para Orientar la Elaboración de Estudios de Evaluación de Riesgo Ambiental de Sitios Contaminados. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Dirección General de Gestión Integral de Materiales y Actividades Riesgosas. Primera edición.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2008. Programa Nacional de Remediación de Sitios Contaminados. 28pp.

Silbergeld E.K., 2003. Facilitative mechanisms of lead as a carcinogen. *Mutation Research*. 533(1-2):121-33.

Silbergeld E.K., Waalkes M., Rice J.M. 2000. Lead as a carcinogen: experimental evidence and mechanisms of action. *American journal of industrial medicine*. 38(3):316-23.

Simeonova P.P., Luster M.I. 2000. Mechanisms of arsenic carcinogenicity: genetic or epigenetic mechanisms?. *Journal of environmental pathology, toxicology and oncology* 19:281–286.

Simon J.A., Hudes E.S. 1999. Relationship of ascorbic acid to blood lead levels. *Journal of the American Medical Association*. 281(24):2289-93.

Smedley B.D., Syme S.L. 2001. Committee on Capitalizing on Social Science and Behavioral Research to Improve the Public's Health. Promoting health: intervention strategies from social and behavioral research. *American journal of health promotion*. 15(3):149-66.

Smedley P., Kinniburgh D. 2002. A review of the source, behavior and distribution of arsenic in natural waters. *Applied Geochemistry*. 17:517-568.

Smedley P., Kinniburgh D.G. 2005. Arsenic in Groundwater and the Environment. In: Selinus O., Alloway B., Centeno J.A., Finkelman R.B., Fuge R., Lingh U., Smedley P. (Editors), *Essentials of Medical Geology. Impacts of the Natural Environment on Public Health*. Elsevier Academic Press: 263-269.

Smith A.H., Goycolea M., Haque R., Biggs M.L. 1998. Marked increase in bladder and lung cancer mortality in a region of Northern Chile due to arsenic in drinking water. *American journal of epidemiology*. 147(7):660-9.

Smith A.H., Arroyo A.P., Mazumder D.N., Kosnett M.J., Hernandez A.L., Beeris M., Smith M.M., Moore L.E. 2000. Arsenic-induced skin lesions among Atacameño people in Northern Chile despite good nutrition and centuries of exposure. *Environmental Health Perspectives*. 108(7):617-20.

Smith A.H., Ercumen A., Yuan Y., Steinmaus C.M. 2009. Increased lung cancer risks are similar whether arsenic is ingested or inhaled. *Journal of exposure science & environmental epidemiology*. 19(4):343-8.

Steenland K., Boffetta P. 2000. Lead and cancer in humans: where are we now?. *American journal of industrial medicine*. 38(3):295-9.

Stich H.F., Curtis J.R., Parida B.B., 1982. Application of the micronucleus test to exfoliated cells of high cancer risk groups: tobacco chewers. *International Journal of Cancer*. 30(5):553-9.

Sun G.F., Pi J.B., Li B., Guo X.Y., Yamauchi H., Yoshida T., 2001. Progresses on Researches of Endemic Arsenism in China: Population at Risk, Interventions Actions and Related Scientific Issues. In: Chappell W.R., Albernathy C.O., Calderon R.L. (Eds): *Arsenic Exposure and Health Effect IV*. Elsevier Amsterdam: 79-85.

Téllez H.J., 2008. Estudio sobre la inmovilización de arsénico y metales pesados en suelos de Matehuala y Villa de la Paz, S.L.P (México). Tesis de Maestría en Ciencias del Programa Multidisciplinario de Posgrado en Ciencias Ambientales. Universidad Autónoma de San Luis Potosí (México).

Tian D., Ma H., Feng Z., Xia Y., Le X.C., Ni Z., Allen J., Collins B., Schreinemachers D., Mumford J.L. 2001. Analyses of micronuclei in exfoliated epithelial cells from individuals chronically exposed to arsenic via drinking water in inner Mongolia, China. *J Toxicol Environ Health A*. 64(6):473-84.

Tolbert P.E., Shy C.M., Allen J.W. 1992. Micronuclei and other nuclear anomalies in buccal smears: methods development. *Mutation Research*. 271:69-77.

Torres, N.R., 2005. Diseño y aplicación de un programa de comunicación de riesgos para la salud ambiental infantil en un sitio contaminado con plomo y arsénico. Tesis de Maestría en Ciencias del Programa Multidisciplinario de Posgrado en Ciencias Ambientales Universidad Autónoma de San Luis Potosí (México).

Tsai S.Y., Chou H.Y., The H.W., Chen C.M., Chen C.J. 2003. The effects of chronic arsenic exposure from drinking water on the neurobehavioral development in adolescence. *Neurotoxicology*. 24(4-5):747-53.

Tseng C.H., Tai T.Y., Chong C.K., Tseng C.P., Lai M.S., Lin B.J. 2000. Long-term Arsenic exposure and incidence of non-insulin-dependent diabetes mellitus: a cohort study in arseniasis-hyperendemic villages in Taiwan. *Environmental Health Perspectives*. 108:847–851.

UNEP (United Nations Environment Programme), 2000. Mining and sustainable development II. Challenges and perspectives, *Industry and Environment*, 23, 95.

USEPA, 2001. Arsenic Rule Bénédict Análisis: An SAP review. EPA-SAB-EC-01-008. Washington, DC: *U.S. Environmental Protection Agency*. Disponible en: <http://www.epa.gov/sab/pdf/ec01008.pdf> (Accesado el 24 de abril, 2006).

Vaglenov A., Creus A., Laltchev S., Petkova V., Pavlova S., Marcos R. 2001. Occupational exposure to lead and induction of genetic damage. *Environmental Health Perspectives*. 109(3):295-8.

Valenzuela O.L., Borja-Aburto V.H., Garcia-Vargas G.G., Cruz-Gonzalez M.B., Garcia-Montalvo E.A., Calderon-Aranda E.S., Del Razo L.M., 2005. Urinary trivalent methylated arsenic species in a population chronically exposed to inorganic arsenic. *Environmental Health Perspectives*. 113(3):250-4.

Villalobos M., Merino-Sánchez C., Hall C., Grieshop J., Gutiérrez-Ruiz M.E., Handley M.A. 2009. Lead (II) detection and contamination routes in environmental sources, cookware and home-prepared foods from Zimatlán, Oaxaca, Mexico. *The Science of the total environment*. 407(8):2836-44.

Waalkes M.P., Ward J.M., Diwan B.A. 2004. Induction of tumors of the liver, lung, ovary and adrenal in adult mice after brief maternal gestational exposure to inorganic arsenic: promotional effects of postnatal phorbol ester exposure on hepatic and pulmonary, but not dermal cancers. *Carcinogenesis*. 25:133-141.

Waalkes M.P., Liu J., Ward J.M., Diwan B.A. 2004. Animal models for arsenic carcinogenesis: inorganic arsenic is a transplacental carcinogen in mice. *Toxicology and applied pharmacology*. 198:377-384.

Waalkes M.P., Liu J., Diwan B.A. 2007. Transplacental arsenic carcinogenesis in mice. *Toxicology and applied pharmacology*. 222(3):271–280.

Wang T.S., Huang H. 1994. Active oxygen species are involved in the induction of micronuclei by arsenite in XRS-5 cells. *Mutagenesis*. (3):253-7.

Wang SX, Wang ZH, Cheng XT, Li J, Sang ZP, Zhang XD, Han LL, Qiao XY, Wu ZM, Wang ZQ. 2007. Arsenic and fluoride exposure in drinking water: children's IQ and growth in Shanyin county, Shanxi province, China. *Environmental Health Perspectives*. 115(4):643-7.

Warner M.L., Moore L.E., Smith M.T., Kalman D.A., Fanning E., Smith A.H. 1994. Increased micronuclei in exfoliated bladder cells of individuals who chronically ingest arsenic-contaminated water in Nevada. *Cancer epidemiology, biomarkers & prevention*. 3(7):583-90.

Wasserman G.A, Liu X., Parvez F., Ahsan H., Factor-Litvak P., van Geen A., Slavkovich V., Lolocono N.J., Cheng Z., Hussain I., Momotaj H., Graziano J.H. 2004. Water arsenic exposure and children's intellectual function in Araihasar, Bangladesh. *Environmental Health Perspectives*. 112(13):1329-33.

Wasserman G.A., Liu X., Parvez F., Ahsan H., Factor-Litvak P., Kline J., van Geen A., Slavkovich V., Lolocono N.J., Levy D., Cheng Z., Graziano J.H. 2007. Water arsenic exposure and intellectual function in 6-year-old children in Araihasar, Bangladesh. *Environmental Health Perspectives*. 115(2):285-9.

Wild C.P., Kleijnans J. 2003. Children and increased susceptibility to Environmental Carcinogens: Evidence or Empathy?. *Cancer epidemiology, biomarkers & prevention*. 12:1389-1394.

Williams M., 2001. Arsenic in Mine Water: An International Study. *Environmental Geology*. 40:267-278.

Wong R.H., Kuo C.Y., Hsu M.L., Wang T.Y., Chang P.I., Wu T.H., Huang S. 2005. Increased Levels of 8-Hydroxy-2'-Deoxyguanosine Attributable to Carcinogenic Metal Exposure among School children. *Environmental Health Perspectives*. 113(10):1386-1390.

Wu W., Jaspers I., Zhang W., Graves L.M., Samet J.M. 2002. Role of Ras in metal-induced EGF receptor signaling and NF-kappaB activation in human airway epithelial cells. *American journal of physiology. Lung cellular and molecular physiology*. 282(5):L1040-8.

Wyatt C.J., Fimbres C., Romo L., Mendez R.O., Grijalva M. 1998. Incidence of heavy metal contamination in water supplies in northern Mexico. *Environmental Research*. 76(2):114-9.

Yáñez L., García-Nieto E., Rojas E., Carrizales L., Mejía J., Calderón J., Razo I., 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.

Zablotska L.B., Chen Y., Graziano J.H., Parvez F., van Geen A., Howe G.R., Ahsan H. 2008. Protective effects of B vitamins and antioxidants on the risk of arsenic-related skin lesions in Bangladesh. *Environmental Health Perspectives*. 116(8):1056-62.

Zheng Y., Wu J., Ng J.C., Wang G., Lian W. 2002. The absorption and excretion of fluoride and arsenic in humans. *Toxicology Letters*. 133:77-82.

ANEXO 1.

MUESTRAS DE SUELO SUPERFICIAL EN LA ZONA URBANA DE LA CABECERA MUNICIPAL DE VILLA DE LA PAZ, SLP.

COORDENADAS GEOGRÁFICAS		CONCENTRACIÓN DE EPT (mg/kg)			
X	Y	As Bioacc	Pb Bioacc	As total	Pb total
326004	2619842	75.60	239.00	595.30	399.80
325340	2619679	48.65	301.50	306.20	598.40
325285	2619573	123.45	1410.00	1924.20	2083.20
325442	2619671	53.05	170.00	292.70	350.70
325352	2619509	285.40	569.50	1685.90	2027.50
325697	2619672	NR	NR	1425.00	692.50
324976	2619563	32.90	22.00	MI	MI
325151	2619557	260.80	423.50	12687.40	810.20
325748	2619483	82.60	194.00	580.30	315.10
325881	2619487	116.75	416.00	843.20	726.10
325731	2619303	400.00	1025.00	1663.60	1696.10
325984	2619403	199.90	524.00	1859.60	536.20
325817	2619707	170.65	NR	211.60	300.90
324970	2619198	160.70	352.00	841.30	563.60
325110	2619207	185.60	431.50	1966.80	2114.40
325110	2619327	381.00	504.00	2374.10	1424.00
325650	2619488	101.65	NR	571.40	318.10
326047	2619693	130.75	338.00	1384.40	681.50
325900	2619202	92.65	218.00	1061.00	787.60
325960	2619079	355.90	1155.00	2028.40	1850.50
325794	2619154	475.00	1270.00	2627.70	2917.10
325102	2618956	79.68	271.60	MI	MI
325035	2619102	231.06	596.30	2776.00	1920.00
325028	2618948	127.94	261.30	5032.00	824.00
325169	2619097	107.10	299.00	1120.00	2800.00
325474	2619499	63.34	242.70	675.00	640.00
325581	2619421	168.74	972.70	1613.00	2400.00
326283	2619194	385.74	381.50	4862.00	720.00
326145	2618968	598.10	500.00	1963.00	1056.00
326191	2619525	681.40	1781.10	4175.00	3360.00
326127	2619652	267.87	810.20	2330.00	2160.00
325102	2618956	115.36	1060.20	768.00	840.00
325321	2619713	NR	NR	678.00	3990.00
325283	2619212	NR	NR	564.00	900.00
325637	2619399	NR	NR	801.00	1410.00
325526	2618880	NR	NR	335.00	372.00
325734	2619724	NR	NR	1471.00	351.00
325947	2619481	NR	NR	3268.00	1530.00
326031	2618942	NR	NR	1634.00	1122.00
326172	2618922	NR	NR	1258.00	612.00
325052	2619324	132.00	2544.00	2430.50	7568.90
325877	2619222	280.23	849.33	2860.05	2126.46

COORDENADAS GEOGRÁFICAS		CONCENTRACIÓN DE EPT (mg/kg)			
X	Y	As Bioacc	Pb Bioacc	As total	Pb total
325765	2619464	99.27	330.33	751.45	529.00
325791	2619440	145.33	313.00	1050.20	706.13
325761	2619124	360.00	884.33	3461.87	2610.76
325761	2619124	350.00	904.33	3381.40	2659.86
325732	2619333	59.37	149.00	394.93	347.80
325761	2619124	260.22	36.20	1599.64	37.31
325761	2619124	283.95	45.86	2195.05	46.24
325761	2619124	345.08	40.48	3286.90	80.11
326067	2619171	524.59	78.89	3716.08	80.87
326064	2619171	311.07	50.16	1941.97	51.29

NR: Análisis No Realizado; **MI:** Muestra Insuficiente para realizar los análisis respectivos.

As Bioacc: Concentración Bioaccesible de arsénico; Pb Bioacc: Concentración Bioaccesible de plomo.

MUESTRAS DE SUELO SUPERFICIAL TOMADAS EN EL TERRERO EL MIRADOR.

COORDENADAS GEOGRÁFICAS		CONCENTRACIÓN DE EPT (mg/kg)			
X	Y	As Bioacc	Pb Bioacc	As total	Pb total
325225	2619433	278.75	1415.00	3496.10	6390.40
324974	2619429	550.00	6075.00	6764.60	15425.40
325124	2619409	203.50	9050.00	8709.90	18397.40
325177	2619468	1440.00	3276.00	14776.25	14365.10
325097	2619468	525.00	4992.00	6611.80	11170.30
325104	2619393	960.00	2689.00	21997.30	11845.60
325013	2619388	88.00	7371.00	2608.70	19615.20
325038	2619430	137.00	3877.00	1691.90	9422.40
325195	2619398	861.00	850.00	12733.40	13147.10
325213	2619473	338.00	246.00	3377.16	32934.70
325287	2619399	370.00	1038.00	8494.30	12055.20
325284	2619430	260.00	415.00	5206.80	6686.00
325051	2619448	232.72	14201.34	2367.93	17131.49
325064	2619437	125.39	21084.30	6451.56	17743.18
325052	2619392	82.88	5888.97	2333.59	23277.45
325031	2619427	174.93	6626.45	1321.09	9225.34
325129	2619472	1438.20	3979.39	6290.80	9140.07
325119	2619356	2527.82	1000.40	34594.08	5993.45
325228	2619465	688.79	9297.33	3410.19	13659.52
325214	2619432	385.04	1285.22	1811.84	2086.68
325130	2619328	2088.14	1464.94	14462.24	8754.00
325067	2619506	205.83	6080.86	1609.26	5191.21
324982	2619421	264.15	7130.72	1756.33	8575.39

MUESTRAS DE SUELO SUPERFICIAL TOMADAS EN EL TERRERO DEL CAMPO DE BEISBOL.

COORDENADAS GEOGRÁFICAS		CONCENTRACIÓN DE EPT (mg/kg)			
X	Y	As Bioacc	Pb Bioacc	As total	Pb total
325620	2619655	222.20	426.00	1499.10	2096.00
325511	2619539	206.12	815.40	3208.00	4320.00
325510	2619642	1077.87	422.78	5738.75	1913.39
325562	2619633	1086.43	404.73	4463.67	3351.56
325595	2619612	625.45	567.99	3654.68	2253.31
325632	2619642	626.07	788.35	6124.62	2417.88
325634	2619589	68.46	476.24	1374.19	745.85
325587	2619575	107.47	661.13	843.68	1791.71
325533	2619528	168.90	502.87	10983.62	1424.01
325491	2619513	431.20	879.18	5932.33	3528.25
325515	2619522	111.15	699.32	3967.81	2418.35
325565	2619548	270.77	563.49	5734.34	1517.37
325472	2619508	277.59	752.93	1170.39	1594.81
325525	2619519	162.38	872.93	1316.11	1671.88
325544	2619539	243.13	649.28	2175.95	1720.25
325579	2619547	215.62	798.87	1918.73	2009.42
325670	2619579	311.78	702.60	1888.26	941.73

MUESTRAS TOMADAS EN SUELO SUPERFICIAL DE VILLA DE LA PAZ, CON ANÁLISIS REALIZADO EN LABORATORIO ACREDITADO POR E.M.A.

COORDENADAS GEOGRÁFICAS		CONCENTRACIÓN DE EPT (mg/kg)	
X	Y	As	Pb
325050	2619223	4075.491	16990.693
325071	2619237	3825.998	16550.665
325245	2619502	2540.900	16871.166
325234	2619222	2526.694	15775.154
325213	2619240	5689.867	14544.524
325187	2619229	7942.799	14923.391
325058	2619585	227.129	293.586
325221	2619554	3200.000	12244.898
325238	2619530	3822.449	15234.694
325540	2619448	5005.133	4627.310
325540	2619448	2723.077	4305.641
325133	2619389	2110.629	3524.946
325662	2619442	4815.483	3724.284
325668	2619389	1251.540	1889.117
325610	2619344	1852.156	2335.729
325598	2619330	925.029	1017.486
325456	2619409	2162.669	7627.737
325485	2619379	9076.375	11181.263
325376	2619533	2472.765	133.299
325635	2619100	4575.413	7410.124
325794	2618850	2446.653	1214.435
325794	2618850	3138.716	1218.427
325735	2619275	705.310	1272.400
325328	2619374	856.720	1251.900
325328	2619374	976.800	1467.200
235400	2619333	538.380	442.800
325195	2619042	988.790	863.000
325258	2619072	637.320	405.300
325342	2618961	1231.630	598.500
3252313	2618762	396.260	670.900
325063	2618672	264.200	228.500
325373	2618737	1061.520	1968.500
325373	2618737	1154.680	2061.000
325680	2619021	16594.830	11293.100

ANEXO 2.

Resultados de la Fase del Diagnóstico en Salud Ambiental de la población infantil.

Monitoreo 1 Junio 2006			Monitoreo 2 Diciembre 2006			Monitoreo 3 Mayo 2007		
Pb	As	MN	Pb	As	MN	Pb	As	MN
6.9	19.31	ND	ND	ND	ND	2.0	28.83	2
8.1	12.92	22	3.0	ND	20	2.9	>LD	3
5.7	53.87	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
13.4	34.10	52	ND	ND	ND	ND	ND	ND
5.0	15.59	23	ND	ND	ND	ND	ND	ND
6.4	55.00	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
6.1	16.15	32	ND	ND	ND	ND	ND	ND
6.6	36.96	47	ND	ND	ND	ND	ND	ND
8.5	22.86	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
9.5	11.84	28	4.8	12.98	8	ND	ND	ND
9.5	30.70	38	6.0	30.06	7	8.2	21.38	5
7.1	27.94	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
14.7	24.44	48	9.1	19.74	20	ND	ND	ND
ND	63.00	33	7.4	27.33	ND	ND	ND	ND
ND	63.97	39	6.6	12.55	9	ND	ND	ND
4.7	25.07	22	ND	ND	ND	ND	ND	ND
ND	58.14	25	ND	ND	ND	3.7	50.19	4
ND	191.99	72	ND	13.69	18	ND	>LD	ND
ND	18.95	23	ND	ND	ND	ND	30.77	4
ND	19.90	26	ND	ND	ND	ND	ND	ND
ND	19.01	3	ND	ND	ND	ND	ND	ND
ND	ND	24	4.8	9.77	13	ND	ND	ND
ND	4.91	11	ND	ND	ND	2.6	23.12	9
9.1	21.63	39	ND	ND	ND	4.5	14.00	1
9.0	6.68	12	ND	ND	ND	ND	ND	ND
ND	ND	ND	5.4	ND	18	ND	ND	1
ND	ND	ND	10.5	16.96	21	ND	ND	ND

Monitoreo 1 Junio 2006			Monitoreo 2 Diciembre 2006			Monitoreo 3 Mayo 2007		
Pb	As	MN	Pb	As	MN	Pb	As	MN
ND	ND	ND	ND	ND	ND	>LD	34.13	1
ND	ND	ND	ND	ND	ND	4.4	22.37	2
ND	ND	ND	ND	ND	ND	>LD	25.71	6
ND	ND	ND	ND	ND	ND	>LD	19.11	2
ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	21.75	3
ND	ND	ND	ND	ND	ND	>LD	ND	4
ND	ND	ND	ND	ND	ND	4.7	21.00	ND
ND	ND	ND	ND	ND	ND	>LD	9.31	6
ND	ND	ND	ND	ND	ND	1.5	30.57	1
ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	5
ND	ND	ND	ND	ND	ND	3.0	19.07	3
ND	ND	ND	ND	ND	ND	3.0	ND	3
ND	26.39	18	ND	ND	ND	ND	ND	ND
14.1	12.57	12	5.4	51.67	ND	4.1	61.46	8
7.3	38.70	30	ND	ND	ND	3.4	26.29	2
17.2	18.75	52	7.4	18.03	ND	3.4	17.86	3
17.9	105.95	33	ND	ND	ND	3.8	21.37	3
15.7	31.32	28	ND	ND	ND	3.5	20.43	1
11.0	28.47	20	ND	ND	ND	ND	ND	ND
5.1	36.23	36	ND	ND	ND	ND	ND	ND
11.0	59.42	65	6.0	ND	ND	ND	ND	ND
9.3	32.30	25	ND	ND	ND	ND	ND	ND
13.2	44.40	64	ND	ND	ND	ND	ND	ND
14.0	60.50	25	ND	ND	ND	ND	ND	ND
8.7	111.67	43	ND	ND	ND	ND	ND	ND
7.4	14.64	38	ND	ND	ND	ND	ND	ND
7.5	47.01	26	8.0	21.35	19	ND	ND	ND
3.1	56.10	18	ND	ND	ND	ND	ND	ND
4.15	36.43	36	ND	ND	ND	ND	ND	ND
4.0	12.50	10	ND	ND	ND	ND	8.64	ND
11.7	ND	18	ND	ND	ND	ND	14.57	ND
10.7	ND	18	ND	ND	ND	ND	ND	ND
12.5	283.42	88	10.4	100.90	12	ND	100.14	2
8.8	11.01	25	ND	ND	ND	8.2	33.00	1

Monitoreo 1 Junio 2006			Monitoreo 2 Diciembre 2006			Monitoreo 3 Mayo 2007		
Pb	As	MN	Pb	As	MN	Pb	As	MN
10.4	190.40	23	7.8	20.33	11	ND	ND	ND
5.1	16.24	14	ND	ND	ND	4.1	22.00	3
7.8	19.08	12	ND	ND	ND	ND	ND	ND
7.2	12.30	8	ND	ND	ND	ND	ND	ND
9.4	5.81	12	ND	ND	ND	5.5	>LD	3
3.0	7.95	14	ND	ND	ND	2.0	>LD	1
3.1	7.71	12	ND	ND	ND	2.2	26.25	1
2.0	29.75	36	ND	ND	ND	ND	ND	ND
5.6	43.82	38	ND	ND	ND	6.5	25.46	2
ND	8.28	8	ND	ND	ND	6.8	20.32	3
6.7	26.45	20	ND	ND	ND	ND	22.54	5
4.4	14.54	34	ND	ND	ND	4.0	15.33	1
8.4	43.11	24	ND	ND	ND	ND	ND	ND
10.0	17.71	12	ND	ND	ND	ND	ND	ND
ND	ND	ND	ND	ND	ND	4.4	ND	2
ND	ND	ND	ND	ND	ND	1.4	ND	1
ND	ND	ND	ND	ND	ND	1.1	ND	1
ND	ND	ND	ND	ND	ND	1.8	ND	0
ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	>LD	0
ND	ND	ND	ND	ND	ND	9.0	>LD	0
ND	ND	ND	ND	ND	ND	6.8	>LD	1
ND	ND	ND	ND	ND	ND	2.6	ND	2
5.0	27.84	16	ND	ND	ND	ND	ND	ND
6.9	10.56	ND	ND	ND	ND	5.1	27.11	4
3.4	55.57	10	ND	ND	ND	ND	ND	ND
8.8	20.84	17	ND	ND	ND	ND	ND	ND
11.1	29.67	22	4.8	20.43	34	2.5	21.12	2
3.5	117.38	17	4.0	52.50	11	3.0	11.90	3
6.9	21.29	4	ND	ND	ND	2.0	32.40	1
2.5	87.34	14	ND	ND	ND	1.9	14.83	1
8.0	18.17	14	ND	ND	ND	4.9	18.45	0
6.0	12.44	8	ND	ND	ND	4.0	35.28	0
3.4	12.37	ND	ND	ND	ND	2.8	16.34	1
6.6	44.57	9	6.3	42.82	14	5.5	>LD	1

Monitoreo 1 Junio 2006			Monitoreo 2 Diciembre 2006			Monitoreo 3 Mayo 2007		
Pb	As	MN	Pb	As	MN	Pb	As	MN
13.8	5.38	12	4.5	92.40	ND	ND	ND	ND
6.0	69.66	12	4.9	ND	3	ND	ND	ND
9.0	21.18	12	ND	ND	ND	4.4	40.70	2
17.6	44.72	19	12.0	38.09	7	9.5	25.64	1
4.0	20.90	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
7.7	23.88	5	ND	ND	ND	5.5	41.53	1
7.7	26.67	2	ND	ND	ND	ND	ND	ND
8.4	ND	10	ND	ND	ND	3.0	24.85	1
12.6	39.11	10	10.1	54.69	6	ND	73.17	1
18.0	ND	ND	15.1	74.40	16	ND	ND	ND
10.0	14.10	8	ND	ND	ND	ND	ND	ND
12.2	28.87	18	3.4	19.79	13	1.9	11.05	ND
15.3	31.17	10	6.7	68.11	23	ND	34.00	3
10.9	21.15	9	7.9	71.27	ND	ND	ND	ND
11.4	25.16	14	ND	ND	ND	ND	ND	ND
16.1	91.56	23	12.4	116.50	7	ND	59.53	9
5.0	10.02	6	ND	ND	ND	2.0	13.06	2
8.6	82.27	12	7.7	67.33	13	ND	115.29	ND
6.8	114.12	35	6.8	24.04	14	ND	ND	ND
6.2	15.47	8	ND	ND	ND	4.4	21.23	2
21.5	54.71	16	14.7	23.67	ND	ND	17.69	6
4.8	11.85	8	ND	ND	ND	1.6	14.50	0
11.2	14.48	42	3.8	13.53	27	4.9	16.10	3
6.1	10.48	14	ND	ND	ND	ND	ND	ND
8.5	25.58	2	ND	ND	ND	ND	ND	ND
4.7	52.34	7	5.0	28.71	11	ND	ND	ND
3.4	24.90	ND	ND	ND	ND	1.7	54.08	4
2.5	80.81	14	3.5	ND	ND	ND	14.69	2
7.6	6.62	7	ND	ND	ND	1.3	23.85	2
6.6	10.34	7	ND	ND	ND	>LD	20.11	2
5.5	21.28	18	ND	ND	ND	2.4	65.56	3
14.0	31.79	16	11.6	38.65	ND	ND	24.40	2
13.4	31.74	18	9.3	29.13	28	6.7	49.57	ND
6.9	23.14	10	ND	ND	ND	ND	ND	ND

Monitoreo 1 Junio 2006			Monitoreo 2 Diciembre 2006			Monitoreo 3 Mayo 2007		
Pb	As	MN	Pb	As	MN	Pb	As	MN
8.8	23.21	7	ND	ND	ND	>LD	ND	3
10.5	23.04	10	9.5	22.77	17	6.8	26.73	4
5.0	10.17	6	ND	ND	ND	1.0	25.50	2
6.0	8.65	19	ND	ND	ND	ND	ND	ND
12.3	41.90	13	7.9	ND	20	6.5	44.31	2
7.2	29.01	7	ND	ND	ND	ND	ND	ND
8.5	15.34	ND	ND	ND	ND	4.0	12.58	3
7.8	11.42	ND	ND	ND	ND	4.1	18.27	2
5.0	24.70	8	ND	ND	ND	3.8	11.86	3
7.0	8.47	16	ND	ND	ND	3.5	25.00	4
4.5	26.28	11	ND	ND	ND	ND	19.38	1
ND	ND	ND	ND	ND	ND	4.5	18.82	ND
ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	>LD	4
ND	ND	ND	ND	ND	ND	5.6	38.71	1
ND	ND	ND	19.4	49.50	17	ND	ND	ND

ANEXO 3
**Formatos y Materiales preparados para Fase de Prevención (incluye reportes
con actores, solo portada)**

2.4 ¿Cuántos cuartos usan para dormir?

4

2.5 ¿De qué material es la mayor parte del piso de esta casa?

<input checked="" type="checkbox"/>	Mosaico o cemento
<input type="checkbox"/>	Tierra
<input type="checkbox"/>	No sabe N C

2.6 ¿De dónde toman el agua para bañarse, lavar ropa, trastes, etc.?

<input checked="" type="checkbox"/>	Dentro de la vivienda
<input type="checkbox"/>	Fuera de la vivienda pero, dentro de la vecindad o terreno
<input type="checkbox"/>	De la llave pública o hidrante
<input type="checkbox"/>	No dispone de agua entubada
<input type="checkbox"/>	No sabe o No conoce

2.7 ¿A dónde desagua el drenaje?

<input type="checkbox"/>	A red pública
<input type="checkbox"/>	A fosa séptica o suelo
<input checked="" type="checkbox"/>	No sabe o N C

2.8 ¿Las calles de su cuadra están pavimentadas?

<input checked="" type="checkbox"/>	SI
<input type="checkbox"/>	NO
<input type="checkbox"/>	No sabe o N C

2.9 ¿Tiene patio en su casa?

<input checked="" type="checkbox"/>	SI
<input type="checkbox"/>	NO

2.10 ¿De qué material es el piso del patio?

<input checked="" type="checkbox"/>	Mosaico o cemento
<input checked="" type="checkbox"/>	Tierra
<input type="checkbox"/>	No sabe N C

III. HABITOS DEL NIÑO

3.1 ¿Su hijo desayuna en la mañana?

<input checked="" type="checkbox"/>	SI
<input checked="" type="checkbox"/>	NO

3.2 ¿Qué desayunó su hijo(a) el día de ayer?

~~leche~~ nada

3.3 En un día común y corriente, ¿cuántas veces su niño(a) se lava las manos?

2

3.4 ¿Se ha fijado si a su hijo(a) le gusta

<input checked="" type="checkbox"/>	Morder o chupar lápices amarillos?
<input checked="" type="checkbox"/>	Morder o chupar lápices de colores?
<input type="checkbox"/>	Morder o chupar cuentos de colores?
<input type="checkbox"/>	Morder o chupar plastilina?
<input type="checkbox"/>	Morder o chupar crayolas?
<input type="checkbox"/>	Morder o chupar juguetes?
<input checked="" type="checkbox"/>	Morderse las uñas?
<input type="checkbox"/>	Comer tierra?
<input type="checkbox"/>	Comer pintura de las paredes?
<input checked="" type="checkbox"/>	Jugar con tierra o barro?
<input type="checkbox"/>	Chuparse las manos?
<input type="checkbox"/>	Chuparse el dedo?
<input type="checkbox"/>	No sabe o N C

Tache todas las cosas que su hijo haga

IV. HABITOS ALIMENTICIOS

4.1 ¿Usted utiliza ollas o trastes de barro para cocinar alimentos?

SI

Cuáles? _____

NO

4.2 ¿Usted utiliza ollas o trastes de barro para guardar alimentos?

SI

Cuáles? _____

NO

4.3 ¿En una semana cuantas veces usa las ollas o trastes de barro?

4.4 ¿Qué agua beben?

<input checked="" type="checkbox"/>	De la llave
<input checked="" type="checkbox"/>	De garrafón

Que marca de garrafón? _____

4.5 ¿Qué agua utiliza para cocinar?

<input checked="" type="checkbox"/>	De la llave
<input type="checkbox"/>	De garrafón

Que marca de garrafón? _____

V. OCUPACION

5.1 ¿Alguna persona que vive en su casa

<input checked="" type="checkbox"/>	Trabaja en una empresa minera?
<input type="checkbox"/>	Trabaja en una fundidora de plomo o metales?
<input type="checkbox"/>	Trabaja en una refinería?
<input type="checkbox"/>	Trabaja en una gasolinería?
<input type="checkbox"/>	Pinta casas o coches?
<input type="checkbox"/>	Trabaja en un taller mecánico?
<input type="checkbox"/>	Es fontanero o plomero?
<input type="checkbox"/>	Trabaja en una fábrica de acumuladores?
<input type="checkbox"/>	Ninguna de las anteriores?
<input type="checkbox"/>	No sabe N C

5.1.1 Desde hace cuanto tiempo trabaja allí? 15 años

5.1.2 ¿Alguna persona que vive en su casa trabaja en una empresa minera?

Hace cuanto tiempo? SI

15 años

NO

5.2 ¿Sabe Ud. si en las manzanas que rodean su casa existe alguna:

<input type="checkbox"/>	Vulcanizadora?
<input type="checkbox"/>	Carpintería?
<input type="checkbox"/>	Taller de pulido de piedra?
<input type="checkbox"/>	Fundidora?
<input type="checkbox"/>	Imprentas?
<input type="checkbox"/>	Fábrica talleres de acumuladores?
<input type="checkbox"/>	Fábrica de pintura o barnices?
<input type="checkbox"/>	Fábrica de cerámica?
<input type="checkbox"/>	Cementera?
<input type="checkbox"/>	Taller de hojalatería y pintura de coches?
<input type="checkbox"/>	Taller automotriz?
<input type="checkbox"/>	Ninguna de las anteriores
<input type="checkbox"/>	Otros (especifique)
<input checked="" type="checkbox"/>	No sabe N C

5.3 La ropa de trabajo la llevan a la casa

SI

NO

5.4 ¿Alguna persona que vive en la casa fuma?

SI

NO

5.5 Antecedentes del alcoholismo en las personas que viven en su casa:

¿El esposo? sí x no _____
¿La esposa? sí _____ no _____
Otro? x

VI. ANTECEDENTES CLINICOS.

6.1 Número de niños en la familia? 3

6.2 Qué numero de parto fue el niño anotado al principio de la encuesta? 1

6.3 Ha estado enfermo el niño en el último mes? no

6.4 Ha recibido el niño algún medicamento en el último mes? no

- Cuál o cuáles: _____
- Cuándo empezó: _____
- Cuánto tiempo duro el tratamiento _____

6.5 Qué vacunas ha recibido el niño en el último mes? ninguna

6.6 Tiene todas las vacunas de su cartilla de vacunación? si

6.7 ¿Cuándo se le tomó la muestra al niño, tenía gripe? no

6. 8 Tenia otras enfermedades? no

6.9 En los últimos 10 años alguien en su familia ha muerto de cáncer?

	SI
<u> x </u>	NO
	No sabe o no conoce

6.10 Sabe qué tipo de cáncer era?

6.11 En la actualidad alguna persona que vive en su casa padece esta enfermedad?

	SI
<u> x </u>	NO

6.12 Sabe qué tipo de cáncer es?

6.13 Existen en su familia antecedentes de presión alta o diabetes?

<input checked="" type="checkbox"/>	SI
<input type="checkbox"/>	NO

6.14 En su familia han nacido niños con problemas genéticos (malformaciones)?

<input type="checkbox"/>	SI
<input type="checkbox"/>	NO
<input type="checkbox"/>	No sabe o no conoce

6.15 Usted o la madre del niño anotado ha tenido abortos?

<input type="checkbox"/>	SI
<input checked="" type="checkbox"/>	NO
<input type="checkbox"/>	No sabe o no conoce

6.16 Cuantos? _____

6.17 Existen en su familia alguien que haya padecido enfermedades de riñón?

<input type="checkbox"/>	SI
<input checked="" type="checkbox"/>	NO

6.18 Conoce cual o de que tipo? _____

VII. ESCOLARIDAD Y EMPLEO DE LOS PADRES

7.1 ¿A qué se dedica el padre o jefe de familia?

Minero

7.2 ¿Hasta que año estudió el padre o jefe de familia?

Tercero primaria

7.3 ¿A qué se dedica la madre?

al hogar

7.4 ¿Hasta qué año estudió la madre?

primaria

Muchas gracias!

La información aquí contenida es estrictamente confidencial y será utilizada solo para los fines del proyecto autorizado por el Comité de Bioética.

Nuevamente solicitamos su colaboración para participar en el estudio: **“GENOTOXICIDAD EN POBLACIÓN INFANTIL EN ZONAS MINERAS”** realizado por investigadores en la Universidad Autónoma de San Luis Potosí (UASLP), bajo la coordinación de la M.C. Sandra Patricia Gamiño Gutiérrez del Centro de Estudios, Asesoría y Servicios en Sistemas Ambientales (CEASSA). Los análisis que se están llevando a cabo en los niños y niñas, son totalmente gratuitos, y los padres de familia continúan teniendo la facultad de abandonar la investigación libremente cuando así lo consideren necesario. Todas las muestras biológicas serán colectadas por personal capacitado, empleando exclusivamente material nuevo y estéril.

Acepto que mi hijo participe: Nombre del niño (a): _____

Nombre del padre o la madre: _____

Dirección: _____

Firma _____

Nuevamente solicitamos su colaboración para participar en el estudio: **“GENOTOXICIDAD EN POBLACIÓN INFANTIL EN ZONAS MINERAS”** realizado por investigadores en la Universidad Autónoma de San Luis Potosí (UASLP), bajo la coordinación de la M.C. Sandra Patricia Gamiño Gutiérrez del Centro de Estudios, Asesoría y Servicios en Sistemas Ambientales (CEASSA). Los análisis que se están llevando a cabo en los niños y niñas, son totalmente gratuitos, y los padres de familia continúan teniendo la facultad de abandonar la investigación libremente cuando así lo consideren necesario. Todas las muestras biológicas serán colectadas por personal capacitado, empleando exclusivamente material nuevo y estéril.

Acepto que mi hijo participe: Nombre del niño (a): _____

Nombre del padre o la madre: _____

Dirección: _____

Firma _____



Universidad Autónoma de San Luis Potosí
Centro de Estudios, Asesoría y Servicios en Sistemas Ambientales

Unidad de Posgrados de la UASLP
Av. Sierra Leona No. 550
Col. Lomas 2ª. Sección
78210 San Luis Potosí, S.L.P.



Padre, Madre de Familia

Si su hijo(a) participó en el estudio de metales en muestras de orina y sangre realizado por personal académico de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí el pasado mes de diciembre del 2006, me permito por este conducto convocarlo a la reunión para entrega personal de resultados de los análisis practicados a su hijo(a). La reunión se llevara a cabo el:

Lunes 9 de mayo de 2007 a las 11:00 AM

En las instalaciones de la escuela donde asiste diariamente su hijo.

Atentamente

Dr. Marcos Gustavo Monroy Fernández

M.C. Sandra Patricia Gamiño Gutiérrez



Universidad Autónoma de San Luis Potosí
Centro de Estudios, Asesoría y Servicios en Sistemas Ambientales

Unidad de Posgrados de la UASLP
Av. Sierra Leona No. 550
Col. Lomas 2ª. Sección
78210 San Luis Potosí, S.L.P.



Padre o Madre de Familia

Si su hijo(a) participó en el estudio de metales en muestras de orina y sangre realizado por personal académico de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí el pasado mes de diciembre del 2006, me permito por este conducto convocarlo a la reunión para entrega personal de resultados de los análisis practicados a su hijo(a). La reunión se llevara a cabo el:

Lunes 9 de mayo de 2007 a las 11:00 AM

En las instalaciones de la escuela donde asiste diariamente su hijo.

Atentamente

Dr. Marcos Gustavo Monroy Fernández

M.C. Sandra Patricia Gamiño Gutiérrez



Universidad Autónoma de San Luis Potosí
Centro de Estudios, Asesoría y Servicios en Sistemas Ambientales

Unidad de Posgrados de la UASLP
Av. Sierra Leona No. 550
Col. Lomas 2ª. Sección
78210 San Luis Potosí, S.L.P.



Padre o Madre de Familia

Si su hijo(a) participó en el estudio de metales en muestras de orina y sangre realizado por personal académico de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí el pasado mes de diciembre del 2006, me permito por este conducto convocarlo a la reunión para entrega personal de resultados de los análisis practicados a su hijo(a). La reunión se llevara a cabo el:

Lunes 9 de mayo de 2007 a las 11:00 AM

En las instalaciones de la escuela donde asiste diariamente su hijo.

Atentamente

Dr. Marcos Gustavo Monroy Fernández

M.C. Sandra Patricia Gamiño Gutiérrez



Centro de Estudios, Asesorías y
Servicios en Sistemas Ambientales

San Luis Potosí, S.L.P., a 02 de Octubre de 2006.

A QUIEN CORRESPONDA:

Por este conducto le hago de su conocimiento el resultado de los análisis de arsénico en orina y de plomo en sangre, realizados a:

Nombre	Arsénico en Orina $\mu\text{g As/g creatinina}$	Plomo en sangre $\mu\text{g/dL}$
	127.27	6.0
Valor de referencia	50.0	10.0

Los análisis fueron realizados mediante espectrofotometría de Absorción Atómica (EAA), previa digestión de las muestras para su disolución y análisis total. En el caso del arsénico, se efectuó el análisis por generación de hidruros acoplada a la EAA, mientras que para el análisis de plomo se utilizó horno de grafito acoplado a la EAA.

Para el análisis de arsénico, se utilizó como control de calidad el estándar certificado *Urine Control Lypophilised de ClinChek®-control*, liofilizado para elementos traza, perteneciente al *Integrated Risk information System (IRIS)* obteniendo el 92% de recuperación. Para los análisis de plomo, se utilizó el programa de control de calidad de la *Center of Diseases Control (CDC)*, quien proporciona estándares de sangre certificados, obteniendo 98% de recuperación.

Atentamente


Dr. Marcos Gustavo Monroy Fernández
Gerente Institucional


M.C. Sandra Patricia Gamiño Gutiérrez
Coordinadora Toxicología, Ambiente y
Salud

Edificio de Posgrado Facultad de Derecho
Unidad de Posgrados UASLP
2o. piso Av. Sierra Leona No. 550
Col. Lomas 2a sección 78210
San Luis Potosí, S.L.P. México
Tel. (52) 444 8257013

EVALUACIÓN DE FUENTES DE CONTAMINACIÓN, DE MEDIOS IMPACTADOS Y DE LA SALUD AMBIENTAL EN POBLACIÓN INFANTIL DE VILLA DE LA PAZ, S.L.P.

M.C. Sandra Patricia Gamiño Gutiérrez

Coordinadora Toxicología, Ambiente y Salud – CEASSA (gamino@uaslp.mx)

Dr. Marcos Gustavo Monroy Fernández

Gerente Institucional – CEASSA (monroyma@uaslp.mx)

1. ANTECEDENTES

Villa de la Paz (San Luis Potosí, México) es un poblado con aproximadamente 5,000 habitantes, se encuentra ubicado dentro del Altiplano Potosino, expuesto a un clima semidesértico, siendo la cabecera municipal donde se encuentra registrado el distrito minero de Santa María de la Paz. En este distrito ha existido la minería por más de 200 años (Castro *et al.*, 1997). Los yacimientos que se explotan son de tipo skarn con valores de plomo, cobre, zinc, oro y plata, a los que se asocian elementos tóxicos para el hombre como arsénico y cadmio. Durante el proceso de extracción de los elementos de interés económico, concentraciones residuales de éstos y de los elementos tóxicos son liberados al ambiente a través de su depósito en los residuos tipo jales (residuos del proceso de concentración de minerales) y terreros o tepetateras (estériles de mina), dejándolos disponibles para contacto con la población humana y biota del lugar. En el sitio existen residuos mineros históricos cuya disposición inadecuada y no controlada ha provocado que sean una fuente primaria de contaminación de los medios del ambiente y que la población se exponga enseguida a los elementos potencialmente tóxicos (EPT) para el humano (Razo *et al.*, 2004). En el sitio, se han reportado elevadas concentraciones en suelo de arsénico (7-14923 mg/kg), plomo (27-6429 mg/kg), cadmio (0.2-274 mg/Kg), cobre (15-7200 mg/kg) y zinc (26-6270 mg/Kg), así como arsénico en cuerpos naturales y artificiales de agua (Razo, 2002; Razo *et al.*, 2004; Razo, 2006). Razo *et al.*, (2004a; 2005) ya han reportado resultados sobre la bioaccesibilidad (indicador de la biodisponibilidad asociada a la vía de exposición oral) de Pb y As contenidos en muestras de suelo superficial del área en estudio. Estos estudios reportaron valores de bioaccesibilidad para Pb y As mayores al 50% y 10%, respectivamente, pero variables en función de la especie portadora del contaminante y de la localización del suelo en el sitio (Razo *et al.*, 2004a; Razo, 2006).

Recientemente, Chipres y Monroy (2007), reportaron un estudio cartográfico de suelos a distintas escalas en el Altiplano Potosino, evaluando en particular a escala local el área

EVIDENCIA DE LA CARACTERIZACIÓN AMBIENTAL DE LOS PASIVOS AMBIENTALES DE ORIGEN MINERO Y DE SUELOS CONTAMINADOS POR ARSENICO Y METALES PESADOS EN VILLA DE LA PAZ, S.L.P. CON FINES DE SU INTERVENCION URGENTE.

M.C. Sandra Patricia Gamiño Gutiérrez

Gerente de Toxicología Ambiente y Salud, CEASSA, S.C. – UASLP (gamino@uaslp.mx)

Dr. Marcos Gustavo Monroy Fernández

Gerente Institucional, CEASSA, S.C. – UASLP (monroyma@uaslp.mx)

RESUMEN EJECUTIVO

El municipio de Villa de la Paz del Estado de San Luis Potosí (México), es un poblado con aproximadamente 5,000 habitantes, se encuentra ubicado dentro del Altiplano Potosino, expuesto a un clima semidesértico, siendo la cabecera municipal donde se encuentra registrado el Distrito Minero de Santa María de la Paz. En este distrito ha existido la minería por más de 200 años (Castro, 1995; Castro *et al.*, 1997). Los yacimientos que se explotan son de tipo skarn con valores de plomo, cobre y zinc, oro y plata, a los que se asocian elementos tóxicos para el hombre y el ambiente, como arsénico y cadmio. Durante el proceso para la extracción de los elementos con interés económico, concentraciones residuales de éstos y de elementos tóxicos han sido liberados al ambiente a través de la disposición final de residuos tipo terreros (estériles de mina, también conocidos en el sitio como tepetateras) y jales (residuos del proceso de beneficio de minerales, también conocidos en el sitio como lameros), dejándolos histórica y actualmente disponibles para entrar en contacto con la población humana y la biota del lugar.

Así, en el sitio existen residuos mineros históricos, considerados como pasivos ambientales, cuya disposición inadecuada y no controlada ha provocado que sean una fuente primaria de contaminación de los medios del ambiente y que la población se exponga enseguida a los elementos potencialmente tóxicos (EPT) (Figura 1).

En el distrito minero, que comprende superficie de los municipios de Villa de la Paz y Matehuala, se han encontrado elevadas concentraciones en suelo de arsénico (7-14923 mg/kg), plomo (27-6429 mg/kg), cadmio (0.2-274 mg/Kg), cobre (15-7200 mg/kg) y zinc (26-6270 mg/Kg) (Castro, 1995; Razo, 2002; Razo *et al.*, 2004; Razo, 2007). Estas concentraciones son significativamente superiores a las concentraciones totales de referencia (CR_T) para el arsénico (22 mg/Kg), plomo (400 mg/Kg) y cadmio (37 mg/Kg) en suelos de uso agrícola y residencial, que han sido establecidas por la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, que establece los Criterios para la Remediación de suelos contaminados por varios metales y metaloides (DOF, 2006). La contaminación por estos EPT

CARACTERIZACIÓN AMBIENTAL DE LOS PASIVOS AMBIENTALES Y DE SUELOS CONTAMINADOS EN VILLA DE LA PAZ, S.L.P.

M.C. Sandra Patricia Gamiño Gutiérrez, M.C. Cecilia Cepeda Bravo,
IBQ. Jorge A. Chiprés de la Fuente, Dr. Marcos Gustavo Monroy Fernández

RESUMEN EJECUTIVO

Villa de la Paz (San Luis Potosí, México) es un poblado con aproximadamente 5,000 habitantes, se encuentra ubicado dentro del Altiplano Potosino, expuesto a un clima semidesértico, siendo la cabecera municipal donde se encuentra registrado el distrito minero de Santa María de la Paz. En este distrito ha existido la minería por más de 200 años (Castro *et al.*, 1997). Los yacimientos que se explotan son de tipo skarn con valores de plomo, cobre y zinc, oro y plata, a los que se asocian elementos tóxicos para el hombre como arsénico y cadmio. Durante el proceso de extracción de los elementos de interés económico, concentraciones residuales de éstos y de los elementos tóxicos son liberados al ambiente a través de la disposición final de residuos tipo jales (residuos del proceso de beneficio de minerales, también conocidos en el sitio como *lameros*) y terreros (estériles de mina, también conocidos en el sitio como *tepetateras*), dejándolos disponibles para contacto con la población humana y biota del lugar.

En el sitio existen residuos mineros históricos cuya disposición inadecuada y no controlada ha provocado que sean una fuente primaria de contaminación de los medios del ambiente y que la población se exponga enseguida a los elementos potencialmente tóxicos (EPT) para el humano. En el sitio, se han encontrado elevadas concentraciones en suelo de arsénico (7-14923 mg/kg), plomo (27-6429 mg/kg), cadmio (0.2-274 mg/Kg), cobre (15-7200 mg/kg) y zinc (26-6270 mg/Kg), así como arsénico en cuerpos naturales y artificiales de agua. La bioaccesibilidad (indicador de la biodisponibilidad asociada a la vía de exposición oral) de Pb y As contenidos en muestras de suelo superficial del área en estudio han reportado valores para Pb y As mayores al 50% y 10%, respectivamente, pero variables en función de la especie portadora del contaminante y de la localización del suelo en el sitio.

Un estudio cartográfico de suelos a distintas escalas en el Altiplano Potosino, evaluando en particular a escala local el área de Villa de la Paz, demostró que las concentraciones naturales (valores de fondo) de algunos elementos potencialmente tóxicos (EPT) son más elevadas en la región de Catorce-Matehuala que las reportadas para otros sitios internacionales o nacionales. Los resultados a escala local exhibieron patrones de transporte de residuos mineros o de partículas de las áreas mineralizadas a través de arroyos intermitentes desde el poblado de Villa de la Paz hacia el valle de Matehuala. Adicionalmente se identificaron a los depósitos de residuos de mina históricos

PROYECTO 2006-CEASSA-003

PROGRAMA DE VIGILANCIA EN SALUD AMBIENTAL

Documento elaborado para:

Lic. José Cerrillo Chowell

Director General de Cia. Minera Santa Maria de la Paz y Anexas, S.A. de C.V.

Documento elaborado por:

M.C. Sandra Patricia Gamiño Gutiérrez

Coordinadora del Área de Toxicología, Ambiente y Salud, CEASSA, S.C.

En los sitios donde existen evidencias de contaminación en los medios del ambiente (suelo, agua y/o aire) por la presencia de elementos potencialmente tóxicos (EPT) que representan un riesgo para la salud de la población expuesta no ocupacionalmente, deben realizarse tanto evaluaciones de riesgo en salud (EVRS) que permitan establecer niveles seguros de limpieza y apoyar al diseño de las correspondientes medidas de restauración, como evaluaciones de los efectos en la salud, con el fin de identificar las perspectivas toxicológicas y de salud pública asociadas con la exposición a los contaminantes para así apoyar las recomendaciones y acciones necesarias para proteger a la población, de tal manera que se le proporcione una mejor calidad de vida.

En México, las evaluaciones ambientales de sitios con suelos contaminados por metales y metaloides tóxicos y su consecuente remediación, tiene ya carácter obligatorio al publicarse la Norma Oficial Mexicana NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, que establece los criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, bario, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plata, plomo, selenio, talio y/o vanadio (DOF, 2 de marzo 2007).

En la comunidad de Villa de la Paz, S.L.P., se han identificado suelos con concentraciones de arsénico, plomo y cadmio con niveles no solo varias veces superiores a las concentraciones de referencia establecidas por la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, sino también superiores a los niveles de riesgo para la salud de la población infantil expuesta, según una EVRS realizada para el sitio. Esto ha sido confirmado al presentarse niveles de biomarcadores de exposición (plomo en sangre y arsénico en orina) en población infantil de la localidad por arriba de los valores de referencia nacionales (para el plomo) e internacionales (para el arsénico).



Centro de Estudios, Asesorías y
Servicios en Sistemas Ambientales

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ

CARACTERIZACIÓN AMBIENTAL Y PROPUESTA DE REMEDIACION DE PASIVOS AMBIENTALES DE ORIGEN MINERO, FUENTE DE LA CONTAMINACION DE SUELOS POR ARSENICO Y METALES PESADOS EN VILLA DE LA PAZ, S.L.P.

Documento preparado por:

M.C. Sandra Patricia Gamiño Gutiérrez

Gerente de Toxicología Ambiente y Salud, CEASSA, S.C. – UASLP (gamino@uaslp.mx)

Dr. Marcos Gustavo Monroy Fernández

Gerente Institucional, CEASSA, S.C. – UASLP (monroyma@uaslp.mx)

**Centro de Estudios Asesoría y Servicios en Sistemas Ambientales (CEASSA)
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ (UASLP)**

Unidad de Posgrados de la UASLP. Edificio de Posgrado de Derecho 2º. Piso

Av. Sierra Leona No. 550 Col. Lomas 2ª. Sección

78210 San Luis Potosí, S.L.P. (México)

Tel. y Fax: (444) 825 7013

Email: ceassa@sjp.uaslp.mx - Web page: <http://www.ceassa.com>

MAYO 2008



Centro de Estudios, Asesorías y
Servicios en Sistemas Ambientales

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ

Contenido

RESUMEN.....	4
DESCRIPCIÓN GENERAL DEL SITIO Y DE LA CONTAMINACION	5
DESCRIPCIÓN DE LOS PASIVOS AMBIENTALES.....	18
PROPUESTA GENERAL DE REMEDIACION DE LOS PASIVOS AMBIENTALES.....	27
REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS.....	34

Anexos

ANEXO 1. REGISTRO HISTORICO

ANEXO 2. PLAN DE MUESTREO.

ANEXO 3. RESULTADOS DE LAS DETERMINACIONES ANALÍTICAS DE LOS CONTAMINANTES EN LAS MUESTRAS ASÍ COMO LAS PRUEBAS QUÍMICAS

ANEXO 4. METODOLOGÍAS APLICADAS EN LAS PRUEBAS QUE SE LLEVAN A CABO EN EL LABORATORIO.

ANEXO 5. DESCRIPCIÓN DE LAS CONDICIONES GEOLÓGICAS, GEO-HIDROLÓGICAS E HIDROLÓGICAS BASADA EN LOS RESULTADOS OBTENIDOS EN EL MUESTREO Y PRUEBAS DE CAMPO.

ANEXO 6. ESTUDIOS DISPONIBLES DE EVALUACIÓN DE RIESGO A LA SALUD.

**CARACTERIZACIÓN AMBIENTAL Y PROPUESTA DE REMEDIACION DE PASIVOS
AMBIENTALES DE ORIGEN MINERO, FUENTE DE LA CONTAMINACION DE SUELOS POR
ARSENICO Y METALES PESADOS EN VILLA DE LA PAZ, S.L.P.**

INDICE DE ANEXOS

ANEXO 1. REGISTRO HISTORICO

ANEXO 2. PLAN DE MUESTREO.

ANEXO 2.1. MUESTREO DE SUELO APLICADOS EN EL SITIO

ANEXO 2.1.1. FUNDAMENTOS DEL PLAN DE MUESTREO.

ANEXO 2.1.2. PLANTILLA DE MUESTREO DE SUELO SUPERFICIAL.

ANEXO 2.1.3. MÉTODO-CEASSA-EA-01.

ANEXO 2.1.4. CARACTERÍSTICAS PRINCIPALES DE LAS MUESTRAS OBTENIDAS.

ANEXO 2.2. MUESTREO DE AGUA APLICADOS EN EL SITIO

ANEXO 2.2.1. FUNDAMENTOS DEL PLAN DE MUESTREO.

ANEXO 2.2.2. MÉTODO-CEASSA-EA-04

ANEXO 2.3. MUESTREO DE POLVO APLICADOS EN EL SITIO

ANEXO 2.3.1. FUNDAMENTOS DEL PLAN DE MUESTREO.

ANEXO 2.3.2. MÉTODO-CEASSA-EA-05

**ANEXO 3. RESULTADOS DE LAS DETERMINACIONES ANALÍTICAS DE LOS CONTAMINANTES EN LAS
MUESTRAS ASÍ COMO LAS PRUEBAS QUÍMICAS**

ANEXO 3.1. METODOS DE ANÁLISIS EMPLEADOS

ANEXO 3.2. HOJAS DE CUSTODIA DE MUESTRAS DE SUELO, AGUA Y POLVO

ANEXO 3.3. TABLAS INFORMATIVAS DE FECHA DE INGRESO, ANÁLISIS Y DÍAS DE
ALMACENAMIENTO.

.0

ANEXO 3.4. TABLAS DE RESULTADOS DE MUESTRAS DE SUELO, AGUA Y POLVO

**ANEXO 4. METODOLOGÍAS APLICADAS EN LAS PRUEBAS QUE SE LLEVAN A CABO EN EL
LABORATORIO.**

ANEXO 4.1 METODO DE EXTRACCIÓN DE ELEMENTOS PONTENCIALEMNTE TÓXICOS CON AGUA
METEÓRICA SIMULADA.

ANEXO 4.2 METODO DE DIGESTIÓN DE SUELO, AGUA Y POLVO

ANEXO 4.3. METODO DE DETERMINACIÓN DE BIOACCESIBILIDAD CON GLICINA.

ANEXO 4.4. BITACORA DE EXTRACCIÓN DE ELEMENTOS PONTENCIALEMNTE TÓXICOS CON
AGUA METEÓRICA SIMULADA.

ANEXO 4.5. BITÁCORA DIGESTIÓN DE SUELO, AGUA Y POLVO

ANEXO 4.6. BITÁCORA DE DETERMINACIÓN DE BIOACCESIBILIDAD CON GLICINA.

**ANEXO 5. DESCRIPCIÓN DE LAS CONDICIONES GEOLÓGICAS, GEO-HIDROLÓGICS E HIDROLÓGICAS
BASADA EN LOS RESULTADOS OBTENIDOS EN EL MUESTREO Y PRUEBAS DE CAMPO.**

ANEXO 5.1. CARACTERÍSTICAS GEOLÓGICAS.

ANEXO 5.2. CARACTERÍSTICAS EDAFOLÓGICAS.

ANEXO 5.3. CARACTERÍSTICAS GEOHIDROLÓGICAS

ANEXO 6. ESTUDIOS DISPONIBLES DE EVALUACIÓN DE RIESGO A LA SALUD.

ANEXO 6.1. ESTUDIO DE INSPECCION DE RIESGO

ANEXO 6.2. FICHAS TOXICOLOGICAS



Centro de Estudios, Asesorías y
Servicios en Sistemas Ambientales

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ

CARACTERIZACIÓN AMBIENTAL DE LOS TERREROS “CAMPO DE BEISBOL” Y “MIRADOR”, FUENTES DE CONTAMINACION DE SUELO POR ARSENICO Y METALES PESADOS EN VILLA DE LA PAZ, S.L.P.

Documento preparado por:

M.C. Sandra Patricia Gamiño Gutiérrez

Gerente de Toxicología Ambiente y Salud, CEASSA, S.C. – UASLP (gamino@uaslp.mx)

Dr. Marcos Gustavo Monroy Fernández

Gerente Institucional, CEASSA, S.C. – UASLP (monroyma@uaslp.mx)

**Centro de Estudios Asesoría y Servicios en Sistemas Ambientales (CEASSA)
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ (UASLP)**

Unidad de Posgrados de la UASLP. Edificio de Posgrado de Derecho 2º. Piso

Av. Sierra Leona No. 550 Col. Lomas 2ª. Sección

78210 San Luis Potosí, S.L.P. (México)

Tel. y Fax: (444) 825 7013

Email: ceassa@sjp.uaslp.mx - Web page: <http://www.ceassa.com>

ABRIL 2009



Centro de Estudios, Asesorías y
Servicios en Sistemas Ambientales

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ

Contenido

RESUMEN.....	3
DESCRIPCIÓN GENERAL DEL SITIO Y DE LA CONTAMINACION	4
DESCRIPCIÓN DE LOS TERREROS MINEROS COMO PASIVOS AMBIENTALES.....	17
Terrero El Mirador.....	18
Terrero Campo de Beisbol	23
CONCLUSIONES.....	28
REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS.....	28

EDUCACION Y NUTRICION AMBIENTAL

PARA LA SALUD DE LOS NIÑOS QUE VIVEN EN SITIOS CONTAMINADOS

M.C. Sandra P. Gamiño Gutiérrez
Gerente de Área, CEASSA

Los impactos ambientales han llegado a afectar los patrones de la salud y el estado nutricional de la población expuesta a contaminantes. La Nutrición Ambiental ofrece estrategias encaminadas a la protección de la salud mediante un proceso de educación que fomenta la creación de hábitos en el consumo de micronutrientes que interfieren en la toxicocinética de contaminantes que provienen del ambiente, y para cumplir con la demanda de micronutrientes que permiten alcanzar un estado nutricional adecuado que a su vez disminuya la susceptibilidad y mitigue los riesgos de la población expuesta a contaminantes de manera no ocupacional.

Este programa promueve el ejercicio de prácticas en la crianza y la educación de la población más *vulnerable*: los niños que viven en situación de riesgo por la exposición cotidiana a diversos contaminantes presentes en los medios del ambiente que les rodean.

OBJETIVO GENERAL

Orientar a la población que vive en zonas afectadas por Elementos Potencialmente Tóxicos (EPT), sobre prácticas cotidianas que les permitan incorporar factores de protección a su estilo de vida, con el fin de evitar o disminuir los efectos adversos de estos tóxicos en la salud infantil.

OBJETIVOS PARTICULARES

- Dar a conocer las características ambientales del sitio contaminado donde viven.

Atención Social Prioritaria a habitantes del Mpio. de Villa de la Paz, S.L.P. con evidencias de exposición crítica a contaminantes en casas habitación



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA
DE SAN LUIS POTOSÍ



Preparado para:

Sra. María Luisa Galván Limón

*Secretaria de Desarrollo Social y Regional del
Gobierno del Estado de San Luis Potosí*

Preparado por:

M.C. Sandra P. Gamiño Gutiérrez

Gerente de Toxicología Ambiente y Salud, CEASSA-UASLP (gamino@uaslp.mx)

Dr. Marcos G. Monroy Fernández

Gerente Institucional, CEASSA-UASLP (monroyma@uaslp.mx)

Marzo 2009



CEASSA

Centro de Estudios, Asesorías y Servicios
en Sistemas Ambientales

EDUCACION Y NUTRICION AMBIENTAL

PARA LA SALUD DE LOS NIÑOS QUE VIVEN EN SITIOS CONTAMINADOS

Antecedentes a la Propuesta de Programa

M.C. Sandra Patricia Gamiño Gutiérrez

Gerente de Área – CEASSA

gamino@uaslp.mx

Septiembre 2010



Centro de Estudios, Asesorías y
Servicios en Sistemas Ambientales

San Luis Potosí, S.L.P., a 02 de Octubre de 2006.

A QUIEN CORRESPONDA:

Por este conducto le hago de su conocimiento el resultado de los análisis de arsénico en orina y de plomo en sangre, realizados a:

Nombre	Arsénico en Orina $\mu\text{g As/g creatinina}$	Plomo en sangre $\mu\text{g/dL}$
	127.27	6.0
Valor de referencia	50.0	10.0

Los análisis fueron realizados mediante espectrofotometría de Absorción Atómica (EAA), previa digestión de las muestras para su disolución y análisis total. En el caso del arsénico, se efectuó el análisis por generación de hidruros acoplada a la EAA, mientras que para el análisis de plomo se utilizó horno de grafito acoplado a la EAA.

Para el análisis de arsénico, se utilizó como control de calidad el estándar certificado *Urine Control Lypophilised de ClinChek®-control*, liofilizado para elementos traza, perteneciente al *Integrated Risk information System (IRIS)* obteniendo el 92% de recuperación. Para los análisis de plomo, se utilizó el programa de control de calidad de la *Center of Diseases Control (CDC)*, quien proporciona estándares de sangre certificados, obteniendo 98% de recuperación.

Atentamente


Dr. Marcos Gustavo Monroy Fernández
Gerente Institucional


M.C. Sandra Patricia Gamiño Gutiérrez
Coordinadora Toxicología, Ambiente y
Salud

Edificio de Posgrado Facultad de Derecho
Unidad de Posgrados UASLP
2o. piso Av. Sierra Leona No. 550
Col. Lomas 2a sección 78210
San Luis Potosí, S.L.P. México
Tel. (52) 444 8257013