

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 RIESGOS AMBIENTALES PARA SITIOS MINEROS: CASO DEL
DISTRITO MINERO SANTA MARÍA DE LA PAZ**

PRESENTA:

M. EN C. CARLOS CHÁVEZ TOLEDO

DIRECTOR DE TESIS:

DR. MARCOS GUSTAVO MONROY FERNÁNDEZ

ASESORES:

DR. JAVIER CASTRO LARRAGOITIA

DR. FERNANDO DÍAZ-BARRIGA MARTÍNEZ

ENERO DE 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 RIESGOS AMBIENTALES PARA SITIOS MINEROS: CASO DEL
DISTRITO MINERO SANTA MARÍA DE LA PAZ.

PRESENTA:

M. EN C. CARLOS CHÁVEZ TOLEDO

COMITÉ TUTELAR:

DIRECTOR: DR. MARCOS GUSTAVO MONROY FERNÁNDEZ

ASESOR: DR. JAVIER CASTRO LARRAGOITIA

ASESOR: DR. FERNANDO DÍAZ-BARRIGA MARTÍNEZ

SINODALES:

PRESIDENTE: DR. MARCOS GUSTAVO MONROY FERNÁNDEZ

SECRETARIO: DR. JAVIER CASTRO LARRAGOITIA

VOCAL: DR. FERNANDO DÍAZ-BARRIGA MARTÍNEZ

VOCAL: DR. ISRAEL RAZO SOTO

VOCAL: DR. ULISES RUÍZ SAUCEDO

CRÉDITOS INSTITUCIONALES

PROYECTO REALIZADO EN:

**INSTITUTO DE METALURGIA DE LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS
POTOSÍ Y LA UNIDAD ACADÉMICA HERMOSILLO DEL CENTRO DE ESTUDIOS
SUPERIORES DEL ESTADO DE SONORA**

AGRADEZCO A CONACYT EL OTORGAMIENTO DE LA BECA-TESIS

Becario No. 198244

**AGRADEZCO A PROMEP EL OTORGAMIENTO DE BECA-COMPLEMENTARIA
PARA ESTUDIOS DE POSGRADO DE ALTA CALIDAD**

**AGRADEZCO A SANTANDER-UNIVERSIA EL OTORGAMIENTO DE BECA PARA
ESTANCIA DE INVESTIGACIÓN EN LA UNIVERSIDAD DE SONORA**

A la Memoria de

CARLOS CHÁVEZ TAMEZ
Febrero 17 de 1922 – Agosto 03 de 2004

DEDICATORIA

Con Amor a:

Mirla, Carlos Ulises y Yolanda
Patricia, Laura y Rocío^(QPD)

Con Cariño a:

Yanira, Alejandro, Rubén, Pamela, Andrea, Mauricio, Claudio, Gloria, Arnoldo y Nora

Y

Mis amigos

AGRADECIMIENTOS

A Dr. Marcos Gustavo Monroy Fernández, Dr. Fernando Díaz-Barriga Martínez,
Dr. Javier Castro Larragoitia, Dr. Israel Razo Soto y Dr. Ulises Ruiz Saucedo;
por sus comentarios, sugerencias y contribuciones al manuscrito.

A Dr. Roberto Briones Gallardo, Dra. María Deogracias Ortiz Pérez,
M.I Maricela Rodríguez Díaz de León, Lorena Guadalupe Leija Martínez

Al Centro de Estudios Superiores del Estado de Sonora

ÍNDICE

<i>ÍNDICE</i>	<i>iv</i>
Índice de Figuras	vi
Índice de Cuadros	vii
Abreviaturas y acrónimos	viii
<i>RESUMEN</i>	<i>ix</i>
1. <i>INTRODUCCIÓN</i>	<i>1</i>
2. <i>ANTECEDENTES</i>	<i>6</i>
3. <i>OBJETIVOS</i>	<i>12</i>
Objetivo General	12
Objetivos Específicos	12
Alcances	14
4. <i>DESCRIPCIÓN DEL SITIO DE ESTUDIO</i>	<i>15</i>
5. <i>MÉTODOS</i>	<i>19</i>
5.1 Calificación de la Información Disponible	19
5.2 Modelo Conceptual de Riesgo Ambiental	23
5.3 Sitios de Mayor Potencial de Riesgo Ambiental por Arsénico y Plomo	24
5.4 Zonas de Mayor Potencial de Riesgo Ambiental por Arsénico y Plomo	25
5.5 Representación Espacial de Niveles de Concentración de Arsénico y Plomo en Suelos Superficiales	26
5.6 Evaluación de Riesgos por Contaminación Ambiental de Arsénico y Plomo en las Zonas de Mayor Potencial de Riesgo Ambiental	28
5.6.1 <i>Arsénico:</i>	28
Primera estimación del riesgo en salud humana a partir de la base de datos del sitio y parámetros “default” o valores estándar del programa SADA	28
Segunda estimación del riesgo en salud humana a partir de la base de datos del sitio y los parámetros determinados en estudios previos	29
5.6.2 <i>Plomo:</i>	31
6. <i>RESULTADOS</i>	<i>34</i>
6.1 Calificación de la Información Disponible	34
6.2 Modelo Conceptual de Riesgo Ambiental	42
6.3 Sitios de Mayor Potencial de Riesgo Ambiental por Arsénico y Plomo	46
6.4. Zonas de Mayor Potencial de Riesgo Ambiental por Arsénico y Plomo	49
<i>Análisis Estadístico</i>	<i>49</i>

Universidad Autónoma de San Luis Potosí
Programas Multidisciplinarios de Posgrado en Ciencias Ambientales

6.5 Representación Espacial de Niveles de Concentración de Arsénico y Plomo en Suelos Superficiales _____	53
6.6 Evaluación de Riesgos por Contaminación Ambiental de Arsénico y Plomo en las Zonas de Mayor Potencial de Riesgo Ambiental _____	57
6.6.1 <i>Arsénico:</i> _____	57
Primera estimación del riesgo en salud humana a partir de la base de datos del sitio y parámetros “default” o valores estándar del programa SADA _____	57
Segunda estimación del riesgo en salud humana a partir de la base de datos del sitio y los parámetros determinados en estudios previos _____	59
Representación espacial de niveles de riesgo en el escenario conservador _____	63
6.6.2 <i>Plomo:</i> _____	70
Representación espacial de los niveles de plomo sanguíneo en niños _____	70
<i>DISCUSIÓN</i> _____	74
Incertidumbres, Limitaciones y Sugerencias. _____	88
<i>CONCLUSIONES</i> _____	95
<i>BIBLIOGRAFÍA</i> _____	102
<i>ANEXOS</i> _____	114

Índice de Figuras

Figura 1. Diagrama conceptual de la propuesta de trabajo.	3
Figura 2. Mapa de localización del sitio.	16
Figura 3. Representación gráfica de porcentajes de calidad de la información.	34
Figura 4. Valor de importancia para los 19 elementos potenciales del modelo conceptual en los tres grupos de información.	36
Figura 5. Promedios ponderados de los elementos potenciales del modelo conceptual del sitio.	37
Figura 6. Promedios de valor de importancia por grupos de elementos potenciales del modelo conceptual del sitio.	41
Figura 7. Modelo conceptual de riesgo ambiental del área de estudio.	43
Figura 8. Localización de los sitios de mayor potencial de riesgo (SMPR) por arsénico y plomo en suelos superficiales. Fuentes: Información histórica (periodo 1997-2007).	47
Figura 9. Zonas de de mayor potencial de riesgo ambiental (ZMPR) por arsénico y plomo en suelos superficiales.	50
Figura 10. Resultados de la estadística descriptiva de arsénico y plomo calculados por el programa SADA (Anexo).	A-IV
Figura 11. Niveles de concentración de arsénico en suelos superficiales.	55
Figura 12. Niveles de concentración de plomo en suelos superficiales.	56
Figura 13. Porcentaje de niveles de riesgos no cancerígenos en cada uno de los polígonos de las zonas de mayor potencial de riesgo ambiental.	65
Figura 14. Representación espacial de niveles de riesgos no cancerígenos (RNC) en población infantil.	66
Figura 15. Porcentaje de niveles de riesgos cancerígenos en cada uno de los polígonos de las zonas de mayor potencial de riesgo ambiental.	68
Figura 16. Representación espacial de niveles de riesgos cancerígenos (RC) en población adulta.	69
Figura 17. Porcentaje de niveles de plomo en sangre en población infantil en cada uno de los polígonos de las zonas de mayor potencial de riesgo ambiental.	72
Figura 18. Representación espacial de niveles de plomo en sangre (PbB) en población infantil.	73

Índice de Cuadros

Cuadro 1. Frecuencia cualitativa de información aportada por autor para cada elemento del modelo conceptual del sitio. (Anexo).	A-I
Cuadro 2. Matriz tipo “Leopold” para análisis de la relevancia de la información en la zona minera Villa de la Paz-Matehuala. (Anexo).	A-II
Cuadro 3. Información sobre los parámetros de las ecuaciones de dosis por ingestión establecidos por defecto en el programa SADA, versión 5.0. (Anexo).	A-III
Cuadro 4. Fuentes primarias de contaminación y niveles de concentración de arsénico y plomo reportados.	44
Cuadro 5. Intervalos de concentración de arsénico y plomo en suelos superficiales del área de estudio y que son nombrados como sitios de mayor potencial de riesgo (SMPR).	48
Cuadro 6. Riesgos cancerígenos (RC) y no cancerígenos (RNC) por Arsénico en suelos de las zonas de mayor potencial de riesgo calculados con los parámetros por defecto de SADA.	60
Cuadro 7. Riesgos cancerígenos (RC) y no cancerígenos (RNC) por Arsénico en suelos de las zonas de mayor potencial de riesgos calculados con los parámetros de estudios previos.	62
Cuadro 8. Porcentajes de niveles de riesgos no cancerígenos (RNC) en población infantil por la ingesta de suelos en las áreas residenciales de las zonas de mayor potencial de riesgos.	64
Cuadro 9. Porcentajes de niveles de riesgos cancerígenos (RC) en población adulta por la ingesta de suelos en las áreas residenciales de las zonas de mayor potencial de riesgos.	67
Cuadro 10. Estadística descriptiva de niveles de plomo sanguíneo en población infantil calculados por el programa SADA a partir de la base de datos de un estudio previo.	71
Cuadro 11. Incertidumbres y limitaciones detectadas en la evaluación de riesgo ambiental del Distrito minero de Santa María de la Paz.	89

Abreviaturas y acrónimos

2D.- dos dimensiones

ArcView 3.2a.- Programa ArcView 3.2a

ASTM.- Sociedad Americana para Pruebas y Materiales

AsU.- Concentración de arsénico en orina

ATSDR.- Agencia para las Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades

C-C.- Criterios cuantitativos. Se refiere a cualquier tipo información aportada por una fuente de información bibliográfica que es indicada con los números 1, 2, o 3, dentro de una matriz tipo “*Leopold*”, dependiendo del criterio de calificación seleccionado

CRT.- Concentraciones de Referencia Total

DIP.- Distancia Inversa a una Potencia

EDRAW 4.- Programa EDRAW4

EMC.- Variables ambientales ó elementos potenciales del modelo conceptual

EPT.- Elementos potencialmente tóxicos

HQ.- Coeficiente de riesgo no cancerígeno

IEUBK.- Programa Modelo Biocinético de Exposición Integral a Plomo

MC.- Modelo conceptual

MCA.- Modelo conceptual actualizado o MCRA

MCRA.- Modelo conceptual de riesgo ambiental

MCP.- Modelo conceptual preliminar

MCS.- Modelo conceptual del sitio

NOM.- Norma Oficial Mexicana

PbB.- Concentración de plomo en sangre

ProUCL v4.00.05.- Programa ProUCL versión 4.0

RC.- Riesgo cancerígeno

RfD.- Dosis de referencia

RNC.- Riesgo no cancerígeno

SADA.- Programa Análisis Espacial y Asistencia en la Decisión versión 5.0

SCEM.- Programa Constructor del Modelo Conceptual de Exposición al Sitio versión Beta

SEMARNAT.- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales

SMPR.- Sitios de mayor potencial de riesgo

USEPA.- Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos

VF.- Valores de fondo

ZMPR.- Zonas de mayor potencial de riesgo

X.- Símbolo X. Se refiere a cualquier tipo información aportada por una fuente de información bibliográfica que se indica con este símbolo dentro de una matriz de interacción por bloques

RESUMEN

El objetivo de este trabajo fue evaluar los alcances y limitaciones del uso de información histórica de un sitio minero contaminado y de la incorporación de *freeware* y *shareware* de aplicación, como un esquema metodológico complementario para la evaluación de riesgos ambientales y a la salud humana por exposición al arsénico y plomo en áreas urbanas y de potencial crecimiento en el caso de sitios contaminados ocasionados por actividades mineras.

En el sitio de estudio, Villa de la Paz y Matehuala, S.L.P., los niveles de estos metales superan los niveles de referencia para riesgos ambientales establecidos por la normatividad mexicana. Para propósitos de comparación, se tomaron en cuenta las vías de exposición ambiental en el sitio de estudio; tales como aquellas rutas de exposición completas, que actualmente producen exposiciones efectivas y que cuentan con información para procesarse en bases de datos (ingestión de suelo); por ello, no se consideraron rutas de exposición futuras.

La propuesta metodológica es un *Proceso Sistemático*, el cual incluye: la evaluación de la información histórica del sitio, la construcción de un modelo conceptual de riesgo ambiental, la identificación de las zonas de mayor potencial de riesgo para las cuales se estimaron los riesgos por exposición al arsénico y plomo, considerando escenarios de uso del suelo residencial y recreativo, en los cuales la población infantil y adulta se ve expuesta. Así mismo el proceso comprende el uso de *software* de aplicación para construir el modelo conceptual del sitio, visualización 2D de concentraciones de contaminantes, análisis estadístico, análisis geoespacial, y estimación de riesgos a la salud humana; tales como SCEN[©]USDE, EDRAW 4[©]EDRAWSOFT, ProUCL v4.00.05[©]USEPA, ArcView 3.2a[©]ESRI, y SADA v5.0[©]UTRC.

Los resultados obtenidos al emplear el *Proceso Sistemático* antes descrito fueron en torno al análisis sistemático de la información histórica, a la estimación de riesgos a la salud humana, y *software* de aplicación.

Con respecto al análisis sistemático de la información histórica:

- Se reconocen limitaciones e incertidumbres que muestra subjetividad en los criterios adoptados para medir la calidad y confiabilidad de la información disponible; como son, darle el mismo peso a las fuentes de información analizadas y distribuidas en grupos sin considerar la calidad y confiabilidad individual.
- El proceso sistemático propuesto, no obstante, genera resultados consistentes con los presentados en estudios previos; los cuales indicaban que Villa de la Paz presenta un mayor potencial de riesgo que Matehuala, y que el arsénico es el problema principal.
- El análisis de la información histórica, acerca de los niveles de concentración de plomo en la sangre de población infantil, indica que en el área de estudio se sobrepasan los criterios establecidos por la normatividad mexicana (PbB>10 µg/dL), así mismo el análisis muestra que existe una ligera tendencia a presentarse mayores riesgos por exposición a Pb en suelos de uso residencial contaminados en la zona de Villa de la Paz.

Con respecto a la estimación de riesgos a la salud humana:

- Los mayores riesgos por efectos No Cancerígenos “No Aceptables” por arsénico ($HQ > 1$) suceden en Villa de la Paz y son ligeramente mayores de los que ocurren en Matehuala.
- Los mayores riesgos por efectos No Cancerígeno “No Aceptables” probablemente se dan para el grupo poblacional de los niños.
- Así mismo se estimó que los mayores riesgos por efectos Cancerígenos “No Aceptables” ($RC > E-04$) ocurren en zonas residenciales.
- La zona de Villa de la Paz presenta un mayor riesgo por efectos Cancerígenos y No Cancerígenos que Matehuala.

Con respecto a los software de aplicación:

- Con SCEM ©USDE y EDRAW 4 ©EDRAWSOFT se obtiene un modelo conceptual del sitio compatible con los estándares internacionales y nacionales referentes a la evaluación de riesgos ambientales y a la salud humana, adecuada para representar riesgos a nivel regional.
- Al utilizar el programa de cómputo SADA v5.0 ©UTRC con los parámetros por defecto (valores estándar) de la aplicación fue posible realizar una evaluación de riesgos de manera preliminar y conservadora, que cumple con los estándares internacionales y nacionales referentes a la evaluación de riesgos al ambiente y a la salud humana.
- Al utilizar el programa de cómputo SADA v5.0 ©UTRC, sustituyendo los parámetros por defecto del programa de cómputo por los parámetros toxicológicos históricos del sitio, fue posible simular y validar la información disponible sobre riesgos ambientales del sitio.
- Los resultados muestran que a través de las aplicaciones informáticas dentro del proceso sistemático propuesto se pudieron predecir los riesgos del sitio a escala regional y local con muy buena calidad y exactitud.

Por lo anterior, se concluye lo siguiente:

- La existencia de un importante acervo de información histórica para el sitio permitió la validación de los resultados, por lo que bajo estas condiciones, y considerando las limitaciones e incertidumbres propias en la caracterización y evaluación de riesgos de cada sitio contaminado, es factible la inclusión del *Proceso Sistemático* propuesto en metodologías de evaluación de riesgos ambientales para sitios mineros.
- No se recomienda esta propuesta y el uso del programa utilizado SADA v5.0 ©UTRC, sin un análisis previo de limitaciones e incertidumbres, así como de un trabajo colegiado multidisciplinario. Sobre todo en estudios donde la cantidad de información histórica es moderada y se pretende realizar una evaluación preliminar de riesgos, o en el análisis cuantitativo de una ruta que pudiera ser significativa.
- No se recomienda esta propuesta en los casos que se realicen estudios prospectivos y/o de caracterización de sitios contaminados, donde la información histórica es insuficiente y no se pueden cuantificar las exposiciones en rutas completas por falta de datos.

1. INTRODUCCIÓN

La mayor parte de proyectos de investigación científica en sitios mineros requieren de inversiones importantes. En México, cuando se habla de sitios con pasivos ambientales, su financiamiento se lleva a cabo a través de organismos federales como la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) y empresas privadas comprometidas con la remediación de su emplazamiento. Un porcentaje menor se lleva a cabo por centros de investigación y universidades públicas, o bien, por gobiernos estatales. En el periodo 2007 a 2011 se registraron en SEMARNAT, 199 propuestas de remediación de suelos contaminados con pasivos ambientales, que incluyeron de todos tipos, entre ellos los mineros, sin existir en la actualidad cifras oficiales de los costos que estos estudios representan (Ruiz-Saucedo, *com. pers*).

A través del trabajo de Tesis Doctoral, se formuló una propuesta complementaria dentro de la caracterización de un sitio contaminado, en la que se sospecha un riesgo ambiental y en la salud humana; por ello se hace uso de la información histórica de un sitio contaminado e incorpora *freeware*¹ y *shareware*² de aplicación³, con el fin de analizar los riesgos que representan la presencia de elementos potencialmente tóxicos detectados en el sitio.

Como hipótesis de trabajo se formuló que con la recopilación y análisis de datos históricos durante la etapa de identificación del peligro y de caracterización de niveles de contaminación del sitio, se podría obtener información que disminuya los tiempos y costos de

¹ Software de computadora que se distribuye sin costo, disponible para su uso y por tiempo ilimitado.

² Software de computadora en el que la meta es lograr que un usuario pruebe el producto durante un tiempo (“*trial*”) limitado, y si le satisface, pague por él, habilitando toda su funcionalidad.

³ Permite a los usuarios llevar a cabo una o varias tareas específicas, en cualquier campo de actividad susceptible de ser automatizado o asistido.

inversión de un proyecto dirigido a definir si la contaminación en el sitio representa un riesgo tanto para el medio ambiente como para la salud humana.

El esquema de trabajo propuesto sigue los procedimientos utilizados para la caracterización del sitio y la construcción del modelo conceptual del sitio. También incorpora los resultados del análisis de información histórica, incluso datos aislados o bases de datos, para ser procesados en programas de cómputo de libre acceso con objeto de llevar a cabo evaluaciones ambientales y de estimación cuantitativa del riesgo a la salud en una zona minera. Además, se pretenden analizar las ventajas, limitaciones e incertidumbres que fueron identificadas durante el desarrollo del trabajo realizado en un sitio minero del estado de San Luis Potosí, y con ello evaluar la viabilidad de que la propuesta se aplique en otros sitios mineros de México.

La figura 1 muestra el diagrama conceptual de la propuesta de trabajo y a continuación se presenta una breve explicación sobre la misma; la cual será abordada a profundidad a lo largo de los capítulos contenidos en este trabajo.

En la primera fase del proceso sistemático, inicio con la recopilación de la información histórica, el análisis de información disponible del sitio y la calificación del grado de profundidad, calidad y relevancia de la información sobre contaminación, impacto y riesgos ambientales en la zona minera.

Con ello, se establece como una primera hipótesis: el análisis permite clasificar la información del sitio como aquella que: 1) ha sido ampliamente estudiada, 2) ha sido limitada y por lo tanto se requiere profundizar el tema, y 3) aún existen incertidumbres y se debe dar inicio a trabajos de investigación en el sitio.

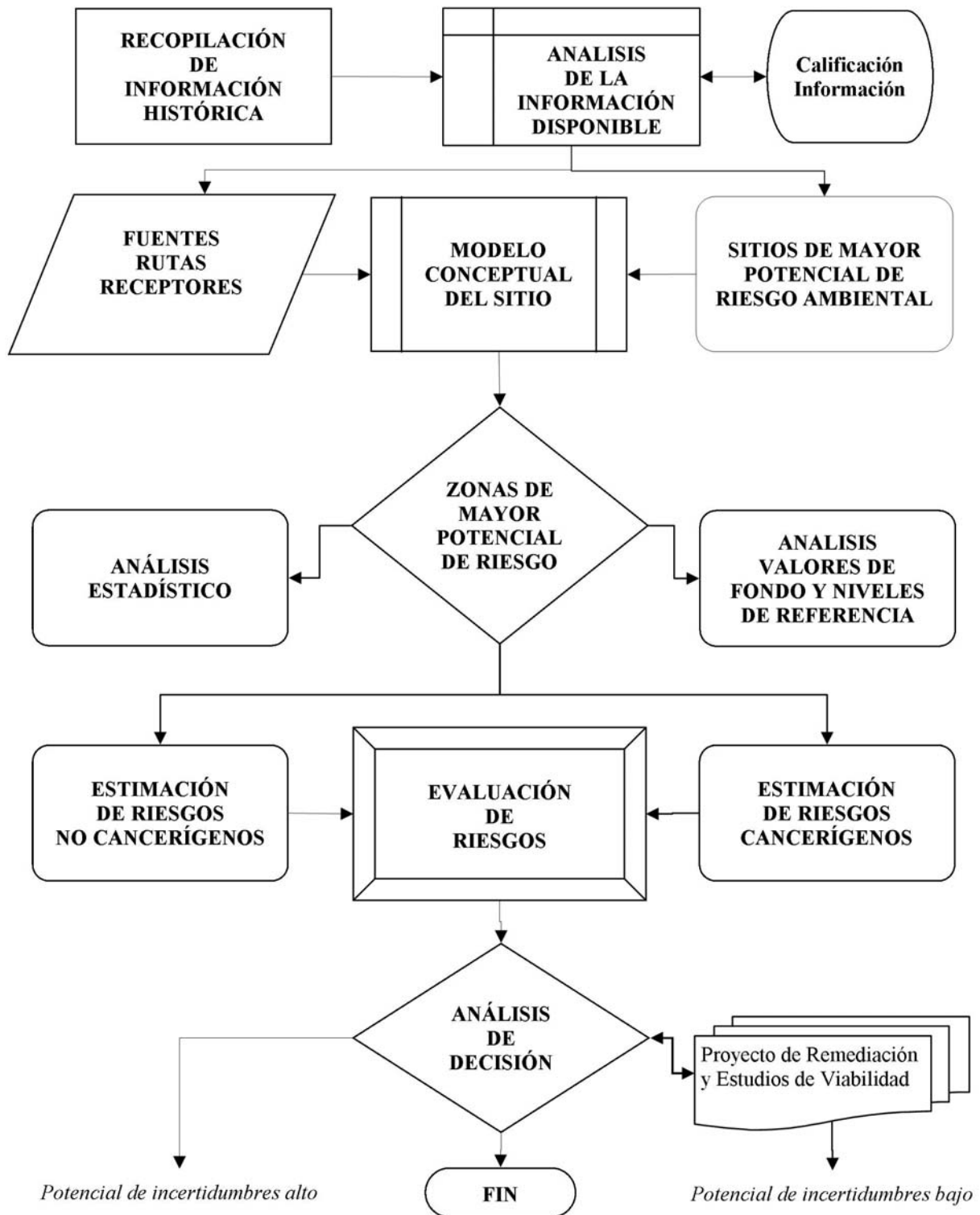


Figura 1. Diagrama conceptual de la propuesta de trabajo

La segunda fase consistió en la generación del Modelo Conceptual de Riesgo Ambiental el cual sirvió para: 1) establecer las conexiones Fuente-Ruta-Receptor, 2) detectar los sitios en donde ocurren rutas completas de exposición de elementos potencialmente tóxicos, y 3) ubicar las zonas de mayor potencial de riesgo en donde se pueden desarrollar procedimientos de evaluación de riesgos, conforme a la normatividad mexicana.

Con la información proporcionada por el modelo y el uso de programas de cómputo se efectuó la estimación de riesgos. Se consideró que sus *interfaces*⁴ debían ser sencillas para: 1) procesar, simular, y generar información asociada a las variables y parámetros del sitio; 2) proporcionar resultados en las zonas identificadas y nombradas como de mayor potencial de riesgo; y 3) validar estos resultados.

Las formas más comunes de validación son: 1) la opinión de expertos sobre los resultados de la simulación; 2) la exactitud con que se predicen datos históricos; 3) la exactitud en la predicción del futuro; 4) la comprobación de falla del modelo de simulación al utilizar datos que hacen fallar al sistema real; y 5) la aceptación y confianza en el modelo de la persona que hará uso de los resultados que arroje la simulación.

Para los propósitos de este trabajo se decidió contrastar los resultados con los de un sitio que cuenta con bases de datos e información suficiente relacionada con la evaluación de riesgo ambiental, es decir, utilizar el segundo criterio. El sitio corresponde a la zona minera de Villa de La Paz-Matehuala, localizada en el estado de San Luis Potosí, México.

Para el desarrollo del trabajo, discusión de los resultados y evaluación del esquema propuesto, se estimaron los riesgos por exposición a arsénico y plomo que han sido

⁴ Permite la circulación correcta y sencilla de información entre varias aplicaciones y entre el propio programa. Se refiere también al conjunto de comandos y/o métodos que acceden la intercomunicación del software con cualquier otro software de aplicación o entre partes (módulos o pantallas de captura de información) del propio programa.

identificados como contaminantes críticos en estudios históricos y en escenarios de exposición para población infantil y adulta. En la estimación se introdujo criterios de clasificación para evaluar el grupo de población donde: 1) se presentarían los mayores riesgos, 2) los escenarios de exposición en que estos ocurrirían, y 3) las fuentes de contaminación que son causantes de que se presenten tales exposiciones. Estos criterios de clasificación del riesgo permitieron realizar el proceso de comparación de los resultados con los ya existentes en estudios históricos y determinar si pudieron ser predichos los riesgos ambientales en salud humana.

Como parte de la estimación del riesgo y la validación de la información disponible sobre riesgos ambientales del sitio, se consideran dos tipos de evaluación: la primera nombrada como conservadora, tomó en cuenta los parámetros por defecto del programa de cómputo utilizado; y la segunda, consistió en el uso de parámetros toxicológicos históricos del sitio.

Dentro del contexto del trabajo, otro aspecto importante que se consideró fue determinar bajo qué condiciones es factible la inclusión de la propuesta metodológica en estudios de evaluación de riesgo ambiental para sitios mineros de México; y en qué situaciones es posible recomendar o no la propuesta una vez consideradas las incertidumbres relacionadas con la propia evaluación.

2. ANTECEDENTES

Los metales son elementos naturales de la corteza terrestre. Tienen un papel importante en los organismos al ser parte fundamental de sus funciones bioquímicas y fisiológicas. Los organismos vivos requieren de diversos iones inorgánicos esenciales como Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Fe^{2+} ; pero algunos, como el Cu^{2+} , Zn^{2+} , Ni^{2+} , Co^{2+} , son tóxicos cuando se encuentran en concentraciones relativamente elevadas. Otros iones son tóxicos y sin alguna actividad biológica asociada, como por ejemplo, los metales pesados Pb^{2+} , Hg^{2+} , Cd^{2+} , Ag^{2+} , o metaloides como el arsénico. Estos suelen penetrar a la célula a través de los mismos sistemas de captación que utilizan los iones metálicos fisiológicamente esenciales [1, 2].

Si bien el arsénico (As) y el plomo (Pb) se encuentran en el ambiente de manera natural, existen, sin embargo, actividades agrícolas, ganaderas, industriales y mineras, que son consideradas como fuentes de contaminación de estos metales [1, 2, 3].

La industria minero-metalúrgica ha sido una fuente de contaminación por As y Pb en aire, suelos, aguas superficiales y acuíferos [4]. En áreas cercanas a sitios mineros y complejos metalúrgicos se reportan impactos en el medio y efectos en la salud humana [5, 6, 7].

Debido al carácter acumulativo y de permanencia del As y el Pb, la población puede estar expuesta e incorporarlo a su organismo como consecuencia de su extensa difusión en el ambiente [8, 9].

Los miembros de comunidades locales, sobre todo niños, en donde se asientan estas fuentes de contaminación pueden estar expuestos a estos metales a través de la ingesta o inhalación de polvo o de suelos contaminados [10, 11, 12], y también de manera directa a través de la absorción o el contacto dérmico o al consumir productos cultivados en suelos

contaminados [8, 9, 13].

La exposición al As inorgánico puede producir en la salud humana efectos respiratorios, gastrointestinales, hematológicos, cardíacos, hepáticos, renales, dérmicos, neurológicos, e inmunológicos. Incluso existe evidencia de que la exposición prolongada al arsénico puede afectar el desarrollo cognoscitivo y reducir el cociente de inteligencia (IQ) en niños [8, 14]. La ingestión e inhalación de As inorgánico puede aumentar el riesgo de cáncer de piel, hígado, vejiga y pulmón; además, ya es reconocido como un carcinogénico en seres humanos [8].

El Pb puede causar daños neurológicos irreversibles, enfermedades renales, efectos hematológicos, endocrinos, gastrointestinales, cardiovasculares, reproductivos y en el desarrollo [9, 15, 16]. Otros efectos potenciales pueden provocar una reducción en el crecimiento de los niños. En la actualidad no existe información suficiente para determinar la carcinogenicidad del Pb en seres humanos [9].

Para realizar una adecuada caracterización del riesgo ambiental que representa un sitio contaminado se requiere la construcción de su modelo conceptual del sitio (MCS). La relación entre la intensidad de la contaminación ambiental del As y Pb y su potencial de riesgos para la salud humana puede ser estimada empleando metodologías de evaluación de riesgos.

La Sociedad Americana para Pruebas y Materiales (ASTM, por sus siglas en inglés) señala que el MCS es una herramienta que representa esquemática o descriptivamente la contaminación de un sistema ambiental y es utilizado para determinar los procesos físicos, químicos y biológicos que dan lugar al transporte de contaminantes, desde la fuente hacia los medios ambientales o potenciales receptores, y el grado de contaminación del sitio [17].

En el MCS se identifican las fuentes de contaminación primaria y secundaria, los mecanismos de transporte de contaminantes relacionada a las fuentes primarias y los procesos ambientales involucrados en fuentes secundarias o en el impacto de medios ambientales en donde están expuestos los receptores [18].

Como una herramienta, el MCS puede ser útil durante el proceso de evaluación de riesgos del sitio o para la planeación de investigaciones de remediación y estudios de factibilidad [19, 20, 21]. Al respecto, Estados Unidos documenta casos sobre la construcción de modelos conceptuales en sitios mineros localizados en los estados de Alaska [22], Nevada [23], Maine [24] e Idaho [25]. También se reportan en Portugal [26], Australia [27] e Irlanda [28].

La evaluación de riesgos para la salud (ERS) en sitios mineros contaminados, es una herramienta útil para establecer las áreas donde existe el mayor potencial de riesgo por exposición de la población a los contaminantes y, por ello, la de mayor prioridad para su remediación [29].

Durante la estimación del riesgo por As, se requiere del cálculo de la dosis de exposición y la comparación de ésta con las dosis de referencia (RfD). Las metodologías de ERS establecen ecuaciones matemáticas para el cálculo del riesgo no cancerígeno y riesgo cancerígeno, estableciendo algunos parámetros por defecto para el cálculo de dosis de exposición con base a estudios toxicológicos [19, 30].

Este modelo se aplica a casi todos los contaminantes; sin embargo, el Pb es la excepción debido a que sus efectos tóxicos carecen de valores umbrales y por consiguiente, no puede calcularse su RfD. En consecuencia, el riesgo relacionado con la exposición al plomo se

estima mediante un método alternativo que no involucra el cálculo de la dosis de exposición. En este caso la cuantificación de este metal en sangre es lo que comúnmente se utiliza [31].

El uso de programas de cómputo es una alternativa que facilita la estimación de los riesgos en una población derivada por la ingesta, inhalación y absorción dérmica de sustancias químicas tóxicas, encontradas en algunos de los compartimentos ambientales a los que ha sido expuesta.

Un ejemplo de ello es el programa Análisis Espacial y Asistencia en la Decisión (SADA, por sus siglas en inglés) desarrollado por el Instituto de Modelamiento Ambiental de la Universidad de Tennessee EE.UU. Es un *freeware* que ha incorporado herramientas de evaluación ambiental, incluyendo la evaluación de riesgos ecológicos y humanos. El análisis admite cinco escenarios de uso del sitio: residencial, industrial, recreativo, agrícola y de excavaciones. La diferencia entre un escenario y otro son los valores de exposición humana al medio ambiente, asociadas a las vías de exposición; sea por ingestión, inhalación y contacto dérmico, entre otros. Para la evaluación, se alimenta con los datos ambientales del sitio (por ejemplo, la concentración de As en suelo, sedimentos y agua) y se recurre a los datos toxicológicos y de exposición (referentes a un escenario en particular) que se encuentran disponibles por defecto en la base de datos del propio software.

Los resultados suministrados por SADA se presentan como coeficientes de riesgo no cancerígeno e índices de riesgo cancerígeno [32, 33]. Es decir, ante un determinado escenario de exposición, el primero mide el potencial de que ocurra una toxicidad de no-cancerígeno en un individuo y éste sufra un efecto adverso, y el segundo estima la probabilidad de que un individuo desarrolle cáncer durante su período vital como resultado de la dosis suministrada

por la exposición a un agente cancerígeno [32, 33].

El SADA ha sido utilizado para evaluar el riesgo en salud en Brasil y Estados Unidos, lo que ha simplificado los procedimientos habituales de análisis estadístico y riesgo [34].

Para el caso del Pb, existe el programa nombrado como Modelo Biocinético de Exposición Integral a Plomo (IEUBK, por sus siglas en inglés), desarrollado para la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos por Syracuse Research Corporation. El *freeware* IEUBK estima el riesgo por la exposición a plomo a partir de los datos ambientales del sitio y predice los niveles de plomo en sangre a partir de parámetros toxicocinéticos de plomo en población infantil que se encuentran disponibles en el propio software. Es decir, se le alimenta con los valores de los índices infantiles de inhalación de aire e ingesta de suelo/polvo, agua y alimentos, y con la información ambiental del sitio (por ejemplo, la concentración de plomo en suelo, polvo, agua, aire, dieta y otras fuentes). El modelo estima la probabilidad de que la concentración de Pb en sangre (PbB) en los niños exceda un cierto nivel de concentración (generalmente 10 µg/dL) [35, 36]. En México el IEUBK ha sido utilizado para evaluar el riesgo a la salud humana por la exposición al Pb en sitios minero-metalúrgicos [31, 37].

En lo que se refiere al caso de estudio, en México existe un distrito minero, Santa María de La Paz, que se localiza al norte del estado de San Luis Potosí. En dicho lugar se han realizado, a partir del año 1995, diversos estudios con el propósito de evaluar los niveles de contaminación de As y Pb, su impacto y riesgo ambiental como resultado de la actividad minera histórica y actual en la región. En este sitio se localizan dos cabeceras municipales, Villa de la Paz y Matehuala, en las que habitan cerca de 80000 personas, con un amplio

potencial de crecimiento debido a las actividades industriales, comerciales y de servicios que ahí se desarrollan.

La selección del sitio obedece a que existe información histórica sobre las fuentes primarias y secundarias de contaminación, producto de actividades minero-metalúrgicas, que han afectado a poblaciones como Villa de la Paz y Matehuala. También se han documentado fenómenos de contaminación por arsénico y plomo en medios ambientales; y, en materia de evaluación de riesgos, la zona cuenta con diversos estudios que han revelado los contaminantes críticos y los riesgos en la salud de la población infantil e incluso en la biota [38, 39, 40, 41, 42].

Tomando como base la solidez de esta información histórica, se pretende compilar y corroborar a través del análisis histórico de la información del sitio y el uso de *freeware* y *sharaware* de aplicación, el riesgo que supone para la salud la exposición ambiental al As y Pb. Con ello se establecerá sí su presencia, en las zonas que habitan la población en el presente o en el futuro, supera los valores definidos para riesgos ambientales por las agencias internacionales y la normatividad mexicana.

Para propósitos de comparación, las vías de exposición ambiental que se tomaron en cuenta en el sitio de estudio son aquellas rutas de exposición completas, que producen exposiciones efectivas y que cuentan con información para procesarse en bases de datos (ingestión de suelo); por ello, no se consideraron rutas de exposición futuras.

3. OBJETIVOS

Objetivo General

Evaluar los alcances y limitaciones del uso de información histórica de un sitio minero contaminado y de la incorporación de *freeware* y *shareware* de aplicación, como esquema metodológico complementario para la evaluación de riesgos ambientales y a la salud humana por exposición al As y Pb en áreas urbanas y su potencial crecimiento en sitios contaminados ocasionados por actividades mineras, propuesto en el estudio de caso.

Objetivos Específicos

1. Recopilar y analizar la información histórica o disponible del sitio y calificar su grado de profundidad, calidad y relevancia de la información sobre contaminación, impacto y riesgos ambientales de la zona minera seleccionada como un estudio de caso.
2. Construir el MCS que supone para la salud humana la exposición ambiental al As y Pb, identificar el medio ambiental o matriz donde ocurran rutas completas de exposición en receptores humanos.
3. Identificar los niveles de concentración de estos metales en sitios denominados como de mayor potencial de riesgo (SMPR).
4. Emplear sistemas de información geográfica para delinear y circunscribir las zonas en donde se encuentran los SMPR, y representar visualmente a estas en el mapa del sitio nombrándolas como zonas de mayor potencial de riesgo (ZMPR) presente y futuro para los receptores. Procesar las bases de datos históricas del área de estudio y analizar y validar la estadística univariada de los datos en las ZMPR.

5. Delinear espacialmente los niveles de concentración de As y Pb presente en el área de estudio y las ZMPR, y comparar estos contra los valores de fondo y las concentraciones de referencia dictadas por la normatividad mexicana para identificar la zona donde se sospecha exista el mayor riesgo.
6. A partir de la base de datos histórica del sitio, estimar el riesgo en salud humana a las concentraciones de As y Pb presentes en la matriz de la ruta identificada como completa en diversos escenarios de exposición de uso de sitio presente y futuro en las ZMPR.
7. Incorporar criterios de clasificación del riesgo que permitan comparar los resultados con los ya existentes por estudios históricos.
8. Dentro de las estimaciones del riesgo considerar una evaluación conservadora que use los parámetros por defecto del programa de cómputo utilizado y una evaluación que permita simular y predecir los riesgos ambientales en salud humana del área de estudio a través de la sustitución de parámetros toxicológicos históricos del sitio.
9. Evaluar la aplicación del proceso en torno al análisis sistemático de la información histórica, la estimación de riesgos a la salud humana, y la aplicación de las herramientas de cómputo.
10. Determinar bajo qué condiciones es posible la inclusión de la propuesta metodológica en estudios de evaluación de riesgo ambiental para sitios mineros, y en qué situaciones es posible recomendarla o no, una vez supuestas las incertidumbres relacionadas con la propia evaluación.

Alcances

El uso de todo tipo información histórica en sitios mineros contaminados permite el análisis y manejo de ésta en programas de cómputo gratuitos, para que, a través de la aplicación de métodos de evaluación de riesgo ambiental, se pueda obtener resultados confiables en la definición de: 1) las condiciones sitio-específicas sobre el riesgo en salud de quienes habitan el sitio sujeto a análisis; y 2) ser aplicado en propuestas de estrategias de solución en zonas mineras de México, donde se presenten problemas asociados al impacto y riesgo por elementos potencialmente tóxicos derivados de la actividad minero-metalúrgica histórica y actual.

4. DESCRIPCIÓN DEL SITIO DE ESTUDIO

El área de estudio, de aproximadamente 100 km², se encuentra a una altitud entre los 1858 y 1550 msnm dentro de las coordenadas Universal Transversal de Mercator (UTM) 2617000 y 2624000 norte y 323214 y 3395000 este (figura 2).

El sitio se conformó a finales del periodo Cretácico y principios de la era Cenozoica; durante el Terciario ocurrieron intrusiones ígneas que causaron el metamorfismo y mineralización en la zona [43]. En el distrito minero existen depósitos minerales encajonados a la roca de caja (plataforma) de carbonatos del Jurásico-Cretácico de tipo skarn y polimetálicos de reemplazamiento; los depósitos skarn Cu-Au están asociados con vetas Pb-Zn-Ag, los minerales de la ganga comprenden calcita (CaCO₃) y cuarzo (SiO₂) y los sulfuros polimetálicos están constituidos por calcopirita (FeCuS₂), galena (PbS), esfalerita (ZnS), bornita (Cu₅FeS₄), pirita (FeS₂) y arsenopirita (FeAsS); la mineralización de Pb-Zn-Ag presenta grados promedios de 7 % Pb, 5 % Zn y 0.05 % Ag, la mineralización de Cu-Au (Zn) contiene promedios en la mena de 0.5 mg/kg Au y 0.2-1.4 % de Cu [38, 41].

La geomorfología se caracteriza por pequeñas cordilleras, lomeríos, y mesas de poco relieve de origen sedimentario y aluvial [43, 44]. El clima predominante es estepario seco semicálido con invierno fresco y lluvias en verano BS0hw (x') con precipitación promedio anual de 470 mm [44]. Los vientos predominantes soplan en dirección sur-norte de mayo a agosto y noroeste-sureste de noviembre a febrero [45].

Las corrientes presentan un patrón hidrográfico de tipo dendrítico y endorreico; durante la época de lluvias de verano se forman arroyos en dirección oeste-este hacia la zona del valle de Matehuala, donde el arroyo "La Paz" es el más importante [44, 45].

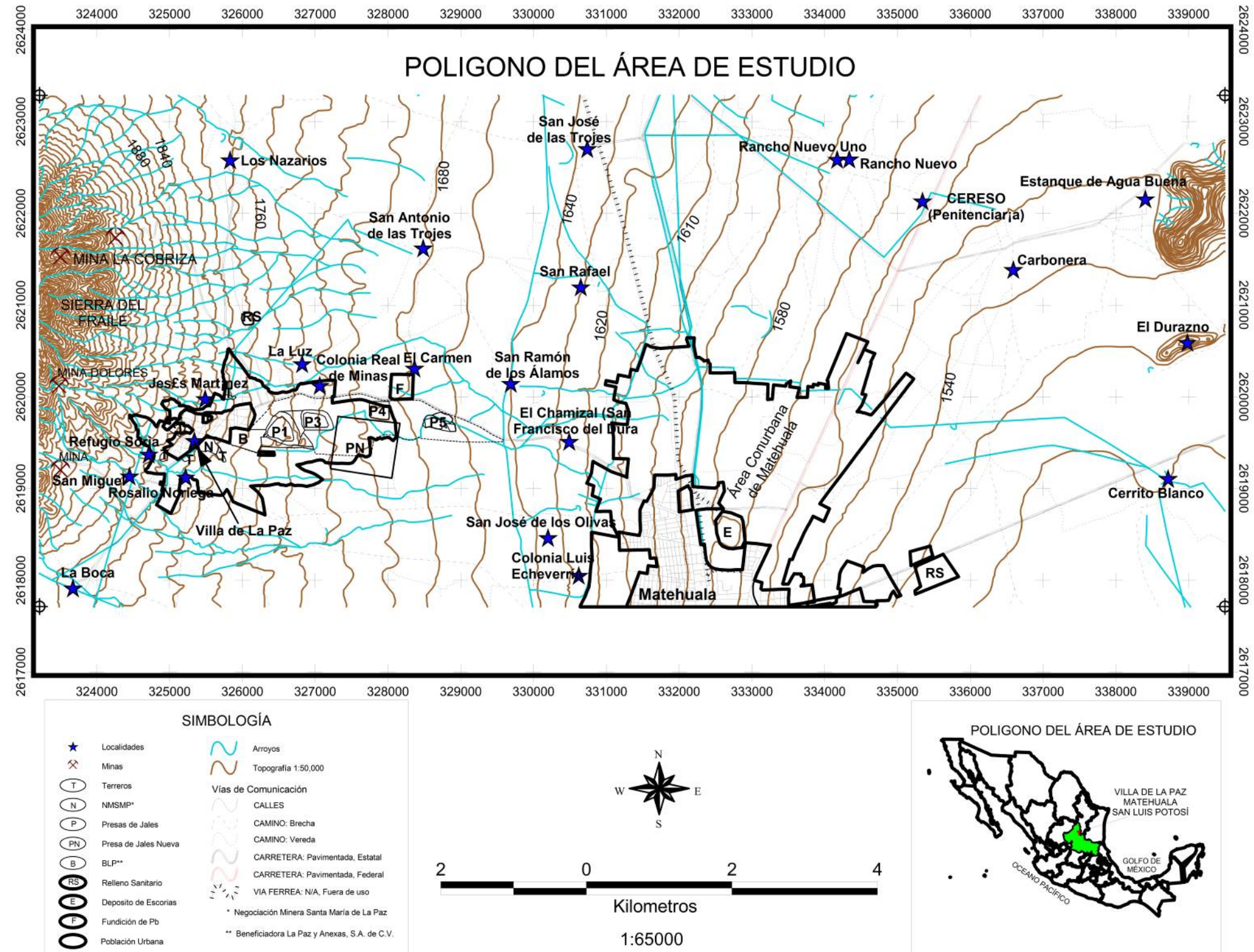


Figura 2. Mapa de localización del sitio

Los cuerpos de aguas superficiales son estanques que sirven como bebederos para el ganado o para riego de cultivos [45]. Existe un acuífero por debajo de los 120 m que fluye hasta una profundidad de 5 m en la porción media del valle de Matehuala [38]; en esta zona, se presenta un sistema constituido por pozos y canales que contienen agua durante todo el año, nombrado “Cerrito Blanco” [41, 45].

Los suelos predominantes son litosol eútrico asociado con rendzina, xerosol cálcico y xerosol yésico [44], con un horizonte petrocálcico que se asocia a litosoles y xerosoles a profundidades de entre 50 y 100 cm que puede ser considerado como el horizonte C [38, 44, 46]. Es de origen aluvial en la zona del valle y coluvioaluvial en las laderas, compuestos de rocas sedimentarias (caliza y caliza-lutita) [44]. También presentan altos contenidos de sales y el pH varía de neutro a ligeramente alcalino [45, 47].

El tipo de vegetación está compuesta por matorral desértico micrófilo (MDM), matorral desértico rosetófilo (MDR), pastizal gypsófilo, y también existen áreas para la agricultura de riego y de temporal [47, 48].

El municipio de Villa de La Paz cuenta con 4967 habitantes con 29.60% de población rural y en Matehuala es de 82726 habitantes con 15.20% de población rural, en ambos el grado de marginación es bajo [49, 50]. Las actividades económicas principales son la agricultura de temporal, ganadería extensiva, minería, industria, comercio y turismo.

La economía regional gira en torno a la empresa minera Beneficiadora la Paz y Anexas S.A de C.V. (en adelante “Beneficiadora”) que se localiza dentro del poblado de Villa de la Paz. Es la mayor productora de concentrados de cobre y oro del estado de San Luis Potosí. La industria se concentra en la ciudad de Matehuala y ocupa al 23.30% de la población

económicamente activa y a diferencia de Villa de la Paz, el sector minero solamente da trabajo al 0.40% de ésta [51].

En la “Beneficiadora” se ejecutan las etapas de fragmentación del mineral y la concentración por flotación selectiva de los minerales de valor económico [39, 45]. Dentro de sus instalaciones los residuos son acumulados en presas de jales y en sus terrenos existen además depósitos históricos [38, 40, 41, 46].

En el poblado de Villa de la Paz y sus alrededores existen depósitos históricos de jales y estériles de mina (terreros) que están expuestos al viento y las lluvias, los residuos mineros son dispersados a los suelos circundantes y arroyos de la zona [37, 41, 45]. En el poblado El Carmen existe una instalación abandonada de fundición de plomo; y al norte de Matehuala tres plantas de fundición, una de las cuales contiene un gran depósito de escorias [37, 41, 45, 46].

5. MÉTODOS

5.1 Calificación de la Información Disponible

Fueron recopiladas y clasificadas las fuentes de información bibliográfica disponible durante el período de 1997 a 2008 en la zona minera de Villa de la Paz-Matehuala, México. Esta información incluyó literatura científica, académica, informes técnicos y reportes históricos sobre contaminación y riesgo ambiental ocasionados por elementos potencialmente tóxicos (EPT) que han sido indicados en el sitio.

Para el análisis de esta información fueron considerados aspectos físicos, geográficos, climáticos, geológicos, biológicos y socioeconómicos; así como los fenómenos de contaminación por causas naturales y por actividades antropogénicas, que han afectado a los elementos naturales y favoreciendo la generación de la problemática ambiental y de salud en el área de estudio. En el análisis fue utilizado los criterios establecidos para la investigación y caracterización de sitios contaminados de ASTM [17], evaluación de la información del sitio, identificación y evaluación de rutas de exposición, y el formato para el estudio de evaluación de salud de la ATSDR [30], y la recolecta y evaluación de datos de la USEPA [19].

Con objeto de evaluar la relevancia o calidad de información disponible, un primer paso fue elaborar un listado de 19 variables ambientales o elementos potenciales del modelo conceptual (EMC). Cabe aclarar que fue incluido al presente listado otro elemento más que fue nombrado como “*antecedentes*”; el cual ofreció, como se verá más adelante, un grado de calificación sobre la importancia de información que es aportada al sitio por la literatura científica, académica, informes técnicos y reportes históricos; estos elementos son:

1. Descripción del sitio
2. Identificación y caracterización de fuente(s) de contaminación
3. Identificación de potenciales contaminantes
4. Niveles de referencia o valores guía
5. Áreas basales para cada medio contaminado
6. Ruta de migración de contaminantes en aire
7. Ruta de migración de contaminantes en agua superficial
8. Ruta de migración de contaminantes en suelos
9. Ruta de migración de contaminantes en polvos
10. Ruta de migración de contaminantes en sedimentos
11. Ruta de migración de contaminantes en agua subterránea
12. Ruta de transferencia de contaminantes en la biota
13. Evaluación de la exposición en humanos
14. Evaluación de la exposición en no humanos o la biota
15. Evaluación de Riesgo en salud (humano)
16. Evaluación de Riesgo (no humano)
17. Evaluación integral de riesgos
18. Propuestas de medidas de prevención de la contaminación
19. Propuestas de medidas de control de la contaminación

Como segundo paso se elaboró una matriz de datos o de interacción por bloques que asocia la fuente de información histórica del sitio con respecto a cada uno de los 19 EMC. Cuando existe una relación entre ambos, se representó con el símbolo **X** dentro de la matriz, y para los propósitos del análisis se dice que es una valoración cualitativa.

Así esta matriz, esta compuesta por columnas y filas, las primeras están integradas por los EMC incluido “*antecedentes*” y las segundas por 24 fuentes bibliográficas de información histórica. Estas fuentes (impresa, digital u obtenida a través de páginas de Internet) fueron agrupadas en tres categorías de análisis:

- Grupo 1 de *artículos publicados en revistas científicas*;
- Grupo 2 de *tesis*; y
- Grupo 3 de *reportes y/o documentos de divulgación o difusión general*.

El Cuadro 1 en el Anexo 1, muestra la relación entre el elemento y la fuente de información dentro de la matriz; y la última columna denominada “Frecuencia”, corresponde a

la suma de los símbolos **X** para cada fuente o cita bibliográfica.

Para calificar la valoración cualitativa de los 19 EMC representados con el símbolo **X** se diseñó una matriz tipo “Leopold”, en la que se sustituyó el símbolo por la asignación de criterios cuantitativos (C-C). De acuerdo al tipo de información se consideró lo siguiente:

1. *Altamente significativa y con valor de 3* aquella que proporcionó información innovadora y altamente relevante;
2. *Muy significativa (valor 2)* la que respaldó la información relevante de un documento altamente significativo; y
3. *Poco significativa con un valor 1* la que aportó información poco relevante en cualquiera de las VA.

El Cuadro 2 en el Anexo 2 muestra como la información cualitativa representada con el símbolo **X** (ver cuadro 1) contiene los valores de los C-C (1, 2 ó 3), y en su parte inferior se indica los promedios ponderados que fueron calculados para cada EMC.

Se denomina **promedio ponderado** de un conjunto de números, al resultado de multiplicar cada uno de los números por un valor particular para cada uno de ellos, llamado su peso (*X con valor a la unidad multiplicado por los C-C 1, 2 ó 3*), y obteniendo a continuación la media aritmética del conjunto formado por los productos anteriores. Se utiliza la media ponderada cuando no todos los elementos componentes de los que se pretende obtener la media tienen la misma importancia (*en este caso los C-C*).

Con respecto a los valores asociados en el elemento “*antecedentes*” mostrados en la matriz (cuadro 2 en el Anexo 2), representan la suma aritmética de cada una de los 19 EMC. A este elemento también se le calculó su promedio ponderado.

Con objeto evaluar la importancia de la información que es aportada al sitio por la literatura científica, académica, informes técnicos y reportes históricos (grupo 1, grupo 2 y grupo 3, respectivamente), fueron asignados C-C a la variable “*antecedentes*”:

1. Si el documento fue publicado en una *revista científica le fue otorgado un valor de importancia o coeficiente de 0.3*;
2. Para *Tesis de 0.2*; y
3. Con respecto a *reportes y/o documentos de divulgación o difusión general de 0.1*.

Estos coeficientes fueron utilizados para el cálculo de “valor de importancia del grupo de fuente información”, y este valor representa el promedio asociado al producto de la suma aritmética de cada EMC por el coeficiente del grupo. Por ejemplo, para el Grupo 1, los valores de cada fuente de información son 31, 27, 35, 27, 39, 19, 28, 19 y 22, su media fue 27.33, y el C-C asignado de 0.3; por lo que el valor de importancia del grupo resultó de multiplicar 27.33 por 0.3 dando como resultado 8.20 (cuadro 2 en el Anexo 2).

Con respecto al cálculo de “*valor de importancia*” para cada uno de los 19 EMC fue asignado un *coeficiente de 0.3* en los tres grupos de fuentes de información. Este valor se utilizó con el objeto de darle equidad o evitar sobrestimar la calificación de éstas, puesto que ya habían sido ponderadas. Por ejemplo, para el Grupo 1 y el EMC “*Descripción del Sitio*”, los valores de cada fuente de información son 2, 1, 2, 1, 3, 1, 1, 1 y 1, su media fue 1.44, y el *coeficiente de 0.3*; por lo que el valor de importancia del elemento resultó de multiplicar 1.44 por 0.3 dando como resultado 0.43 (cuadro 2 en el Anexo 2).

Además, fueron obtenidos los promedios de valor de importancia de los tres grupos de

fuentes información para cada uno de los 19 EMC. Por ejemplo, para el EMC “*Descripción del Sitio*”, los valores de importancia de los Grupos 1, 2 y 3 fueron 0.43, 0.80, 0.30, respectivamente, con una media de 0.51 (cuadro 2 en el Anexo 2).

Con objeto de simplificar el análisis, estos promedios de valor de importancia de cada uno los 19 EMC se agruparon en ocho categorías: i) descripción del sitio; ii) fuentes de contaminación; iii) contaminantes potencialmente tóxicos; iv) niveles de referencia de contaminantes; v) niveles basales o concentraciones de fondo de contaminantes en medios ambientales; vi) rutas de migración de contaminantes; vii) receptores ambientales; y viii) propuestas de intervención (cuadro 2 en el Anexo 2).

Finalmente, los resultados obtenidos por las matrices fueron graficados con objeto de analizar y evaluar la información aportada.

5.2 Modelo Conceptual de Riesgo Ambiental

La construcción del modelo conceptual (MC) se realizó en dos etapas, primero el modelo conceptual preliminar (MCP), el cual se afinó conduciendo a la segunda, un modelo conceptual actualizado (MCA). Para la construcción de los modelos se utilizaron las metodologías recomendadas por la ASTM [17] y el de la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 (NOM-147) [52]. Para el MCP se utilizó el *freeware*⁵ Constructor del Modelo Conceptual de Exposición al Sitio versión Beta (SCEM, por sus siglas en inglés) ©USDE [53] y para la construcción del MCA se usó el *shareware*⁵ Edraw 4 versión 4.3 (Edraw 4) ©EDRAWSOFT [54].

Con la construcción del MCP, se permitió confirmar o modificar cada uno de los componentes que lo integran y a su vez elaborar el modelo conceptual definitivo. Para ello se

⁵ Ver página 1

analizó de nuevo la información sobre el sitio y se incorporó al MCP. El proceso iterativo dio lugar a la representación, en forma de un diagrama, del modelo conceptual actualizado (MCA) o modelo conceptual de riesgo ambiental (MCRA).

Con el MCRA se identificaron las fuentes de contaminación primarias y secundarias, los mecanismos primarios y secundarios de liberación y transporte de contaminantes, rutas y vías de exposición y receptores biológicos. El diagrama delineó las rutas y vías de exposición de As y Pb donde:

1. Existe evidencia del ingreso y el efecto de estos tóxicos en la salud de receptores biológicos a partir de un medio ambiental contaminado (*ruta completa*);
2. Existe la certeza del ingreso y/o el efecto de estos tóxicos en la salud de receptores, pero no se tiene suficiente evidencia para indicar el medio ambiental contaminado donde se produce la ruta de exposición (*ruta incompleta*); y
3. La ruta donde se conoce el medio ambiental contaminado, pero no existe evidencia de su ingreso o del efecto en organismos receptores (*ruta potencial*).

5.3 Sitios de Mayor Potencial de Riesgo Ambiental por Arsénico y Plomo

Una vez identificado que el suelo es el medio ambiental donde ocurre la ruta completa de exposición de As y Pb hacia receptores biológicos, se reunió la información histórica y bases de datos sobre puntos de muestreo de As y Pb en suelos superficiales del área de estudio.

A través de información digital de las zonas denominadas por el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) como “f14a24c y f14a25a” [55-63], del programa ArcView 3.2a ©ESRI [64] y del *freeware* SADA versión 5.0 ©UTRC [33], se construyó un mapa base que identifica las áreas en donde los estudios históricos indican que las concentraciones de As

y Pb constituyen un riesgo o un potencial riesgo para receptores biológicos. Estas áreas fueron nombradas como sitios de mayor potencial de riesgo (SMPR) y el mapa fue considerado un producto más del MCRA. El mapa y la construcción de un cuadro de datos sirvieron como referencia para indicar los niveles de concentración de As y Pb en los suelos superficiales de cada uno de los SMPR para el periodo 1997 a 2007.

5.4 Zonas de Mayor Potencial de Riesgo Ambiental por Arsénico y Plomo

A través de la *interface*⁶ “configuración del sitio” que posee SADA, se construyeron dos polígonos que delinearón y circunscribieron los SMPR en dos zonas que fueron representadas visualmente en el mapa del sitio y nombradas como zonas de mayor potencial de riesgo (ZMPR) presente y futuro para los receptores. Para su diseño, nuevamente se utilizó la información digital de INEGI. Al mismo tiempo fue elaborada una base de datos que reúne los puntos de muestreo de suelos superficiales y de las concentraciones de As y Pb asociadas a éstos dentro del área de estudio para el periodo 2002 a 2006 [37, 45].

Es muy común que la distribución del grupo de datos en sitios contaminados presenten una forma típica de distribución asimétrica positiva y que esta distribución pueda ser debida a múltiples poblaciones de datos, valores atípicos (*outliers*), o anomalías presentes en el sitio [65]. Con objeto de evaluar el comportamiento estadístico de los datos en las ZMPR del área de estudio y compararlo con lo reportado en los estudios históricos, el siguiente paso fue realizar un análisis de la estadística descriptiva de éstos.

En el programa SADA, se introdujo la base de datos y se analizó a través de su *interface* “estadística” la estructura de datos; tales como normalidad, asimetría, curtosis, linealidad, homogeneidad entre grupos y sesgo, entre otras variables. La información de la

⁶ Ver página 4

estadística descriptiva de estos datos fue corroborada a través del *freeware* ProUCL versión 4.00.05 ©USEPA [66] y se obtuvieron datos sobre percentiles y rangos intercuartílicos para posteriores evaluaciones.

Los resultados obtenidos en SADA en las ZMPR del área de estudio se agruparon en una tabla de datos que aportan la siguiente información para As y Pb (Anexo 4):

- Polígono y zona evaluada
- Número de muestras y las concentraciones mínima y máxima
- Valores de medidas de localización o tendencia central (media, media geométrica, mediana)
- Resultados de variabilidad y dispersión de los datos (varianza, desviación estándar, coeficiente de variación, rango, rango intercuartil, desviación media absoluta)
- Medidas de asimetría (coeficiente de asimetría y curtosis)

5.5 Representación Espacial de Niveles de Concentración de Arsénico y Plomo en Suelos Superficiales

A través de la base de datos del sitio y del módulo de visualización espacial de datos de SADA, se construyó la representación espacial de los niveles de concentración de As y Pb presentes en el área de estudio, y para ello se utilizó la herramienta de interpolación de datos “Distancia Inversa a una Potencia” (DIP) que posee el programa.

Para propósitos comparativos, la visualización de la escala fue representada por rangos intercuartílicos según el nivel concentración asociado a cada cuartil. Éstos fueron obtenidos a través del programa ProUCL. En la escala también se indicaron los valores de fondo (VF) del As (190 mg/kg) y Pb (80 mg/kg) reportados en el sitio [44], y las concentraciones de

referencia total (CRT) dictadas en México para estos metales según NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 (NOM-147), que en su “Tabla No 1” asigna los valores de 22 mg/kg para As y 400 mg/kg para Pb en usos del suelo residencial, comercial y agrícola [52].

La NOM-147 determina las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico y plomo, además de otros metales. Toma en cuenta cualquiera de los siguientes cuatro criterios para establecer los niveles de concentración del metal a los cuales se deberá llevar a cabo la remediación:

1. A la concentración de referencia total (CRT) del metal implantada por la NOM;
2. A la concentración de fondo en el sitio;
3. A la concentración específica total (CET) respaldada por una evaluación de riesgo en salud humana y que se recomienda cuando existe población humana expuesta; y
4. Remediar a la CET sustentada por una evaluación de riesgo ecotoxicológico y que es recomendada cuando no existe población humana expuesta, pero si existe geodisponibilidad y biodisponibilidad para flora y fauna.

Para los propósitos del presente trabajo, se consideró el comportamiento que muestra el área de estudio para los dos primeros criterios, en donde los VF o CRT representan las concentraciones máximas o umbrales sobre las cuales las áreas que exceden estos valores pudieran representar un mayor potencial de riesgo ambiental.

El valor umbral que se utilizó para cada analito, corresponde al máximo para el VF o CRT, es decir, 190 mg/kg de As (VF) y 400 mg/kg de Pb (CRT). El producto final fue un mapa para el As y Pb, en el que se representan las áreas donde las concentraciones superan a los VF y CRT, respectivamente.

5.6 Evaluación de Riesgos por Contaminación Ambiental de Arsénico y Plomo en las Zonas de Mayor Potencial de Riesgo Ambiental

5.6.1 Arsénico:

Primera estimación del riesgo en salud humana a partir de la base de datos del sitio y parámetros “default” o valores estándar del programa SADA

Con SADA se hizo una primera estimación del riesgo en salud humana a partir de la base de datos del sitio [37, 45] y se consideró la evaluación de escenarios de uso de sitio presente y futuro en las ZMPR.

Se asumieron los datos toxicológicos y de exposición residencial y recreativa que se encuentran disponibles en la base de datos del propio software [33]; y la estimación tomó en cuenta el escenario más desfavorable (concentración de As en suelo en el Percentil 95) y el de concentraciones promedio.

Para el cálculo de las dosis de exposición y de riesgos, en cada vía de ingreso, SADA considera las ecuaciones de USEPA (1989) [19], las cuales se componen por una serie de variables, parámetros y factores de conversión.

El riesgo cancerígeno (RC) se expresa por la ecuación 1; el riesgo no-cancerígeno (RNC) se evalúa por ecuación 2, la ecuación 3 expresa la dosis de exposición asociada con la ingestión de suelo.

$$\text{Riesgo} = \text{Dosis}_n \times SF \quad (\text{ec. 1})$$

Donde:

Riesgo = (probabilidad adimensional) – riesgo cancerígeno

Dosis_n = (mg/kg.día) – dosis suministrada para un escenario de exposición “_n”

SF = (1/mg/kg.día) – factor de carcinogenicidad o factor de pendiente

$$HQ = \frac{Dosis_n}{RfD_i} \quad (ec. 2)$$

Donde:

HQ = (adimensional) – cociente de peligro no cancerígeno

Dosis_n = (mg/kg.día) – dosis suministrada para un escenario de exposición “_n”

RfD_i = (mg/kg.día) – dosis de referencia para una vía de ingreso “_i”

$$Dosis_{[ingesta]} = \frac{C_{sn} \times CF_1 \times EF \times FI \times ED \times IR_{in}}{CF_2 \times BW \times AT} \quad (ec. 3)$$

La ecuación 3 se refiere al cálculo de la dosis de exposición de la vía de exposición por ingestión de suelo considerada en el escenario de uso residencial y recreativo dentro del programa SADA. El cuadro 3 (Anexo 3) presenta los términos de las ecuaciones, unidades de medida y el valor que es asumido por defecto en el programa.

Segunda estimación del riesgo en salud humana a partir de la base de datos del sitio y los parámetros determinados en estudios previos

Nuevamente con SADA se realizó una segunda estimación del riesgo en salud humana a partir de la base de datos del sitio, pero ahora se consideraron las variables que se han asumido en los estudios históricos [37, 45].

Para el cálculo de dosis de exposición fueron sustituidos los valores de parámetros por defecto del SADA, presentes en el cuadro 3, por los siguientes: 1) peso corporal en niños = 15 kg por 25 kg; y 2) fracción de ingesta = 1 por un valor de 0.18. Estos valores corresponden a los reportados en el sitio como peso corporal en niños de 6 a 9 años y como fracción bioaccesible gástrica de As para todo el sitio [37]. SADA asigna una frecuencia de exposición = 350 días/año, esta fue modificada por 100 días/año para generar un factor de exposición = 0.27 que corresponde al calculado por este mismo autor. Es decir, un factor de exposición =

0.2739 para suelo de uso residencial fue procesado por SADA al considerar una frecuencia de exposición de 100 días/año. Para suelos de uso recreativo se conservo el valor por defecto de SADA, es decir, una frecuencia de exposición de 40 días por año que representa una factor de exposición = 0.1095.

Los resultados obtenidos en ambas estimaciones fueron reunidos en cuadros de datos que representan los índices de riesgo cancerígeno y coeficientes de riesgo no cancerígeno por ingestión de suelos contaminados en áreas de uso residencial y recreativas que se obtuvieron de la *interface* “salud humana” de SADA, a partir de las concentraciones percentil 95 y media aritmética de suelos en las ZMPR (P1, Z1 y Z2). Para facilitar el análisis, se utilizaron los colores verde, amarillo y rojo, según el nivel de riesgo; y las palabras “No” o “Si” para no asumir éste o viceversa.

En riesgo no cancerígeno, el color verde resalta la vía de exposición que se encuentra dentro de los umbrales considerados como seguros para la población ($HQ < 1$), el amarillo y el rojo indican la posibilidad que aparezca algún efecto de tipo no cancerígeno asociado a dicha exposición; para el primero como no aceptable ($1 \leq HQ < 3$) y en el segundo como riesgo significativo ($HQ \geq 3$).

El índice de riesgo cancerígeno inferior a E-06 supone que la exposición no representa ningún riesgo cancerígeno para la población y aparece en color verde. Valores entre E-06 y E-04 se consideran como asumible (amarillo) de acuerdo a los estándares internacionales [19, 67], es decir, no se supera la exposición prevista, pero el valor es muy próximo a la dosis de referencia establecida por los organismos internacionales. Índices que superan el E-04 señalan que existe un probable riesgo cancerígeno (rojo).

Finalmente, a través del módulo de visualización espacial de datos de SADA y de su herramienta de interpolación DIP, se construyó la representación espacial de los niveles de riesgos por As presente en las ZMPR. La visualización incluyó los porcentajes de áreas que representan la probabilidad de que ocurran riesgos no cancerígenos en población infantil y riesgos cancerígenos en la adulta dentro del contexto de un escenario conservador para usos del suelo presente y futuro.

Para la elección del escenario conservador, se consideraron los resultados obtenidos en el presente estudio por las variables asumidas en los estudios históricos. Por lo que a través de la *interface* “salud humana” de SADA, nuevamente se procesó la base de datos del sitio en el Percentil 95 y por ingesta de suelos en áreas residenciales de las ZMPR.

5.6.2 Plomo:

A partir de la base de datos histórica del sitio sobre los niveles de plomo sanguíneo (PbB) en población infantil y que fueron estimados a través del Modelo Biocinético de Exposición Integral a Plomo (IEUBK) por un estudio previo [37], se elaboró un mapa que representa espacialmente los niveles de plomo sanguíneo en niños por la exposición a ingesta de suelos contaminados con este metal en las ZMPR.

Es decir, en el programa SADA se introdujo esta base de datos y se analizó, a través de su *interface* “estadística” la estructura de datos, y con su módulo de visualización espacial de datos y su herramienta de interpolación DIP se construyó la representación espacial de niveles PbB.

Cabe señalar que para la predicción de los PbB por el programa IEUBK, el estudio histórico utilizó los parámetros toxicocinéticos de plomo en población infantil que se encuentran disponibles en el propio software y los obtenidos a partir de otros estudios en sitios mineros o bien que fueron calculados en el área de estudio [37]. Algunos de estos parámetros son, por ejemplo, la edad de la población, tiempo de exposición, factor de ingestión suelo/polvo, tasa de ingesta total, factor de bioaccesibilidad, entre otros.

La visualización, incluyó los porcentajes de áreas que representan la probabilidad de que los niveles de plomo sanguíneo en población infantil pronosticados por el IEUBK excedan los criterios establecidos por la Norma Oficial Mexicana NOM-199-SSA1-2000 (NOM-199) [68]. La Tabla 1 de NOM-199 indica mediante “Categorías” las acciones básicas de protección en niños menores de 15 años, mujeres embarazadas y en periodo de lactancia, que deberán realizarse al alcanzar la población cierto nivel de plomo en sangre.

Para facilitar su representación, nuevamente se utilizaron colores en tonos verde, amarillo y rojo. La categoría I (menor a 10 $\mu\text{g/dL}$) en color verde, la II (10-14 $\mu\text{g/dL}$) en amarillo, la III (15-24 $\mu\text{g/dL}$) en rosa, la IV (25-44 $\mu\text{g/dL}$) en rojo, y la categoría V (mayor a 45 $\mu\text{g/dL}$) fue contrastada en rojo intenso:

Categoría: Tabla 1 (NOM-199)	Concentración ($\mu\text{g/dL}$)	Color
I	< 10	Verde
II	10-14	Amarillo
III	15-24	rosa
IV	25-44	rojo
V	> 45	rojo intenso

Según la NOM-199, estas categorías representan las acciones de intervención:

- I. No se establece acción específica;
- II. Nivel de evaluación clínica, notificación a la autoridad, información a la familia sobre la exposición ambiental al plomo y seguimiento de caso;
- III. Nivel de intervención y evaluación clínica y médica integral para determinar tipo de atención, notificación a la autoridad, información a la familia sobre la exposición ambiental al plomo, identificación y gestión para la eliminación y control de fuentes de exposición, y seguimiento de casos;
- IV. Nivel de intervención y evaluación clínica y médica integral para determinar tipo de atención a juicio del médico tratante, notificación inmediata a la autoridad, determinar el nivel de plomo sanguíneo en los convivientes, información a la familia sobre la exposición ambiental al plomo, identificación y gestión de medidas para la eliminación y control de fuentes de exposición, estudios para identificar rutas y vías de exposición, y seguimiento de casos; y
- V. Lo señalado en la categoría IV y notificación inmediata a la autoridad sanitaria, referir el caso a médico especialista, evaluaciones clínicas confirmatorias, tratamientos farmacológicos con agentes quelantes bajo prescripción y vigilancia, referir al servicio de trabajo social para seguimiento de caso. Niveles por arriba de 70 µg/dL se considera como caso de emergencia para atención médica inmediata.

6. RESULTADOS

6.1 Calificación de la Información Disponible

La figura 3 muestra los porcentajes calculados de calidad de la información por frecuencias, frecuencias ponderadas y valor de importancia en los tres grupos del elemento “*antecedentes*”, y el valor de importancia para los 19 EMC en estos mismos grupos.

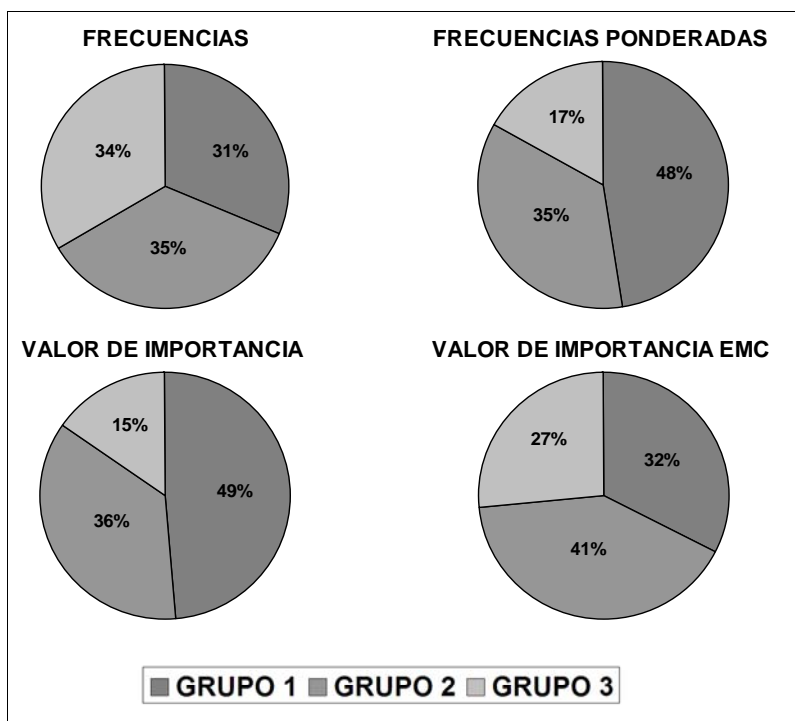


Figura 3. Representación gráfica de porcentajes de calidad de la información.

Simbología: (Grupo 1 “*revistas científicas*”; Grupo 2 “*reportes académicos*”; Grupo 3 “*divulgación/difusión general*”).

En la frecuencia cualitativa de “*antecedentes*”, se observa que los grupos mantienen porcentajes muy cercanos (*Grupo 2* (35); *Grupo 3* (34); y *Grupo 1* (31) por ciento). No obstante, estas cambian cuando se asigna el criterio cualitativo o el valor de importancia a la frecuencia cuantitativa, aunque estos porcentajes se mantienen muy cercanos entre sí.

Para el primero, los promedios ponderados muestran la distribución de frecuencias de 48%, 35% y 17% para los Grupos 1, 2 y 3 respectivamente. Muy similares a los obtenidos por “*valor de importancia*” de 49%, 36%, y 15% en el mismo orden. Esto se explica debido a que algunos de los reportes y/o documentos de divulgación o difusión general dieron lugar a artículos y/o tesis. Así, la información aportada muestra que el orden de información relevante o calidad de información histórica en el sitio, se concentra en el Grupo 1 de *artículos publicados en revistas científicas*; seguido (pero muy cercano) del Grupo 2 de *tesis*; y más alejados de ellos el Grupo 3 de *reportes y/o documentos de divulgación o difusión general*.

Sin embargo los porcentajes de valor de importancia entre los tres grupos se comportan de manera diferente cuando se asigna, a los promedios de cada EMC del grupo, el valor de importancia más cercano al C-C calculado y relacionado entre los tres grupos (por ejemplo, si estos fueron: 1.44, 2.66 y 1.0 se les asigna los valores de 2, 3 y 1 respectivamente; o si los promedios corresponden a los valores 1.33, 1.5 y 1.33 sus valores serán 1.5, 3 y 1.5 respectivamente). Por ello, el mayor porcentaje (41%) recae sobre el Grupo 2 *tesis*, seguidos por los grupos 1 y 2 con 32 y 27 por ciento respectivamente.

Estas diferencias en los grupos de información para “*valores de importancia*” del elemento “*antecedentes*” y de los 19 EMC, se explica porque los reportes académicos (tesis) tienden a ser documentos más extensos y de mayor profundidad en la información (figura 4).

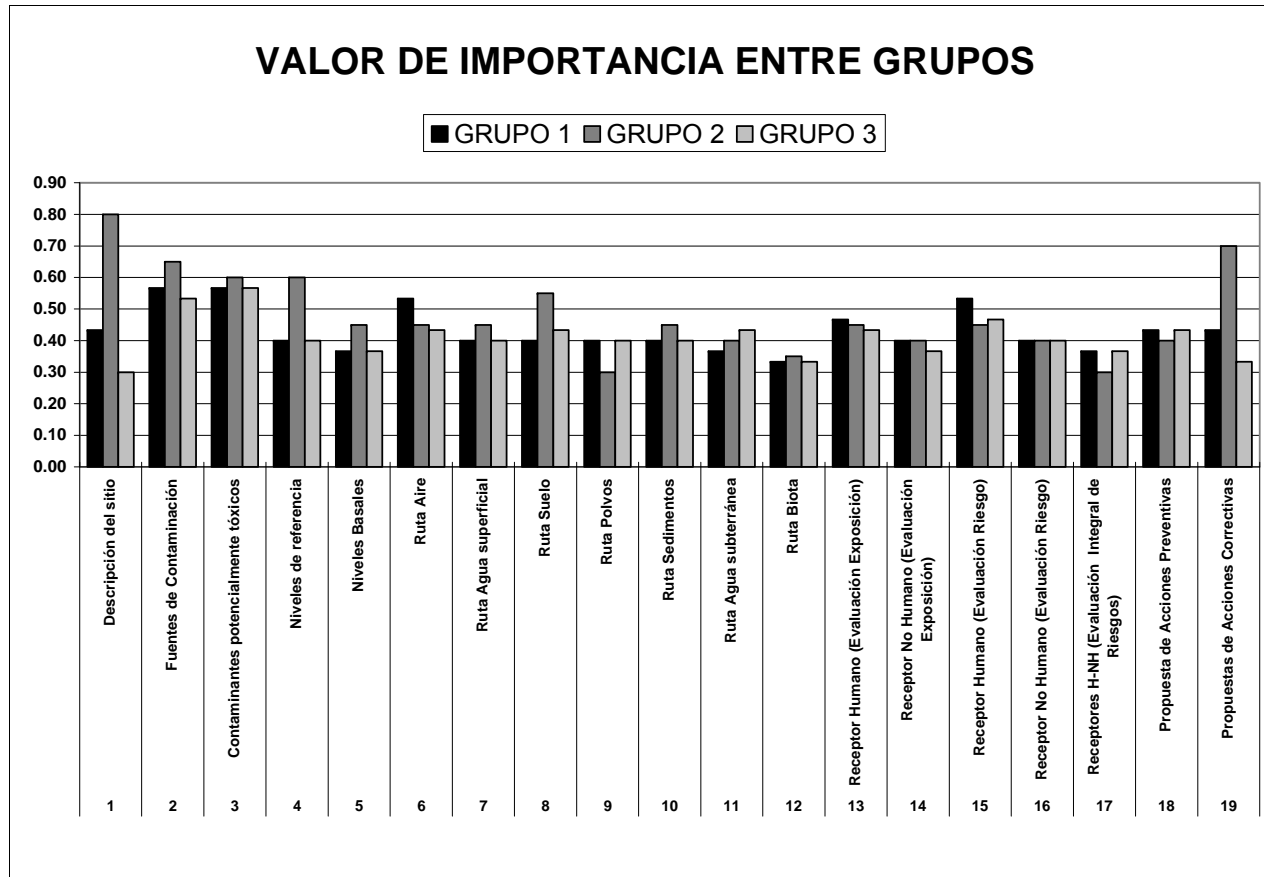


Figura 4. Valor de importancia para los 19 elementos potenciales del modelo conceptual en los tres grupos de información.
Simbología: (Grupo 1 “revistas científicas”; Grupo 2 “reportes académicos”; Grupo 3 “divulgación/difusión general”).

La figura 5 muestra los promedios de valor de importancia o promedios ponderados de cada uno de los 19 EMC. En orden descendente se indica la distribución que aportan los grupos con base a la relevancia de la información. La cual está relacionada con el grado de profundidad de los estudios y/o la importancia en que los “autores” le han dado a estos elementos. La suma aritmética de estos valores corresponde al promedio ponderado de todos los EMC cuyo valor es de 27.63 (ver cuadro 2 en el Anexo 2).



Figura 5. Promedios ponderados de los elementos potenciales del modelo conceptual del sitio.

La figura 5 indica que los EMC con valores de 1.92 corresponden a “*fuentes de contaminación*” y “*contaminantes potencialmente tóxicos*”, el análisis de la información muestra que estos elementos han sido ampliamente estudiados en el sitio. Otros que también lo han sido, corresponden a “*evaluación de riesgo*” en población infantil (1.63) y aspectos físicos, geográficos, climáticos, geológicos, biológicos y socioeconómicos definidos como “*descripción del sitio*” (1.58).

El elemento “*ruta aire*” con valor de 1.58 se ha representado como relevante, y ha sido descrito como un mecanismo de transporte de contaminantes desde las fuentes, así como matriz receptora y fuente secundaria de contaminación, donde los elementos potencialmente tóxicos (EPT) hayan una ruta completa de exposición y constituyen un riesgo a la salud.

Los elementos “*propuestas de acciones correctivas y preventivas*” (1.54 y 1.42) y “*niveles de referencia*” (1.50) ocupan el sexto, décimo y séptimo lugar respectivamente. En los dos primeros ha sido recurrente la aportación de sugerencias y recomendaciones por diversos autores, y también muy frecuente el uso de la normativa nacional e internacional con respecto al último.

Los elementos “*ruta suelo*” y “*evaluación de la exposición en humanos*” (1.50 cada uno) son expresados como relevantes. El suelo ha sido ampliamente estudiado y descrito como matriz receptora, fuente secundaria de contaminación y ruta completa de exposición de EPT en población infantil, flora doméstica (hortalizas y cereales) y fauna y flora silvestre (roedores y matorral desértico respectivamente), y como ruta potencial en adultos. Y se han establecido áreas y niveles de riesgos en salud por arsénico y plomo en diversas zonas del sitio.

En cuanto a los elementos rutas de migración de EPT a través de las matrices “*agua superficial*” (1.38), “*sedimentos*” (1.38) y “*agua subterránea*” (1.33) se describen como rutas potenciales de exposición de EPT. En estos elementos existen incertidumbres en cuanto a potenciales niveles de riesgos en salud y en la biota del sitio, por lo cual se requiere realizar mayores trabajos de investigación.

El elemento “*evaluación de riesgo (No humano)*” (1.33), “*evaluación de la exposición*” (1.29) y “*biota*” (1.13) ocupan los lugares catorce, dieciséis y diecinueve respectivamente. El análisis bibliográfico muestra que no obstante se han realizado trabajos de investigación en el sitio, faltan aún mayores estudios que se orienten a la evaluación de riesgos ecológicos, algunos de estos podrían corresponder a la transferencia de EPT en la cadena trófica o bien a la identificación de rutas y vías de exposición de EPT en fauna silvestre, como por ejemplo las aves locales. En estas han sido demostrados altos porcentajes de EPT y valores típicos de intoxicación subclínica-clínica que las identifican como receptores ecológicos, así también se cuenta con evidencia de daños a la salud; sin embargo se desconoce aún las rutas y vías de exposición por las que incorporan estos EPT a su organismo.

El elemento “*niveles basales*” (1.50) ocupa el lugar número quince y cuenta con información de valores de fondo y líneas base de EPT en suelos. No obstante hace falta generar estudios de estos niveles en otras matrices ambientales como por ejemplo los sedimentos.

El elemento “*polvos*” (1.25) ha sido recurrentemente incluido en las matrices “*suelos*” y “*sedimentos*” y a la ingesta como la vía de exposición de EPT. Se han llevado a cabo estudios de la concentración de EPT en polvos de hogares (poblados de Villa de la Paz y

Colonia Real de Minas) provenientes de fuentes de contaminación primaria con objeto de evaluar el riesgo en salud que estos representan. Estos trabajos se ubican a nivel de reportes académicos (tesis). No obstante, persisten incertidumbres con respecto a los desprendidos desde los sedimentos por lo que podrían ser considerados para futuros trabajos de investigación en la zona.

El elemento “*evaluación integral de riesgos*” con 1.17 ocupa el décimo octavo lugar. El análisis bibliográfico indica que han sido realizados trabajos de investigación en el área de estudio considerando la matriz suelo, y al As y Pb, dentro de la evaluación de riesgo en salud (población infantil) y riesgo ecológico (población de roedores), dentro de una sola evaluación. No obstante aún se requiere profundizar en el tema considerando en conjunto a las demás matrices ambientales, la biota y la población humana.

La figura 6 muestra en orden descendente los promedios de los tres grupos concernientes al valor de importancia de los 19 EMC agrupados en 8 categorías.

Las primeras cinco corresponden a los elementos *fuentes de contaminación, descripción del sitio, contaminantes potencialmente tóxicos, niveles de referencia de contaminantes y propuestas de intervención* con un rango de valores de 0.46 a 0.58, del cual se establece que han sido ampliamente estudiados y por tanto existe información suficiente y relevante.

Un segundo grupo integrado por *receptores ambientales* (evaluación de exposición y de riesgo), *rutas de migración de contaminantes* (rutas a través de medios ambientales) y *valores basales en medios ambientales* (niveles de fondo) con un rango de 0.30 a 0.41 en los que existe información limitada y aún se requiere profundizar en algunos de los EMC, o bien

existen incertidumbres y se debe dar inicio a trabajos de investigación. Aspectos que fueron señalados durante la descripción de los resultados de los promedios ponderados de cada uno de los 19 elementos.

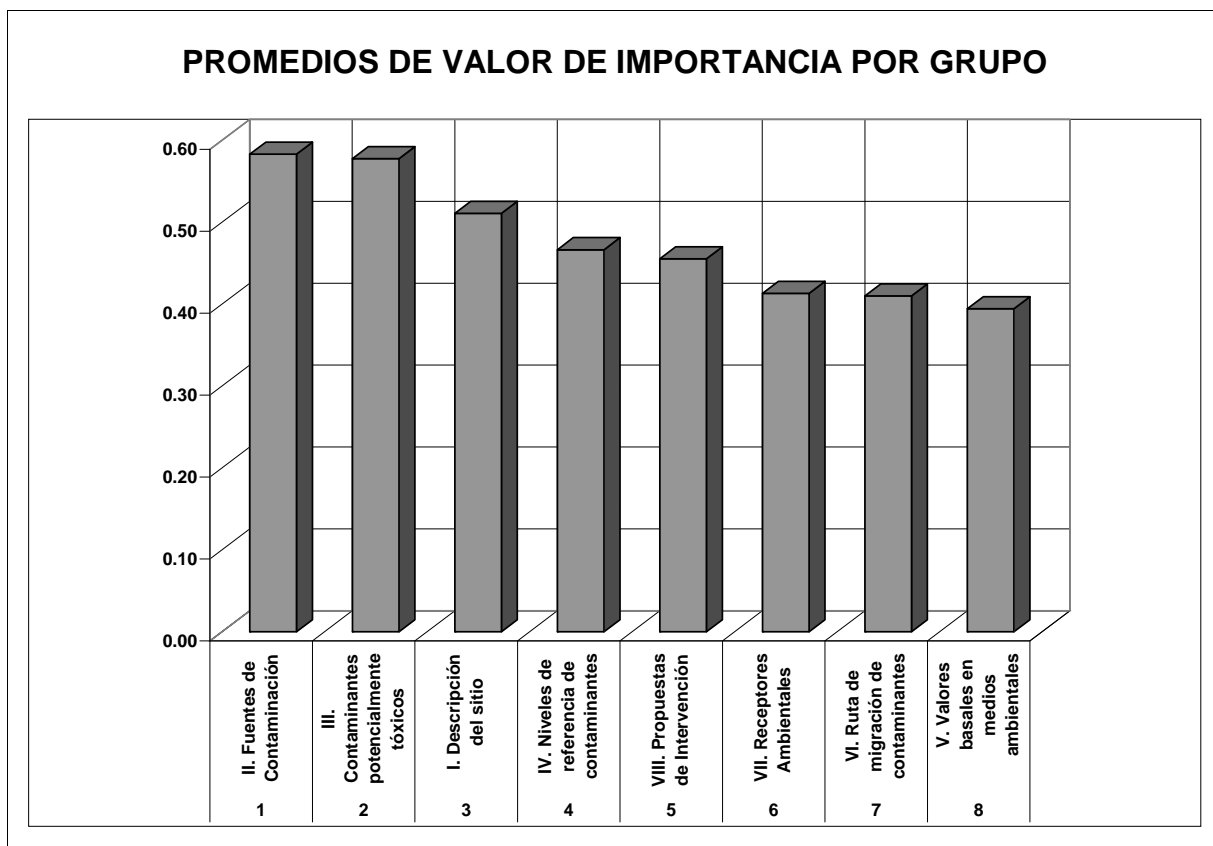


Figura 6. Promedios de valor de importancia por grupos de elementos potenciales del modelo conceptual del sitio.

6.2 Modelo Conceptual de Riesgo Ambiental

La figura 7 ilustra el modelo conceptual de riesgo ambiental (MCRA) del sitio. En éste se delinear las conexiones Fuente-Ruta-Receptor y se indican las rutas completas, incompletas y las potenciales. Las fuentes primarias corresponden a terreros, planta de trituración, depósitos de jales, aguas de mina, planta de fundición secundaria de plomo, y antiguas plantas de fundición de minerales (ver figura 2). Los terreros se localizan en las laderas de la Sierra del Fraile y en el poblado de Villa de la Paz. La planta de trituración está dentro del emplazamiento de la “Beneficiadora” y los depósitos de jales al este del poblado. Las antiguas plantas de reciclamiento de baterías de plomo y de fundición se encuentran al noreste de la presa de jales cerca del poblado El Carmen y al norte de Matehuala, respectivamente [38, 39, 40, 41].

El cuadro 4 muestra los niveles de concentración de As y Pb señalados para los residuos (material considerado de baja ley y jales) de estas fuentes. Las aguas de mina, sin tratar, se utilizan para irrigar la zona agrícola al sur de las presas de jales [38, 45]. La bibliografía no reporta niveles de emisión históricos de contaminantes de las antiguas plantas de reciclamiento de baterías de plomo y de fundición.

Los mecanismos de transporte primarios de los residuos de terreros, presas de jales y de las partículas de la planta de trituración, obedecen al patrón de vientos de la zona, así como al de los escurrimientos superficiales que fluyen hacia el Valle de Matehuala durante la época de lluvias [38, 39, 41, 45, 46, 69]. El As y el Pb son liberados por fenómenos de intemperismo y oxidación de las fases minerales primarias y secundarias de sulfuros con altos contenidos de As, Pb, cobre (Cu) y zinc (Zn) [37, 45].

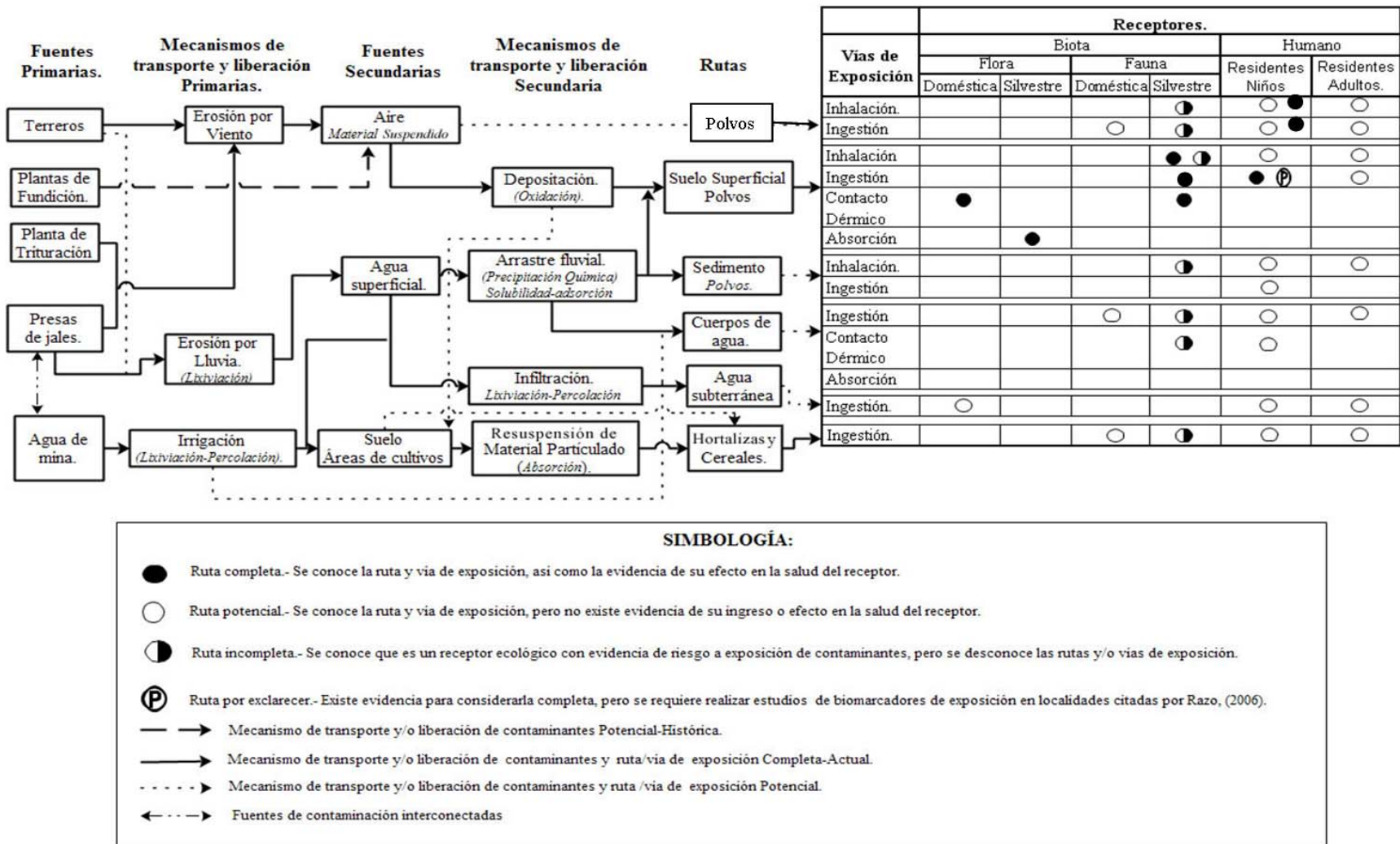


Figura 7. Modelo conceptual de riesgo ambiental del área de estudio.

Cuadro 4. Fuentes primarias de contaminación y niveles de concentración de arsénico y plomo reportados.

<i>Fuente</i>	<i>Simbología *</i>	<i>Concentración (mg/kg)</i>		<i>Concentración (µg/l)</i>		<i>Referencia **</i>
		<i>As</i>	<i>Pb</i>	<i>As</i>	<i>Pb</i>	
Terreros	T	3208-5952	4320-16800			[37, 41, 45]
Depósitos de Jales	P	4000-9647	690-3000			[37, 38, 39, 41, 70, 71]
Aguas de Mina	Al Sur de P			286-700	40-200	[38, 41, 45, 46, 51]
Históricas	E	26705	3663			[37]
	F, B					NE

*Con base al mapa esquemático de la zona de estudio.

F (Plantas de Fundición “Secundaria de Plomo”); E (Plantas de Fundición “Antigua Fundidora”); B (Planta de Trituración); NE (No existen datos)

**Información histórica (periodo 1995-2006).

La irrigación con aguas mina en suelos agrícolas, al sur de las presas de jales, conducen a su contaminación, y al escurrir e infiltrarse, a la potencial contaminación de cuerpos de aguas superficiales y del acuífero somero local [38, 46].

Una vez liberados y transportados, estos metales impactan a otras matrices ambientales dando lugar a fuentes secundarias de contaminación, que incluyen al aire, corrientes superficiales y suelos de áreas de cultivo. Los polvos son dispersados por el viento y depositados en suelos superficiales. Durante la época de lluvias los residuos son arrastrados por las corrientes superficiales contaminando a los cuerpos de agua y a sus sedimentos; se reporta que durante las fuertes tormentas los residuos han llegado a depositarse en las riberas de los arroyos y en los suelos de áreas de inundación [37, 38, 39, 41].

Los polvos en áreas residenciales y los resuspendidos desde los suelos y sedimentos contaminados con metales se convierten en rutas de exposición de As y Pb en receptores

humanos [69] y ecológicos. Esta ruta también se presenta en aguas superficiales, subterráneas y áreas de cultivo [37, 45].

En el MCRA se muestra que a través del aire y suelo ocurren rutas completas de exposición al As y Pb en la población infantil, vegetación y fauna silvestre. Al respecto, el análisis de información histórica indica que la ruta completa por exposición de As y Pb es por polvos y suelos superficiales contaminados. Las vías de exposición ocurren por la inhalación, ingesta y absorción o contacto dérmico a estos polvos y suelos, y los receptores son la biota [38, 42, 47], población infantil de Villa de la Paz, colonia Real de Minas y Matehuala [39, 40, 42, 69] y posiblemente la adulta (figura 7).

6.3 Sitios de Mayor Potencial de Riesgo Ambiental por Arsénico y Plomo

El análisis histórico indica que se presentan niveles elevados de concentración de As y Pb en suelos superficiales que se localizan en las áreas urbanas y rurales de los poblados de Villa de la Paz y Matehuala, que fueron impactados por las fuentes primarias a través de los mecanismos de liberación y transporte que han sido descritos. La figura 8 ilustra los sitios, donde los estudios históricos reportan las concentraciones de As y Pb que constituyen un riesgo o un potencial riesgo para receptores humanos y ecológicos [37, 40, 42, 45].

Siguiendo una orientación oeste-este (izquierda-derecha) de la figura 8, el cuadro 5 muestra los intervalos de concentración de As y Pb en suelos superficiales que han sido reportados en los estudios históricos del sitio.

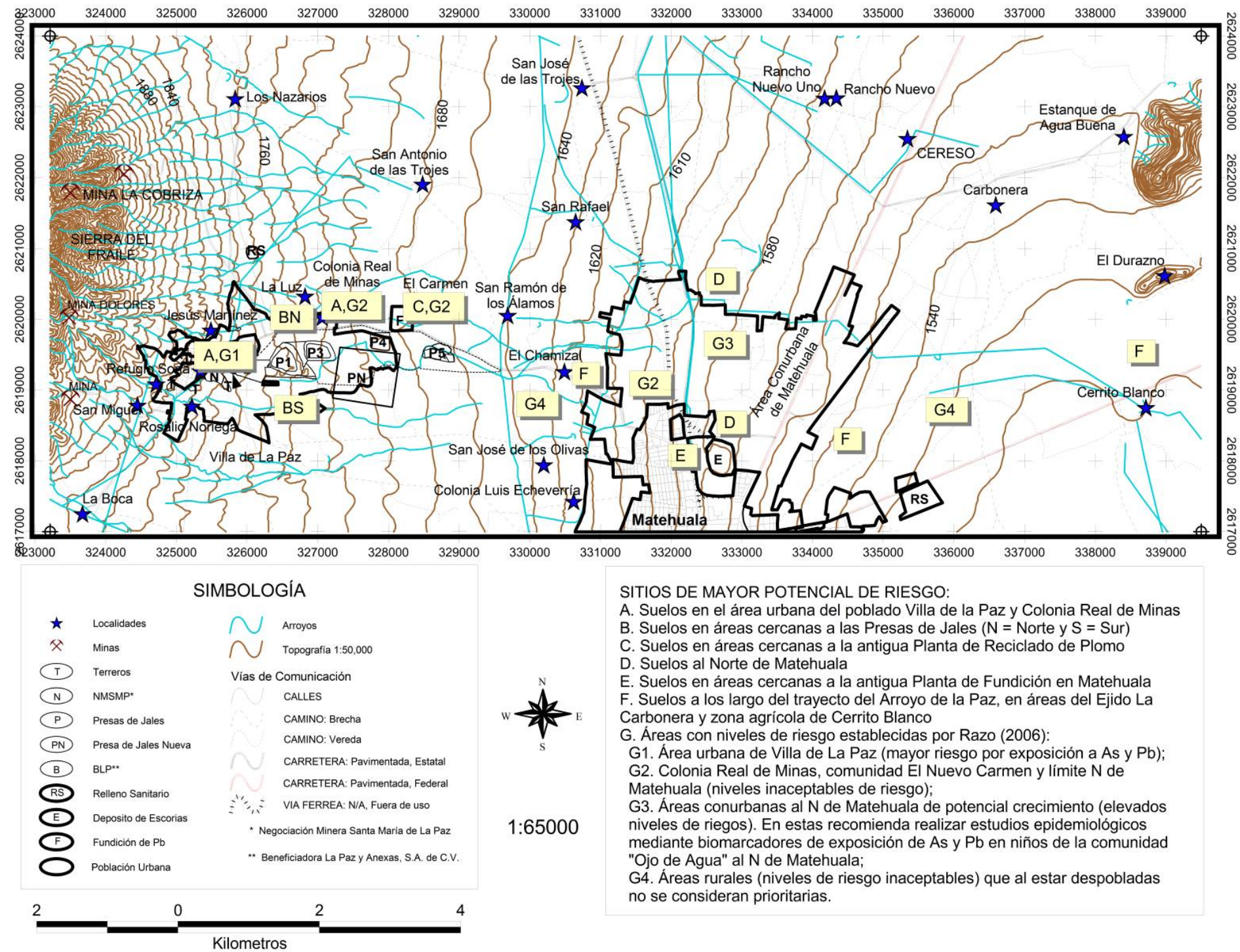


Figura 8. Localización de los sitios de mayor potencial de riesgo (SMPR) por arsénico y plomo en suelos superficiales. Fuentes: Información histórica (periodo 1997-2007).

Cuadro 5. Intervalos de concentración de arsénico y plomo en suelos superficiales del área de estudio y que son nombrados como sitios de mayor potencial de riesgo (SMPR).

Suelos	Simbología*	Concentración mg/kg		Referencia
		As	Pb	
Villa de la Paz	A, G1	38-27945	45-16800	[37, 39, 40, 42, 45]
Áreas de cultivo al sur de los depósitos de jales	BS	192-11848	174-2700	[37, 38, 45]
Al norte de los depósitos de jales	BN	109-2337	78-885	
Colonia Real de Minas	A, G2	144-3073	135-3450	[37, 39, 42, 45]
Planta de reciclado de plomo y poblado El Carmen	C, G2	81-833	47-3357	[37, 45]
Área rural al este del polígono de las presas de jales y noroeste de Matehuala	G4	50-14923	74-2370	[37, 39, 45]
Áreas de inundación del arroyo La Paz en el margen noroeste de la ciudad de Matehuala	F	105-16450	116-2320	[37, 39, 42, 45]
Área conurbana de Matehuala hasta su margen norte	G2, G3, D	556-9822	267-6429	[37]
Matehuala	Matehuala	40-9822	63-2214	[37, 40, 42, 45]
Alrededores de la antigua planta de fundición	E, D	27-3218	43-4760	[37]
Área rural al noreste de Matehuala y Ejido La Carbonera	F, G4	7-5653	27-1800	[37, 39]

*Con base en el mapa de la figura 8 siguiendo una orientación oeste-este (izquierda-derecha).

A. Suelos en el área urbana del poblado Villa de la Paz y colonia Real de Minas

B. Suelos en áreas cercanas a las Presas de Jales (N= norte, S= sur)

C. Suelos en áreas cercanas a la antigua Planta de Reciclado de Plomo

D. Suelos al norte de Matehuala

E. Suelos en áreas cercanas a la antigua Planta de Fundición en Matehuala

F. Suelos a los largo del trayecto del Arroyo de la Paz, en áreas del Ejido La Carbonera y zona agrícola de Cerrito Blanco

G. Áreas con niveles de riesgo establecidas por Razo (2006) [referencia 37]:

G1. Área urbana de Villa de La Paz (mayor riesgo por exposición a As y Pb);

G2. Colonia Real de Minas, comunidad El Nuevo Carmen y límite N de Matehuala (niveles inaceptables de riesgo);

G3. Áreas conurbanas al N de Matehuala de potencial crecimiento (elevados niveles de riegos). En estas recomienda realizar estudios epidemiológicos mediante biomarcadores de exposición de As y Pb en niños de la comunidad "Ojo de Agua" al N de Matehuala;

G4. Áreas rurales (niveles de riesgo inaceptables) que al estar despobladas no se consideran prioritarias.

** Información histórica (periodo 1997-2007).

6.4. Zonas de Mayor Potencial de Riesgo Ambiental por Arsénico y Plomo

Con la información aportada por el modelo conceptual de riesgo ambiental (MCRA) y los sitios de mayor potencial de riesgo (SMPR) por arsénico y plomo, se proyectó un polígono de mayor potencial de riesgo por ingestión de suelos contaminados con As y Pb en áreas de uso del suelo residencial, en las zonas de mayor población y de potencial crecimiento urbano de Villa de la Paz (Zona I) y Matehuala (Zona II) (figura 9). El análisis estadístico y de estimación del riesgo tomó en cuenta esta zonificación.

Los polígonos fueron nombrados como sigue:

PA, representa el área total de estudio en el distrito minero de Santa María de la Paz;

PI, al polígono interno que contiene las dos zonas de mayor potencial de riesgo ambiental (ZMPR);

- **Z1** es el polígono de la Zona I en Villa de la Paz, y
- **Z2** al de la Zona II en Matehuala.

Análisis Estadístico

La figura 10 (Anexo 4) muestra los resultados de la estadística descriptiva de As y Pb en suelos superficiales que fueron obtenidos en SADA. Además de su representación gráfica en forma de histogramas y función de distribución acumulada o distribución de probabilidad acumulada.

En la tabla de la figura 10 se observa, en sus columnas 4 y 5, que los intervalos de concentración en mg/kg de As fueron de 7-14923 (PA), 38-14923 (PI), 38-11930 (Z1) y 39-14923 (Z2). En Pb vario de 27-6429 (PA), 63.2-6429 (PI), 78.17-4320 (Z1) y 63.2-6429 (Z2).

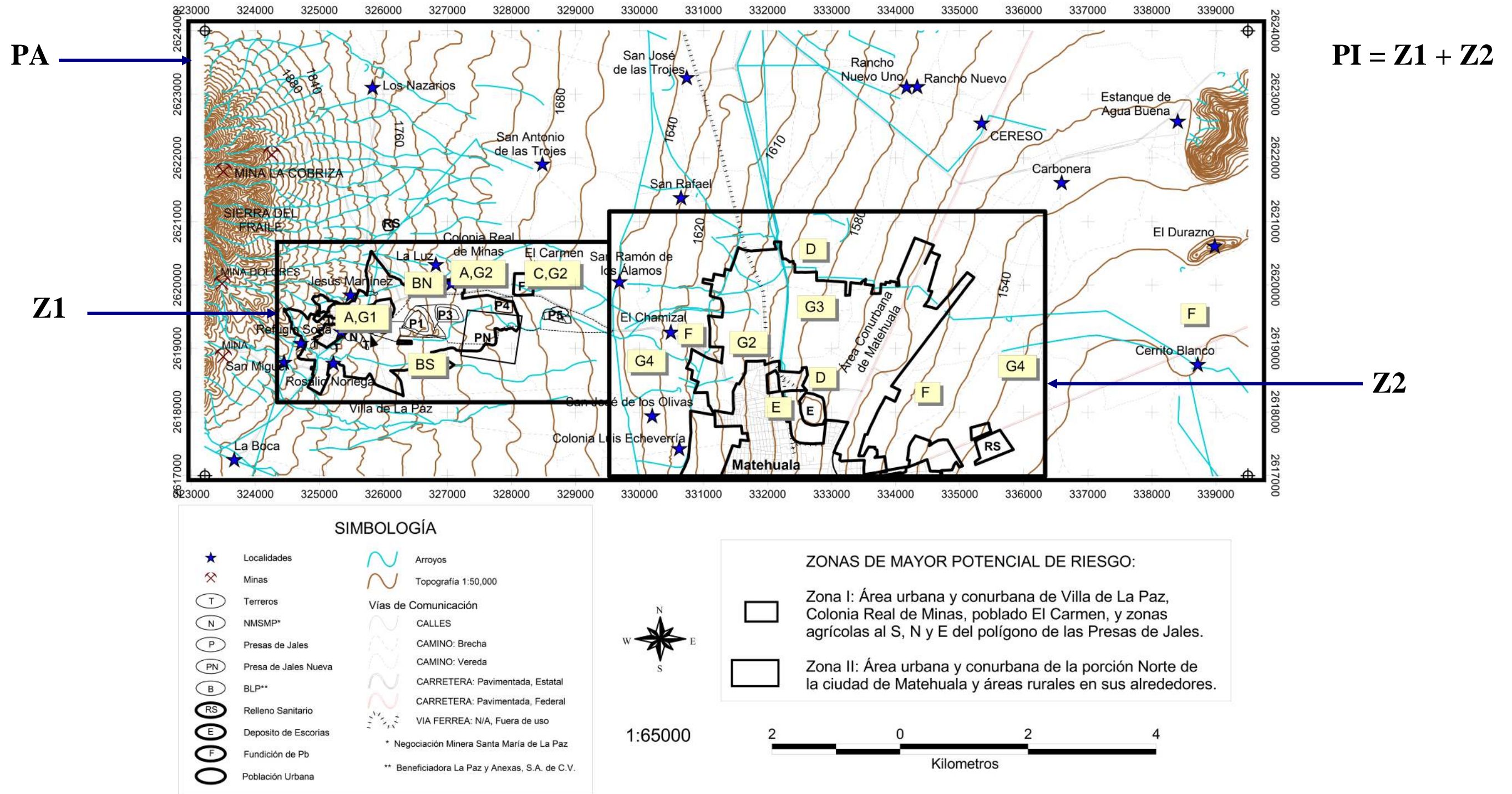


Figura 9. Zonas de mayor potencial de riesgo ambiental (ZMPR) por arsénico y plomo en suelos superficiales.

La columna 10 señala que el orden de distribución de rangos es el siguiente: PA (14916 de As, 6402 de Pb), PI (14885 As, 6365.8 Pb), Z2 (14884 As, 6365.8 Pb) y Z1 (11892 As, 4241.83 Pb) (figura 10).

Los valores de medidas de localización o tendencia central (columnas 6 a 8) indican que los cuatro polígonos presentaron valores de la media > media geométrica > mediana.

Las medidas de asimetría (columnas 15 y 16) muestran distribución de datos con asimetría positiva a la derecha y curtosis positiva o leptocurtica. Esta distribución es representada en los histogramas y función de distribución acumulada de los dos polígonos (PA y PI) y de ambas zonas (Z1 y Z2) (figura 10).

Los coeficientes de variación (columna 11) y el comportamiento de asimetría y curtosis (columnas 15 y 16) mostraron la relación $As > Pb$, respectivamente.

Los resultados de medidas de dispersión y asimetría (columnas 9 a 16) indican:

✓ **Para el As la mayor dispersión relativa** de los datos se presentó en el orden

$$PA (1.95) > Z2 (1.92) > PI (1.76) > Z1 (1.58);$$

✓ **Para el Pb la mayor dispersión relativa** como

$$PA (1.46) > Z2 (1.45) > PI (1.34) > Z1 (1.22);$$

✓ **La mayor asimetría y curtosis para el As** ocurrió en

$$PA (3.87, 17.96) > Z1 (3.69, 15.84) > PI (3.38, 13.52) > Z2 (3.19, 12.24); \text{ y,}$$

✓ **Para el Pb** en el orden

$$Z2 (3.86, 19.62), PA (3.71, 18.10), PI (3.32, 14.32) \text{ y } Z1 (2.63, 7.19).$$

El comportamiento del As y Pb en cada una de las zonas confirma que la mezcla de diversas subpoblaciones de datos es debida a la existencia de diversas fuentes de

contaminación y a la presencia de anomalías de diferente naturaleza. Es común que cuando se analiza la distribución de datos en sitios contaminados se observe que la forma típica de su distribución sea asimétrica positiva, debido a valores atípicos y anomalías presentes en el sitio [65]. La distribución del grupo de datos en los dos polígonos y en ambas zonas tuvo un comportamiento fuertemente asimétrico, muy similar a los resultados presentados de los estudios previos de esta zona minera [37, 38, 41, 45, 44].

La manifestación de esta “tendencia”, no sólo en toda el área de estudio sino además en las ZMPR determinadas por el MCRA, significa que aún dentro de los mismos polígonos de estas zonas se presentan concentraciones bajas, moderadas y altas de As y Pb y valores atípicos o anomalías.

Si se toma en cuenta que la generación del MCRA sirvió para establecer las zonas donde ocurren rutas completas de exposición de As y Pb en receptores (rutas significativas) y que estas zonas (escenarios de exposición) son potenciales áreas donde se presentarían los niveles de mayor riesgo, es plausible validar a estas zonas en forma preliminar, como las de “mayor preocupación”, y en consecuencia realizar sólo en ellas los procedimientos de evaluación de riesgo ambiental en salud humana.

Para confirmar lo anterior, se exploraron diversos procedimientos de análisis espacial que hicieran más evidente la información aportada por el MCRA. Al respecto, se determinó que la representación gráfica que aportaba información estadística y que podría representar los datos en forma espacial, estaba asociada a la visualización de la información a través del método de interpolación “Distancia Inversa a una Potencia” (DIP).

6.5 Representación Espacial de Niveles de Concentración de Arsénico y Plomo en Suelos Superficiales

Las figuras 11 y 12 ilustran la representación espacial de los niveles de concentración As y Pb (mg/kg) en suelos superficiales a través del método de interpolación “Distancia Inversa a una Potencia” (DIP) construidos en el *software* SADA a partir de la base de datos del sitio. Los polígonos en color azul y amarillo concentran los SMPR dentro de las áreas urbanas y rurales de Villa de la Paz (Z1) y Matehuala (Z2), respectivamente.

Para propósitos del análisis, como se estableció en la Metodología, se definieron dos límites umbrales referidos a los niveles de remediación NR que representan riesgos aceptables para la salud humana para As y Pb establecidos en la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004; para el As este corresponde al valor de fondo del sitio y en el caso del Pb a la concentración de referencia total indicado en la Tabla 1 de la norma. Estos valores fueron utilizados en la escala de representación espacial

Para el As el valor de fondo VF (190 mg/kg de As) se localizó en el percentil (35.83), por lo que lo sobrepasan el 64.17% de los puntos de muestreo históricos en el área de estudio (figura 11). En el mapa se representó como puntos y márgenes en tonos grises.

A través de la herramienta de “sondeo de datos” (HSD) de SADA, que sirve para determinar a partir del número total de muestras cuántas sobrepasan un determinado límite “*umbral*”, se ratificó que el número de sitios que sobrepasan el VF en el área de estudio fueron 231 de 360; por lo que también representa el 64%.

En el caso del Pb la concentración de referencia total CRT (400 mg/kg de Pb) se ubica en el Percentil (66.95) por lo que el 33.05% de los sitios sobrepasan esta concentración (figura

12). Nuevamente la HSD de SADA indica que el número de sitios que sobrepasan el CRT en el área de estudio fueron 119 de 360, lo que constituye el 33%.

El primer análisis estableció que el As muestra un mayor potencial de riesgo ambiental en el área de estudio y que se presenta probablemente en una mayor proporción en la zona de Villa de la Paz.

Con objeto de determinar cuál de las dos zonas, Villa de la Paz o Matehuala, presentan mayor potencial de riesgo por As o Pb se procedió a calcular a través de la HSD de SADA el número de sitios de muestreo que sobrepasan los límites umbrales en cada uno de sus polígonos que concentran los SMPR.

Los resultados para As en la zona de Villa de la Paz mostraron un 84% (113 de 134) y en Matehuala un 59% (85 de 144); para Pb un 41% (55 de 134) en Villa de la Paz y un 41.6% (60 de 144) en Matehuala (figuras 11 y 12):

Población	Porcentaje del área con riesgos y concentraciones por arriba del NR	
	Contaminante	
	As	Pb
Villa de la Paz	84% (113 de 134)	41% (55 de 134)
Matehuala	59% (85 de 144)	41.6% (60 de 144)

Por ello se ratificó que la zona de mayor potencial de riesgo fue Villa de la Paz, seguramente asociada no solamente a la presencia de las fuentes primarias y secundarias de contaminación de suelos, sino por los altos niveles de concentración por As y Pb registrados en los SMPR de esta zona.

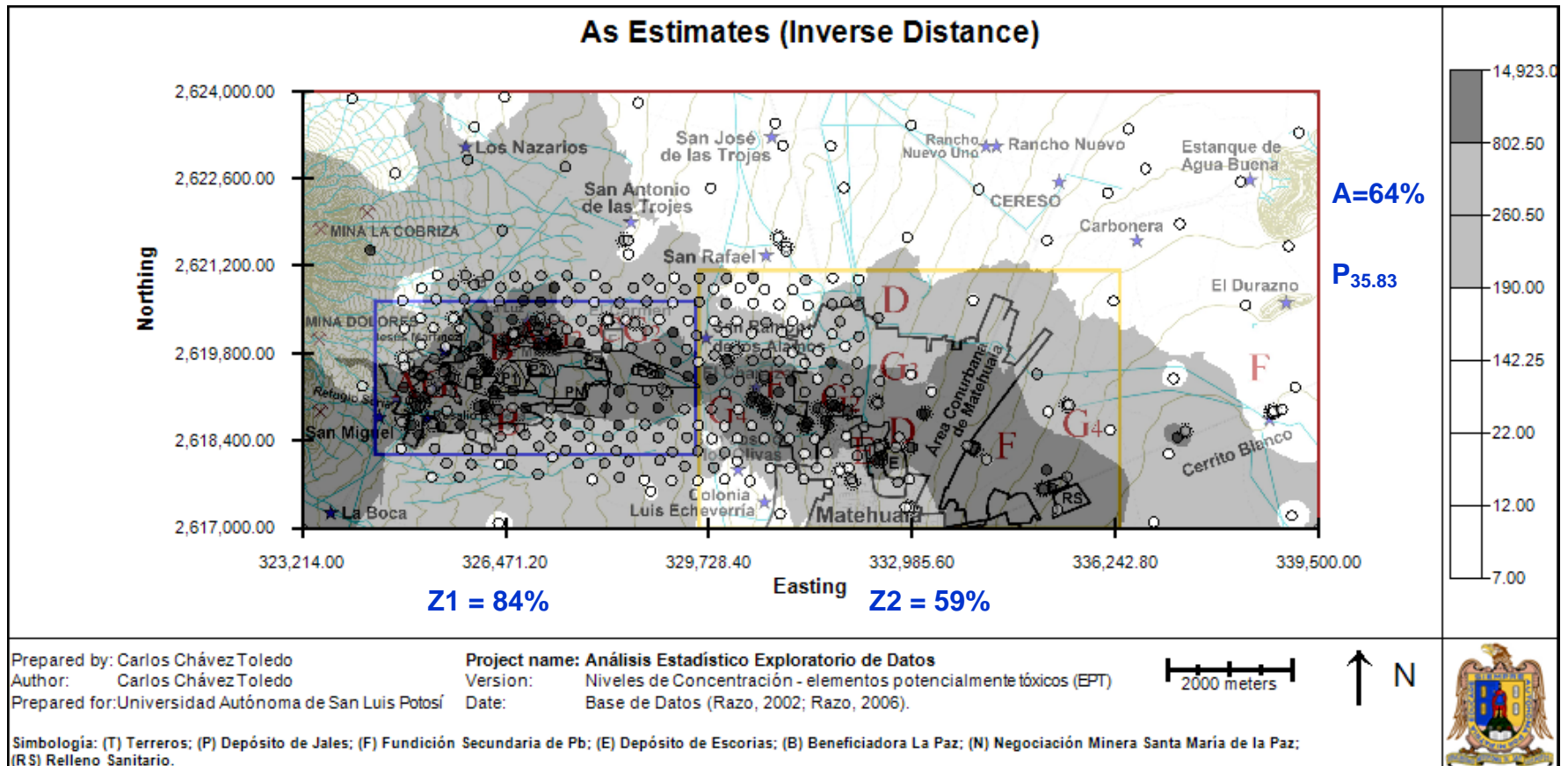


Figura 11. Niveles de concentración de arsénico en suelos superficiales.

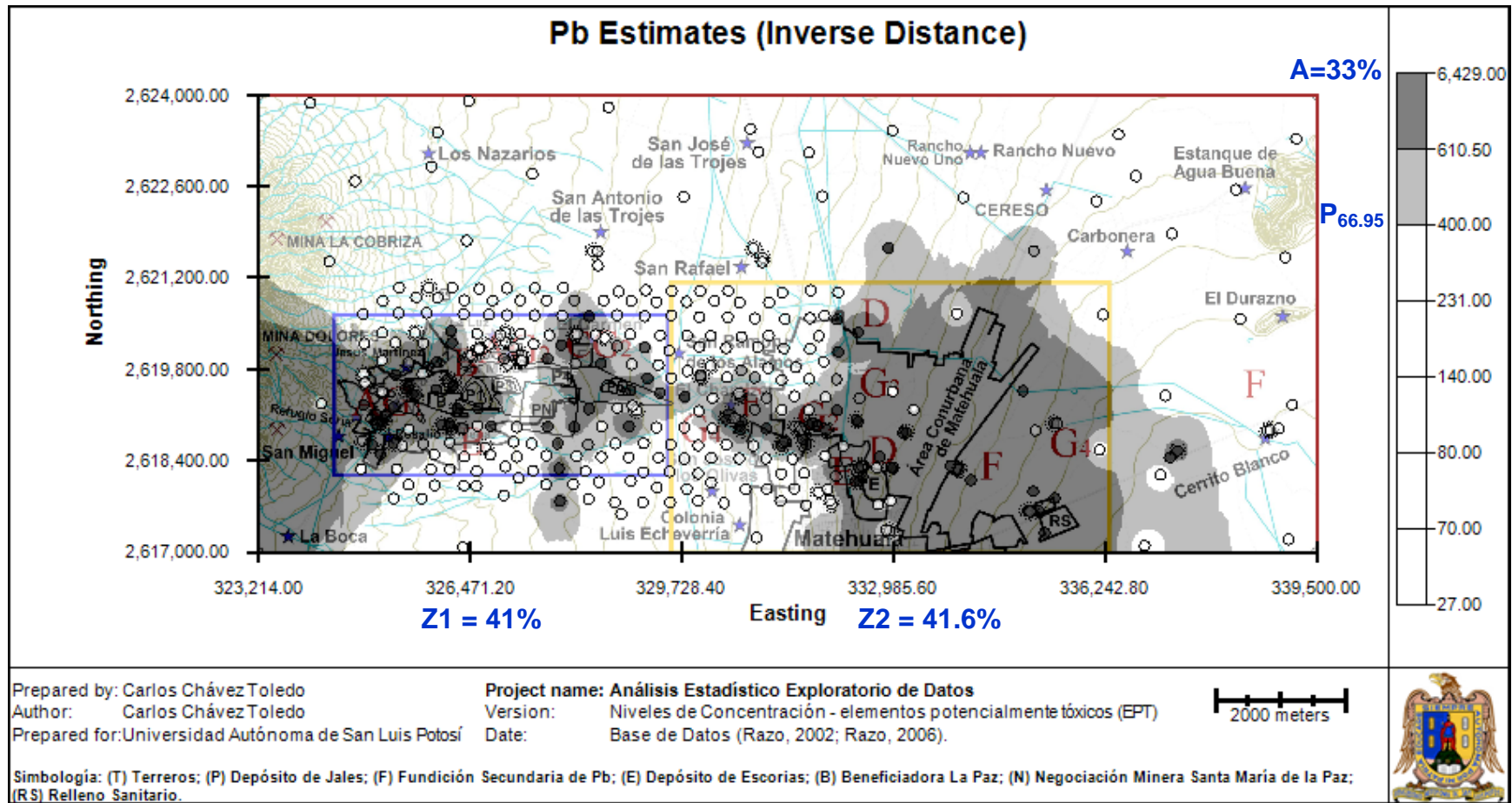


Figura 12. Niveles de concentración de plomo en suelos superficiales.

6.6 Evaluación de Riesgos por Contaminación Ambiental de Arsénico y Plomo en las Zonas de Mayor Potencial de Riesgo Ambiental

6.6.1 Arsénico:

En los cuadros 6 y 7 se presentan las evaluaciones del riesgo cancerígeno (RC) y no cancerígeno (RNC) por As que se obtuvieron en SADA a partir de las concentraciones percentil 95 y media aritmética de suelos en las ZMPR ambiental (P1, Z1, Z2). La diferencia entre ambos cuadros está relacionada con el uso de los parámetros para el cálculo de dosis de exposición en las ecuaciones del SADA. En un primer caso, las ecuaciones de dosis por ingestión de suelos utilizan las variables asignadas por defecto “estándar”; o bien en un segundo caso, éstas son sustituidas por valores que asigne el usuario (cuadro 3 en el Anexo 3). Los cuadros 6 y 7 representan el primer y segundo caso. Para diferenciarlos, se nombraron como “primera estimación” y “segunda estimación”, respectivamente.

Los valores numéricos contenidos en ambos cuadros, significan los coeficientes de riesgo no cancerígeno e índices de riesgo cancerígeno por la ingestión de suelos de uso residencial y de áreas de recreación que fueron calculados en el programa.

Primera estimación del riesgo en salud humana a partir de la base de datos del sitio y parámetros “default” o valores estándar del programa SADA

Los resultados muestran que para riesgos no cancerígenos (RNC) la disposición en magnitud del coeficiente de riesgo no cancerígeno $HQ > 1$ ocurrió en el siguiente orden:

Niños (5.7 a 64) > Adultos (0.61 a 6.9)

Puede entonces existir algún tipo de riesgo no cancerígeno y, por tanto, existe la posibilidad de que se produzca algún tipo de efecto no cancerígeno sobre la salud de la población y será en magnitud mayor en niños que en adultos (cuadro 6).

Al comparar los coeficientes de riesgo no cancerígeno (HQ) en las diferentes zonas, se evidenció que estos fueron mayores en las áreas residenciales que en las recreativas y casi iguales en Z1 (Villa de la Paz) y Z2 (Matehuala). La evaluación conservadora (percentil 95) presentó los HQ más altos (cuadro 6), es decir:

Z1 P₉₅ residencial niños (64)	Z2 P₉₅ residencial niños (63)
Z1 \bar{X} residencial niños (52)	Z2 \bar{X} residencial niños (50)
Z1 P₉₅ recreativa niños (7.3)	Z2 P₉₅ recreativa niños (7.2)
Z1 \bar{X} recreativa niños (6.0)	Z2 \bar{X} recreativa niños (5.7)

En riesgo cancerígeno, los índices calculados en SADA mostraron el siguiente orden de magnitud:

Z1 P₉₅ residencial (0.0035) = Z2 P₉₅ residencial (0.0035)
Z1 \bar{X} residencial (0.0029) > Z2 \bar{X} residencial (0.0027)
Z1 P₉₅ recreativa (0.0004) = Z2 P₉₅ recreativa (0.0004)
Z1 \bar{X} recreativa (0.00033) > Z2 \bar{X} recreativa (0.00031)

Nuevamente, los índices de riesgo cancerígeno (RC) fueron mayores en las áreas residenciales y menores en las recreativas. Para un límite superior de confianza del 95 por ciento se obtuvo índices iguales en Z1 y Z2 de áreas residenciales y Z1 igual a Z2 en recreativas. No obstante, cuando se evalúa con la media aritmética Z1 indica que fue ligeramente más alto que la Z2 en ambas áreas.

El Cuadro 6 muestra que la vía de ingestión de suelos, mostró valores predominantemente de “no aceptable” (RC=E-03) en suelos de uso residencial y “asumible” (RC=E-04), para la población de acuerdo con los estándares internacionales [19, 67] en suelos de uso recreativo.

Los índices calculados por SADA en suelos de áreas residenciales, exposición predicha para toda una vida de 70 años, contra las exposiciones de referencia establecidas por la USEPA [19, 67], muestran que el índice de riesgo cancerígeno “no aceptable” podría suponer un riesgo potencial de aumentar los casos de cáncer en un segmento de la población y resultaría sutilmente más alto en poblaciones de Z1.

En síntesis, los resultados indican que los mayores riesgos significativos esperados ($HQ \geq 3$) corresponden a usos de suelo de áreas residenciales, seguidos de áreas recreativas. El riesgo “no aceptable” (RC=E-03) sucedería en áreas de suelo de uso residencial y el “asumible” (RC=E-04) en áreas recreativas. Villa de la Paz (Z1) y Matehuala (Z2) presentaron valores parecidos entre riesgos no cancerígenos y riesgos cancerígenos respectivamente, aunque fueron ligeramente mayores en Villa de la Paz.

Segunda estimación del riesgo en salud humana a partir de la base de datos del sitio y los parámetros determinados en estudios previos

Los resultados de riesgos no cancerígenos (RNC) vaticinados con los parámetros de estudios previos (los valores por defecto de SADA fueron sustituidos por estos, ver pie de cuadro 7), muestran que por vía ingesta de suelo, existe la posibilidad de que se produzca algún tipo de efecto no cancerígeno sobre la salud de la población infantil en áreas de uso de suelo residencial, siendo un riesgo “no aceptable” ($1 \leq HQ < 3$).

Universidad Autónoma de San Luis Potosí
Programas Multidisciplinarios de Posgrado en Ciencias Ambientales

Cuadro 6. Riesgos cancerígenos (RC) y no cancerígenos (RNC) por Arsénico en suelos de las zonas de mayor potencial de riesgo calculados con los parámetros por defecto de SADA.

Nivel de Evaluación	Zona	Uso de Suelo	Concentración (mg/kg)	Ingestión			
				RNC (A)	RNC (N)	RC	
Percentil 95	P1	Residencial	1406.4654	6.40E+00	6.00E+01	3.30E-03	
				Si	Si	Si	
		Recreativo		7.30E-01	6.90E+00	3.80E-04	
	Z1	Residencial	1507.1854	6.90E+00	6.40E+01	3.50E-03	
				Si	Si	Si	
		Recreativo		7.90E-01	7.30E+00	4.00E-04	
	Z2	Residencial	1479.7298	6.80E+00	6.30E+01	3.50E-03	
				Si	Si	Si	
		Recreativo		7.70E-01	7.20E+00	4.00E-04	
	Media	P1	Residencial	1198.2706	5.50E+00	5.10E+01	2.80E-03
					Si	Si	Si
			Recreativo		6.30E-01	5.80E+00	3.20E-04
Z1		Residencial	1229.4123	5.60E+00	5.20E+01	2.90E-03	
				Si	Si	Si	
		Recreativo		6.40E-01	6.00E+00	3.30E-04	
Z2		Residencial	1169.2915	5.30E+00	5.00E+01	2.70E-03	
				Si	Si	Si	
		Recreativo		6.10E-01	5.70E+00	3.10E-04	

Símbología: P1.- Polígono interno del área de estudio (Zona 1 y Zona 2); Z1.- Polígono Zona 1 de mayor potencial de riesgo ambiental; Z2.- Polígono Zona 2 de mayor potencial de riesgo ambiental; (A).- Adulto; (N).- Niño, Si.- Existe riesgo en la zona, No.- No se presenta riesgo en la zona, en ambos casos, conforme a los parámetros utilizados por el programa.

Color Verde = ACEPTABLE (RNC, RC); Color Amarillo = NO ACEPTABLE (RNC), ASUMIBLE (RC); Color Rojo = SIGNIFICATIVO (RNC), NO ACEPTABLE (RC).

Por otro lado, se predijo como “aceptables” ($HQ < 1$) para los usos del suelo recreativo en población infantil y del mismo modo “aceptable” en residencial y recreativo de población adulta (cuadro 7).

Los coeficientes de riesgo no cancerígeno (HQ) en niños, que se pronosticaron como “no aceptables”, son ligeramente mayores en la Z1 (Villa de la Paz) que en Z2 (Matehuala) para una evaluación conservadora (percentil 95) como con la media aritmética, es decir:

$$\begin{array}{ll} \mathbf{Z1 P_{95}} \text{ residencial niños (2)} & \mathbf{Z2 P_{95}} \text{ residencial niños (1.9)} \\ \mathbf{Z1 \bar{X}} \text{ residencial niños (1.6)} & \mathbf{Z2 \bar{X}} \text{ residencial niños (1.5)} \end{array}$$

Para riesgo cancerígeno, los índices calculados en SADA mostraron que también existe riesgo en la zona; el cual fue “asumible” para la población de acuerdo con los estándares internacionales [67], en usos de suelo residencial ($RC=E-04$) y recreativo ($RC=E-05$) (cuadro 7). Villa de la Paz (Z1) y Matehuala (Z2) presentaron valores parecidos en áreas residenciales para una evaluación conservadora (percentil 95) y con media aritmética; y son sutilmente mayores en Villa de la Paz cuando el cálculo se hace para suelos de uso recreativo, es decir:

$$\begin{array}{l} \mathbf{Z1 P_{95}} \text{ residencial (0.00013)} = \mathbf{Z2 P_{95}} \text{ residencial (0.00013)} \\ \mathbf{Z1 \bar{X}} \text{ residencial (0.00011)} = \mathbf{Z2 \bar{X}} \text{ residencial (0.00011)} \\ \\ \mathbf{Z1 P_{95}} \text{ recreativa (0.000052)} > \mathbf{Z2 P_{95}} \text{ recreativa (0.000051)} \\ \mathbf{Z1 \bar{X}} \text{ recreativa (0.000043)} > \mathbf{Z2 \bar{X}} \text{ recreativa (0.000041)} \end{array}$$

En síntesis, el análisis realizado con las dos estimaciones (valores estándar y parámetros históricos) indica que se presentarían, aunque ligeramente, mayores riesgos no cancerígenos y riesgos cancerígenos en Villa de la Paz.

Universidad Autónoma de San Luis Potosí
Programas Multidisciplinarios de Posgrado en Ciencias Ambientales

Cuadro 7. Riesgos cancerígenos (RC) y no cancerígenos (RNC) por Arsénico en suelos de las zonas de mayor potencial de riesgos calculados con los parámetros de estudios previos.

<i>Nivel de Evaluación</i>	<i>Zona</i>	<i>Uso de Suelo</i>	Concentración (mg/kg)	Ingestión			
				RNC (A)	RNC (N)	RC	
<i>Percentil 95</i>	<i>P1</i>	<i>Residencial</i>	1406.4654	3.30E-01	1.80E+00	1.20E-04	
				No	Si	Si	
		<i>Recreativo</i>		1.30E-01	7.40E-01	4.90E-05	
	<i>Z1</i>	<i>Residencial</i>	1507.1854	3.50E-01	2.00E+00	1.30E-04	
				No	Si	Si	
		<i>Recreativo</i>		1.40E-01	7.90E-01	5.20E-05	
	<i>Z2</i>	<i>Residencial</i>	1479.7298	3.50E-01	1.90E+00	1.30E-04	
				No	Si	Si	
		<i>Recreativo</i>		1.40E-01	7.80E-01	5.10E-05	
	<i>Media</i>	<i>P1</i>	<i>Residencial</i>	1198.2706	2.80E-01	1.60E+00	1.00E-04
					No	Si	Si
			<i>Recreativo</i>		1.10E-01	6.30E-01	4.20E-05
<i>Z1</i>		<i>Residencial</i>	1229.4123	2.90E-01	1.60E+00	1.10E-04	
				No	Si	Si	
		<i>Recreativo</i>		1.20E-01	6.50E-01	4.30E-05	
<i>Z2</i>		<i>Residencial</i>	1169.2915	2.70E-01	1.50E+00	1.00E-04	
				No	Si	Si	
		<i>Recreativo</i>		1.10E-01	6.20E-01	4.10E-05	
				No	No	Si	

Simbología: P1.- Polígono interno del área de estudio (Zona 1 y Zona 2); Z1.- Polígono Zona 1 de mayor potencial de riesgo ambiental; Z2.- Polígono Zona 2 de mayor potencial de riesgo ambiental; (A).- Adulto; (N).- Niño; Si.- Existe riesgo en la zona, No.- No se presenta riesgo en la zona, en ambos casos, conforme a los parámetros utilizados en el programa. ***Nota:** Fracción de Ingesta = 0.18 fue asignado como parámetro en SADA, y representa la fracción bioaccesible gástrica de As obtenida por Razo 2006 para todo el sitio. Peso corporal en niños (25 kg) fue también asignado como parámetro en SADA a partir de Razo 2006. Factor de Exposición = 0.2739 para suelo de uso residencial fue asignado por SADA al considerar una frecuencia de exposición de 100 días/año, este valor fue acorde al reportado por Razo 2006 como factor de exposición = 0.27. Para suelos de uso recreativo se conservo el valor por defecto de SADA, es decir, 40 días por año que representa una frecuencia de exposición = 0.1095.

Color Verde = ACEPTABLE (RNC, RC); Color Amarillo = NO ACEPTABLE (RNC), ASUMIBLE (RC); Color Rojo = SIGNIFICATIVO (RNC), NO ACEPTABLE (RC).

Representación espacial de niveles de riesgo en el escenario conservador

Puesto que las dos estimaciones (valores estándar y parámetros históricos) mostraban que se presentarían ligeramente mayores riesgos no cancerígenos y riesgos cancerígenos en Villa de la Paz (Z1) que con respecto a Matehuala (Z2), se eligió un procedimiento que permitiera visualizar las áreas en donde las poblaciones de mayor riesgo, en este caso los niños, estuvieran mayormente expuestos a los suelos contaminados por arsénico.

A través del módulo de visualización espacial de datos de SADA y de su herramienta de interpolación DIP, se construyó la representación espacial de los niveles de riesgos por As presente en las ZMPR. La visualización, incluyó los porcentajes de áreas que representan la probabilidad de que ocurran RNC en población infantil y RC en la adulta dentro del contexto de un escenario conservador para usos del suelo presente y futuro.

El escenario conservador consideró la base de datos del sitio y los parámetros determinados en estudios previos en el Percentil 95 por ingesta de suelos en áreas residenciales de las ZMPR.

Los cuadros 8 y 9 muestran los porcentajes de áreas que representan la probabilidad de que ocurran RNC en población infantil y RC en la adulta, respectivamente, dentro del contexto del escenario conservador para usos del suelo presente y futuro en las ZMPR (P1, Z1, Z2).

En el cuadro 8 se indica que del número total de 278 puntos de muestreo en PI, de ellos corresponden a nivel de riesgo:

- 185 “aceptable” (65%),
- 52 “no aceptable” (18.71%) y
- 41 “significativo” (14.75%).

Al comparar estos niveles en cada una de las zonas de mayor potencial de riesgo (ZMPR), se observó que la Z2 y Z1 presentaron porcentajes de niveles de riesgo “aceptable” de 38.85% y 27.70%, respectivamente; para nivel de riesgo “no aceptable” Z1 obtuvo 13.67% y Z2 el 5.04%; y en nivel de riesgo “significativo” se presentó ligeramente un porcentaje más alto en Z2 (7.91%) seguido de Z1 con 6.83%.

Cuadro 8. Porcentajes de niveles de riesgos no cancerígenos (RNC) en población infantil por la ingesta de suelos en las áreas residenciales de las zonas de mayor potencial de riesgos*.

No Cancerígeno	Nivel de Riesgo	ZONA 1	ZONA 2	Total	ZONA 1	ZONA 2	Total
		Núm.	Núm.		%	%	%
HQ<1	Aceptable	77	108	185	27.70	38.85	66.55
1≤HQ<3	No aceptable	38	14	52	13.67	5.04	18.71
HQ≥3	Significativo	19	22	41	6.83	7.91	14.75
Total		134	144	278			100

* Calculados con parámetros por defecto de SADA y con variables reportadas por Razo (2006).

Simbología:

HQ= cociente de peligro

N Total = 278; N total Zona 1 = 134; N total Zona 2 = 144.

NOTA: Valor mínimo de HQ registrado (5.00E-02), valor máximo registrado de HQ (1.96E+01)

Al comparar estos niveles entre cada uno de los polígonos que conforman las ZMPR se observó que el mayor porcentaje de riesgo “aceptable” ocurriría en la Z2 (75%), mientras que en la Z1 sería de 57 por ciento. Para riesgo “no aceptable” es mayor en Z1 (28%) y menor en Z2 (9.7%). Y riesgos significativos se presentarían muy cercanos entre Z1 y Z2 con 14 y 15 por ciento, respectivamente (figura 13).

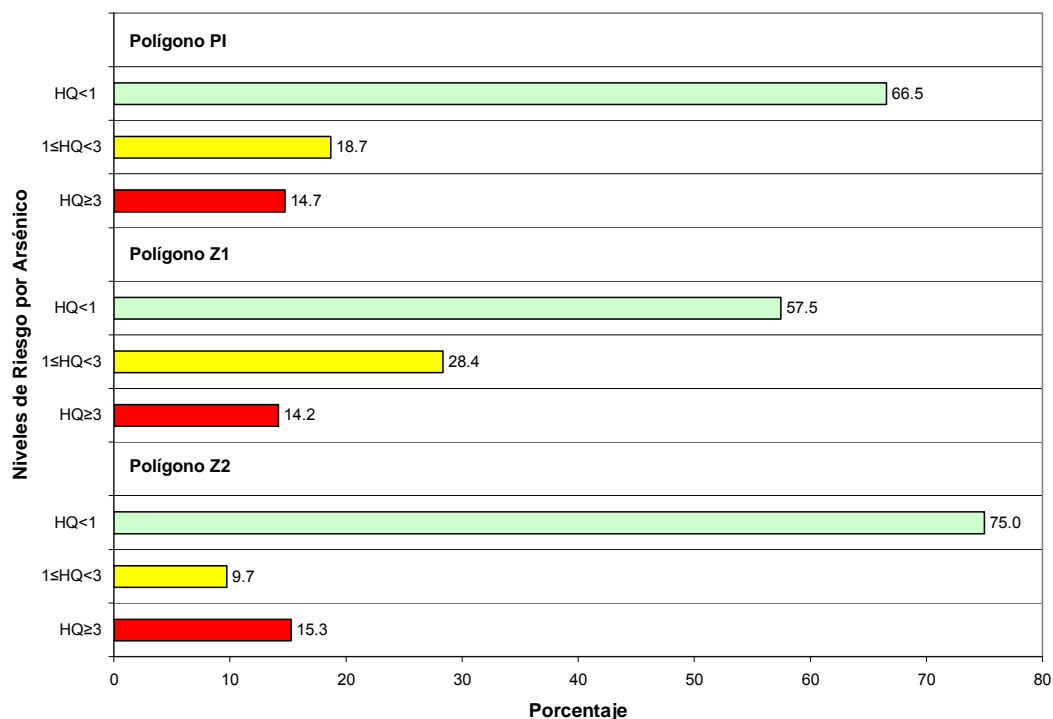


Figura 13. Porcentaje de niveles de riesgos no cancerígenos en cada uno de los polígonos de las zonas de mayor potencial de riesgo ambiental.

La figura 14 es la representación espacial de niveles de riesgos no cancerígenos (RNC) en población infantil que fueron pronosticados por SADA en las ZMPR. En ella se sugiere que el mayor nivel potencial de riesgo no cancerígeno en población infantil ocurriría en áreas cercanas a las fuentes de contaminación de la Z1 (en suelos residenciales de Villa de la Paz) y en las áreas impactadas de la Z2 al oeste de la ciudad de Matehuala en su zona conurbana; estas áreas corresponden a las de inundación del arroyo La Paz. Tomando en cuenta que en el primer caso existe mayor población humana expuesta, es presumible inferir que existe mayor riesgo en la Z1 que con respecto a la Z2.

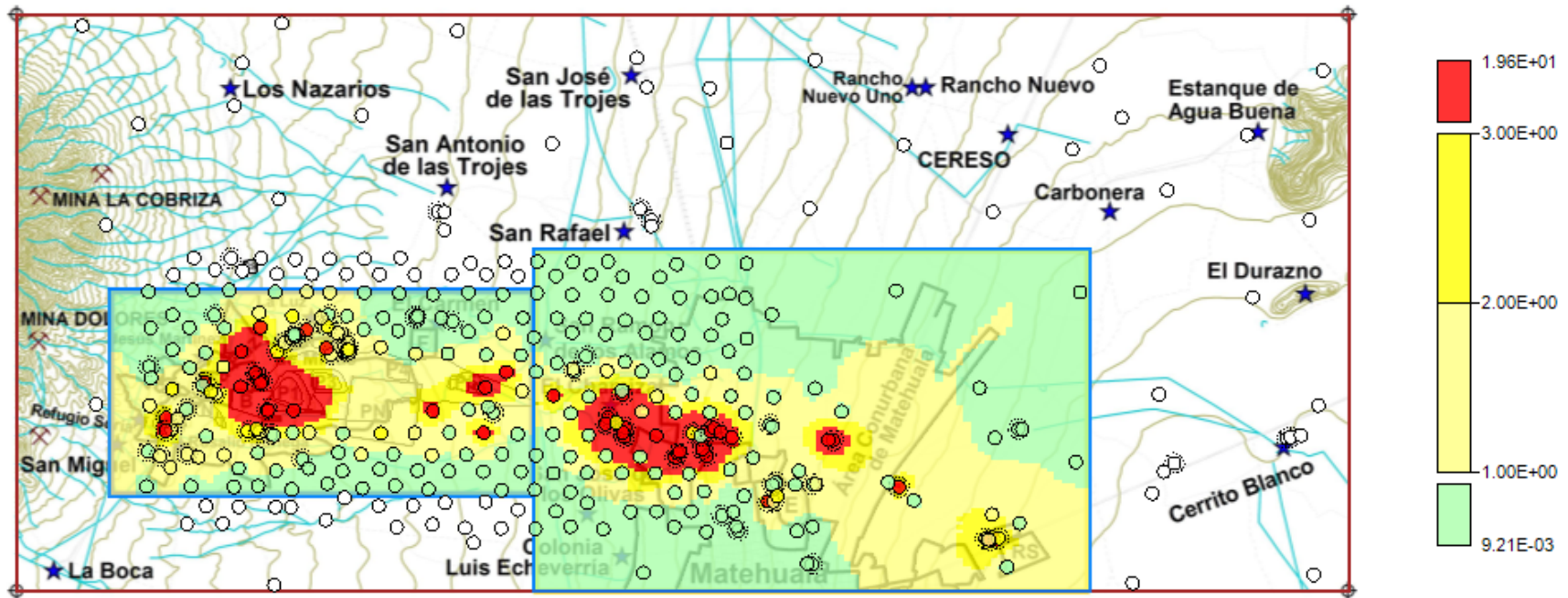


Figura 14. Representación espacial de niveles de riesgos no cancerígenos (RNC) en población infantil.

El cuadro 9 indica que de un número total de 278 sitios muestreados en PI, 275 de ellos corresponden a nivel de riesgo “asumible” (98.92%) y 3 “no asumible” (1.08%).

Al comparar estos niveles en cada una de las ZMPR, se observó que las Z2 y Z1 presentaron porcentajes de niveles de riesgo “asumible” de 51.44% y 47.40%, respectivamente; y para nivel de riesgo “no asumible” se presentó ligeramente un porcentaje más alto en Z1 (0.72%) seguido de Z2 con 0.36%.

Cuadro 9. Porcentajes de niveles de riesgos cancerígenos (RC) en población adulta por la ingesta de suelos en las áreas residenciales de las zonas de mayor potencial de riesgos*.

No Cancerígeno	Nivel de Riesgo	ZONA 1	ZONA 2	Total*	ZONA 1	ZONA 2	Total*
		Núm.	Núm.		%	%	%
RC<E-06	Aceptable	0	0	0	0.00	0.00	0.00
E-06≤RC≤E-04	Asumible	132	143	275	47.48	51.44	98.92
RC>E-04	No Asumible	2	1	3	0.72	0.36	1.08
Total		134	144	278			100

* Calculados con parámetros por defecto de SADA y con variables reportadas por Razo (2006).

Simbología:

RC= riesgo cancerígeno

N Total = 278; N total Zona 1 = 134; N total Zona 2 = 144.

Valor mínimo de RC registrado (3.30E-06), valor máximo registrado de RC (1.30E-03)

La figura 15 muestra las diferencias entre los niveles de riesgos “asumible” entre cada uno de los polígonos que conforman las ZMPR. En ella se confirma que los riesgos tienden a ser ligeramente mayores en la Z2 (99.31%) que en Z1 (98.5%). Además se muestra que el mayor porcentaje de riesgo “no asumible” ocurriría en Z1 (1.5 %) en comparación a Z2 (0.69 %).

La figura 16 muestra espacialmente los niveles de riesgos cancerígenos (RC) para población adulta pronosticados por SADA en las ZMPR. Sugiere que ocurrirían riesgos “asumible” para la población de las Z1 y Z2.

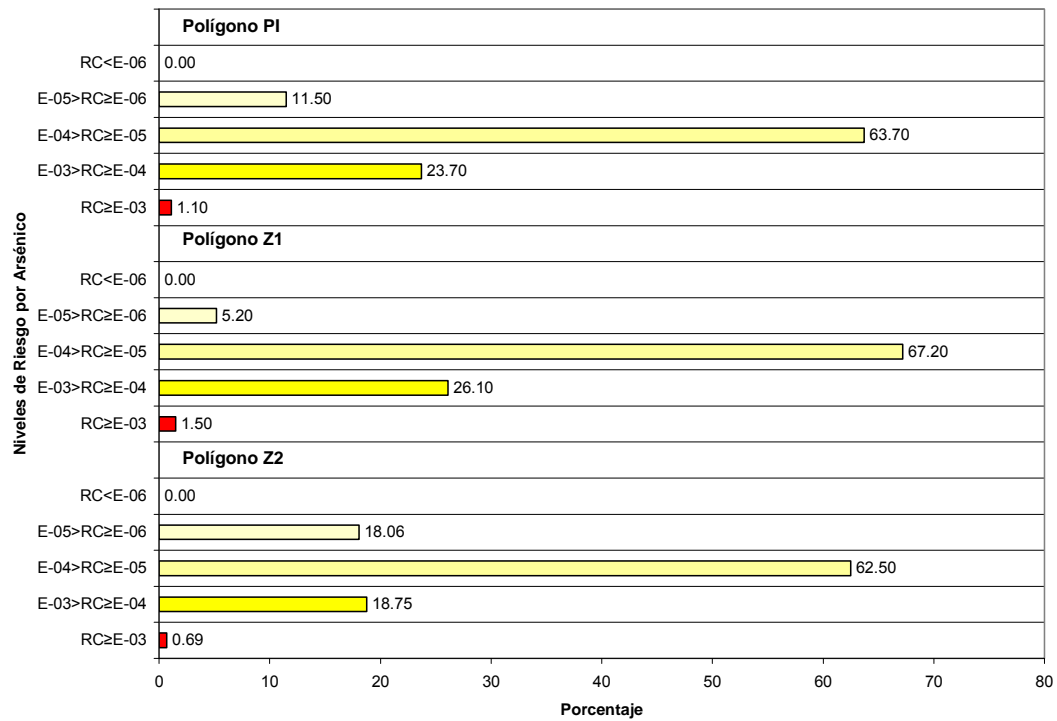


Figura 15. Porcentaje de niveles de riesgos cancerígenos en cada uno de los polígonos de las zonas de mayor potencial de riesgo ambiental.

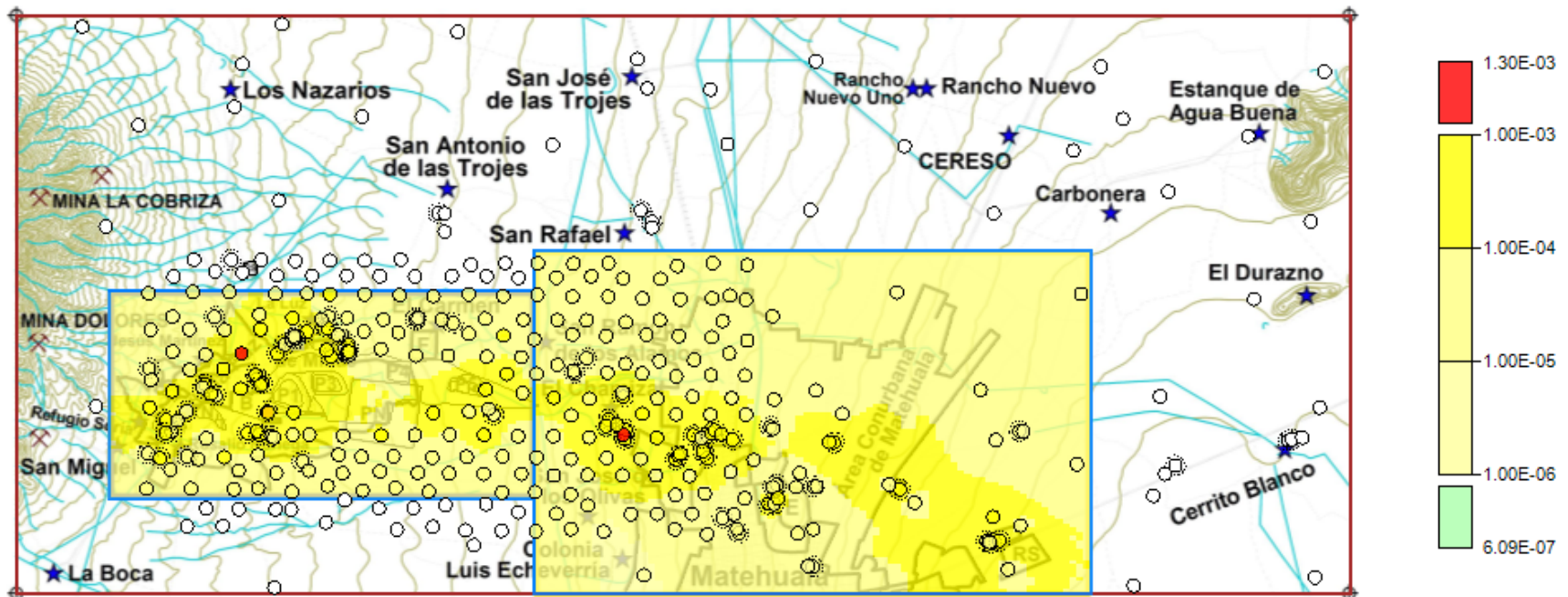


Figura 16. Representación espacial de niveles de riesgos cancerígenos (RC) en población adulta.

6.6.2 Plomo:

Representación espacial de los niveles de plomo sanguíneo en niños

A partir de la base de datos histórica del sitio sobre los niveles de plomo sanguíneo (PbB) en población infantil y que fueron estimados a través del Modelo Biocinético de Exposición Integral a Plomo (IEUBK) por un estudio previo [37], se realizó la representación espacial de los niveles de plomo sanguíneo en niños por la exposición a ingesta de suelos contaminados con este metal en las ZMPR. En el programa SADA se introdujo esta base de datos y con su módulo de visualización espacial de datos y su herramienta de interpolación DIP se construyó la representación espacial de niveles PbB.

La visualización incluyó los porcentajes de áreas que representan la probabilidad de que los niveles de plomo sanguíneo en población infantil pronosticados por el IEUBK excedan las categorías establecidos por la Norma Oficial Mexicana NOM-199-SSA1-2000 (NOM-199), referentes a las acciones básicas de protección en niños menores de 15 años, mujeres embarazadas y en periodo de lactancia, que deberán realizarse al alcanzar la población cierto nivel de plomo en sangre [68]:

Categoría (NOM-199)	Concentración ($\mu\text{g/dL}$)
I	menor a 10
II	10-14
III	15-24
IV	25-44
V	mayor a 45

El cuadro 10 exhibe los resultados de la estadística descriptiva de niveles de concentración de plomo en sangre de población infantil calculados en SADA. Se observa que

en las ZMPR los valores de PbB en el percentil 95 se encuentran dentro de la categoría I de la NOM-199, mientras que para la media el valor de intervención sólo es alcanzado en la Z1.

Cuadro 10. Estadística descriptiva de niveles de plomo sanguíneo en población infantil calculados por el programa SADA a partir de la base de datos de un estudio previo*.

Simbología	N	Categoría de PbB ¹	Media	Percentil 95	Mínimo	Máximo
PI	267	I, II, V	9.85	10.65	2.8	48.3
Z1	129	I, II, IV	10.14	11.23	3.5	38.2
Z2	138	I, II, V	9.58	10.76	2.8	48.3

Simbología:

PI.- Polígonos internos del área de estudio o zonas de mayor potencial de riesgo ambiental.

Z1.- Zona 1 de mayor potencial de riesgo ambiental.

Z2.- Zona 2 de mayor potencial de riesgo ambiental.

* Predicción de los niveles de plomo sanguíneo (PbB) a través del Modelo Biocinético de Exposición Integral a Plomo (IEUBK) Fuente: Razo (2006).

¹ NOM-199; Categorías según el color: Verde (I); Amarillo (II), Rosa (III); Rojo (IV); Rojo Intenso (V).

La figura 17 muestra las diferencias entre porcentajes de niveles de plomo en sangre en población infantil con respecto a las categorías de acciones básicas de protección según la NOM-199 y que fueron calculadas en cada uno de los polígonos de las ZMPR. Se observa que el mayor porcentaje “categoría I” ocurriría en Z1 y Z2 (66%), seguidas y en orden descendente por la categoría II (17.8 % en Z1 y 16.7 % en Z2), categoría III (13.8 % en Z2, 9.3 % en Z1); y es mayor el porcentaje esperado en la categoría IV para la Z1 (7.0 %) que las categorías IV y V (4.3%) en Z2.

La gráfica confirma una ligera tendencia a presentarse mayores riesgos en la población infantil de la Z1 por exposición a suelos de uso residencial contaminados con Pb.

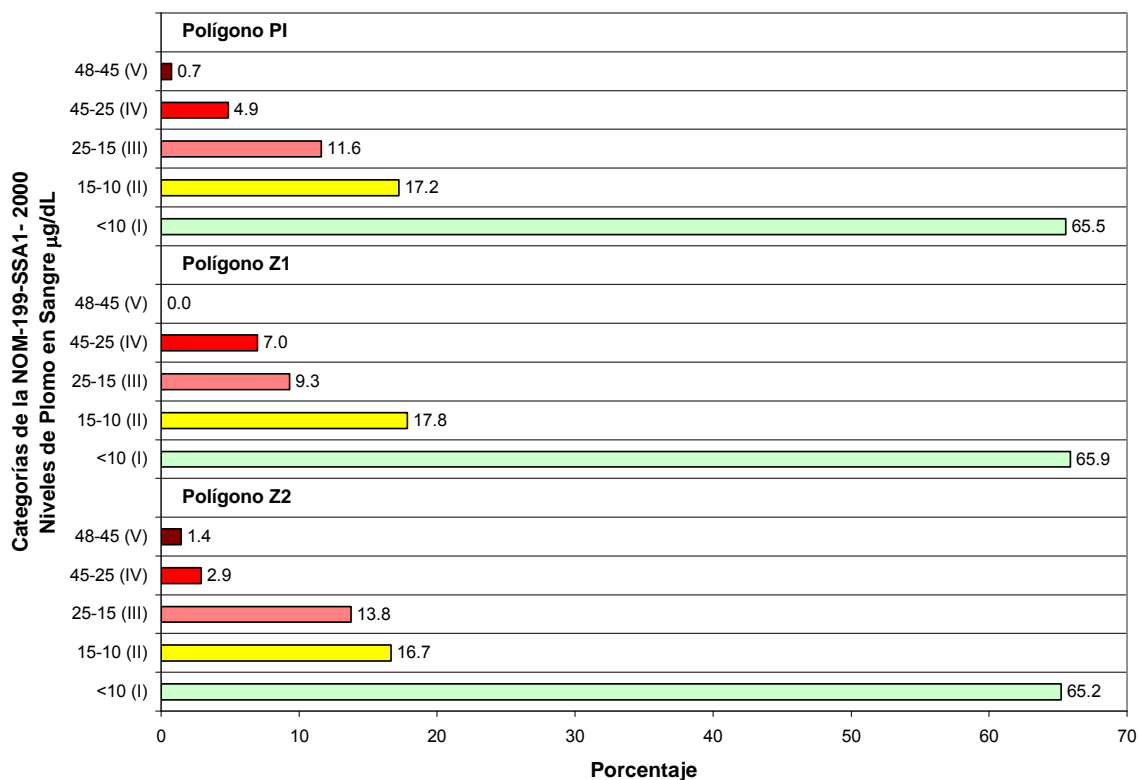


Figura 17. Porcentaje de niveles de plomo en sangre en población infantil en cada uno de los polígonos de las zonas de mayor potencial de riesgo ambiental.

La figura 18 es la representación espacial de los niveles de plomo en sangre en población infantil con respecto a las categorías de acciones básicas de protección de la NOM-199 en cada uno de los polígonos de las ZMPR. Sugiere que el mayor nivel potencial de riesgo en población infantil (categorías II y III) ocurriría en áreas cercanas a las fuentes de contaminación de la Z1 en suelos residenciales de Villa de la Paz y el poblado El Carmen, y áreas impactadas por las antiguas fundidoras al norte de la ciudad de Matehuala en Z2.

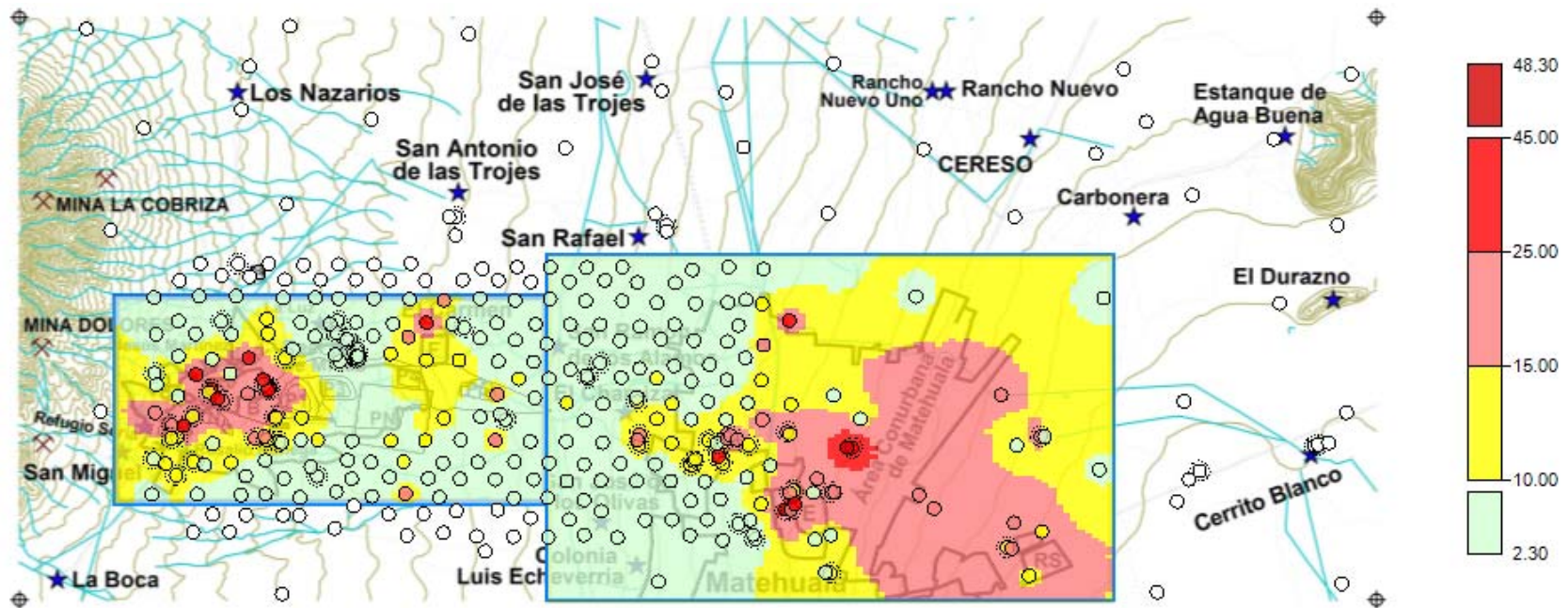


Figura 18. Representación espacial de niveles de plomo en sangre (PbB) en población infantil.

DISCUSIÓN

Calificación de la Información Disponible

La mayor parte de las metodologías de evaluación de riesgos, si no es que todas, coinciden en la importancia de recopilar y analizar la información existente en sitios contaminados [19, 30, 72, 73]. A su vez describen los procedimientos iniciales para priorizar, calificar y determinar el grado de peligrosidad de sitios contaminados y caracterizar el nivel de riesgo ambiental que el sitio representa, con el propósito de determinar acciones para evitar riesgos a futuro, minimizar los riesgos, o bien aplicar medidas de intervención inmediatas.

No obstante, estas metodologías requieren de un proceso sistemático para calificar en forma conjunta el grado de profundidad, calidad, y relevancia de la información existente en el sitio de interés.

Los criterios utilizados y los resultados obtenidos de la implementación del método propuesto para calificar la información del sitio, a través del uso de matrices, deben de ser considerados como subjetivos y, en todo caso, sólo aplicables al estudio de caso.

El procedimiento seguido de análisis de información para los años 1997 a 2008, indica que la frecuencia de información es muy similar entre las tres categorías (artículos publicados en revistas científicas; tesis; y reportes y/o documentos de divulgación o difusión general); no obstante, la información de mayor relevancia está contenida en artículos publicados en revistas científicas y trabajos académicos o tesis, debido a que algunos de los reportes y/o documentos de divulgación o difusión general dieron lugar a estos. Cuando se asigna un coeficiente similar de valor de importancia en los EMC, el mayor porcentaje se presenta sobre el grupo “tesis”; lo anterior se explica porque son más extensas y de mayor profundidad.

El análisis de promedios de cada uno de los 19 EMC permitió establecer en orden jerárquico el comportamiento de los elementos que han sido mayormente estudiados, los que se debería continuar con trabajos de investigación o bien dar inicio a ellos, debido a que se cuenta con información limitada o bien incierta.

Se establecieron dos categorías de la relevancia de la información. En la primera destacan las fuentes de contaminación, descripción del sitio, contaminantes potencialmente tóxicos, niveles de referencia de contaminantes y propuestas de intervención como los elementos más estudiados y en los que existe información suficiente; en la segunda, los elementos de evaluación de exposición y de riesgo, rutas a través de medios ambientales, y valores basales o niveles de fondo en medios ambientales, de la que se tiene información limitada, incierta y que requiere de trabajo de investigación.

Para el caso de estudio, esta parte del proceso permitió: 1) establecer niveles y categorías de información sobre algunos aspectos del sitio; 2) información y confirmación sobre las rutas completas y significativas que están asociadas a los polvos desprendidos desde las fuentes primarias, particularmente desde la presa de jales y planta de trituración en Villa de la Paz, así como a los suelos impactados por estas fuentes y por fuentes históricas en las zonas de Villa de la Paz y Matehuala; y 3) facilitó la construcción del Modelo Conceptual del sitio.

Modelo Conceptual de Riesgo Ambiental

La elaboración de MCRA en sitios mineros contaminados ha sido incorporada como herramientas para diversos propósitos en EE.UU., Portugal, Irlanda y Australia. En el primer caso, por ejemplo, su construcción ha servido para ilustrar y describir fuentes potenciales, rutas y posibles receptores; y para elaborar un plan de análisis para el proceso de evaluación

de riesgo, o para investigaciones de remediación y estudios de factibilidad según la ley de Responsabilidad, Compensación y Recuperación Ambiental (CERCLA, por sus siglas en inglés) [21, 74].

La normatividad mexicana lo recomienda en la NOM-147 [52] y en la guía técnica para orientar la elaboración de estudios de evaluación de riesgo ambiental de sitios contaminados publicada por la SEMARNAT [73]. En registros oficiales de dicha institución se indica que las propuestas de remediación de suelos contaminados con pasivos ambientales, que incluyeron de todos tipos entre ellos los mineros, contienen el Modelo Conceptual del Sitio (Ruiz-Saucedo, *com. pers*).

No obstante, una revisión exhaustiva de publicaciones científicas, permite afirmar que no existen casos documentados sobre la construcción de estos modelos en sitios mineros contaminados en México.

El MCRA construido para el área de estudio, mostró que se presentan niveles elevados de As y Pb en los residuos mineros y en los medios ambientales que han sido impactados por estos residuos a través del viento y las lluvias.

Las rutas de exposición corresponden al aire (material suspendido en forma de polvos), polvo residencial, suelos superficiales, sedimentos (povos), cuerpos de agua superficiales, agua subterráneas, y plantas de cultivo. Las vías de exposición de As y Pb se relacionaron con inhalación, ingestión, absorción o contacto dérmico. En el medio aire y suelo superficial es donde ocurren rutas completas de exposición en la biota y la población humana.

En sitios mineros de México se reportan niveles de concentración de As y Pb que superan a los rangos reportados en los jales de la “Beneficiadora” (4000-9647 mg/kg de As y

690-3000 mg/kg de Pb, ver cuadro 4). En jales de Zimapán, Hidalgo, las concentraciones totales de estos son 3818-40853 mg/kg de As y 1444-4056 mg/kg de Pb [75]. En la Unidad Minera de Santa Bárbara, Chihuahua, se señalan concentraciones totales de plomo de 972-16881 mg/kg [75, 76], en jales de la Unidad Minera de Taxco, Guerrero, 148-4932 mg/kg de Pb [75, 77], y en la Unidad Minera Charcas, San Luis Potosí, de 300-10900 mg/kg de Pb [77]. En los últimos tres casos, sí bien los rangos de As son inferiores a los de la “Beneficiadora”, estos se consideran elevados: 410-3281 mg/kg de As en Santa Bárbara [75, 76], 140-3627 mg/kg As en Taxco [75, 77], y 160-643 mg/kg de As en Charcas [77].

Para el caso de estudio, la construcción de su Modelo Conceptual de Riesgo Ambiental ayudó a: 1) la identificación los sitios de mayor potencial de riesgo ambiental SMPR, 2) la delimitación de los sitios dentro de dos zonas de mayor potencial de riesgo ZMPR, y 3) la estimación del riesgo ambiental en salud humana en ambas zonas. Estos integraron las siguientes etapas del procedimiento sistemático propuesto.

Sitios de Mayor Potencial de Riesgo Ambiental por Arsénico y Plomo

En el área de estudio, los estudios previos muestran concentraciones bajas, moderadas y altas de arsénico y plomo en suelos superficiales, así como valores atípicos y extremos. Dichas concentraciones se deben a condiciones naturales, anomalías geológicas y al impacto ambiental causado por las fuentes primarias y secundarias localizadas en la zona.

En el área de estudio el viento y las lluvias han favorecido el impacto a los suelos superficiales; las concentraciones más elevadas de As y Pb se encuentran en suelos de Villa de la Paz (sitio AG₁ ver figura 8) con rangos de 38-27945 mg/kg de As y 45-16800 mg/kg de Pb (ver cuadro 5).

Sin embargo, otros sitios también muestran las segundas concentraciones más altas de estos metales; por ejemplo, en las áreas de inundación del arroyo La Paz en el margen noroeste de la ciudad de Matehuala (sitio F) los rangos de arsénico son de 105-16450 mg/kg, mientras que en el área conurbana de Matehuala y su margen norte, los rangos para el plomo son de 267-6429 mg/kg (sitios G₂, G₃, D).

En otras zonas mineras de México se reporta que el efecto de la dispersión de los residuos por vientos y lluvias ha impactado a los suelos circunvecinos a las presas de jales [76, 78, 79].

Por ejemplo, en sitios mineros de Chihuahua, Guerrero, Hidalgo y Sonora los factores climáticos son determinantes en los procesos de dispersión de jales y su lixiviados al entorno, es decir, la erosión de estos residuos por la acción del viento y las escorrentías superficiales provocan su dispersión con la subsecuente afectación de suelos y sedimentos [75].

En un sitio minero en Zacatecas, el aporte de jales en suelos superficiales a través del viento provoca concentraciones de As y Pb totales de 3.7-7957 mg/kg de As y 9.3-1660 mg/kg de Pb; las concentraciones más altas se encontraron en sitios cercanos a las presas de jales y se destaca que el As es el problema principal del área [78].

En dos sitios mineros del estado de Chihuahua los suelos y sedimentos están contaminados debido a la dispersión de los jales: la zona minera de Santa Bárbara reporta concentraciones totales de As y Pb en muestras de suelos, ubicadas en los alrededores de las presas de jales, mayores a la mediana de los valores de fondo naturales (342 mg/kg de As y 947 mg/kg de Pb) [76]; en San Francisco del Oro, las mayores concentraciones en suelos superficiales se dan en sitios cercanos a los depósitos y disminuyen a medida que se alejan de

estos, los rangos de concentración son 552.66-4222.78 mg/kg de As y 100-4720 mg/kg de Pb [79].

Zonas de Mayor Potencial de Riesgo Ambiental por Arsénico y Plomo

Los resultados estadísticos en las ZMPR confirmaron que en cada una de éstas se presentan concentraciones bajas, moderadas, altas y presencia de puntos aberrantes de As y Pb. Es común que la distribución del grupo de datos en sitios contaminados presente una forma típica de distribución asimétrica positiva y que ésta distribución se deba a múltiples poblaciones de datos, valores atípicos y anomalías en el sitio [65]. Esta “tendencia” fue manifestada en los dos polígonos evaluados como Z1 (Villa de la Paz) y Z2 (Matehuala).

Los estudios históricos en el sitio revelan que las concentraciones elevadas de As y Pb en suelo y polvo residencial constituyen un riesgo en la biota y en la salud infantil [37, 40, 42, 45] pero también representan las áreas de potencial crecimiento urbano presente y futuro de los poblados de Villa de la Paz y Matehuala [37, 51].

En la Z1 las altas concentraciones de As y Pb en hojas de maíz de áreas de cultivo (sitio B al sur ver figuras 8 y 9) se deben a los polvos de jales y suelos contaminados que se adhieren a éstas [38]. Se demuestra exposición por As, Cu, Pb y Zn en comunidades de matorral desértico rosetófilo y micrófilo a través de procesos de absorción por las raíces de las plantas en los sitios AG₁ (Z1) y G₄ (Z2) (ver figuras 8 y 9) [47].

En San Francisco del Oro, Chihuahua, se demuestra que los niveles de concentración total de As y Zn en plantas dominantes de sitios ubicados a diferentes distancias de la presa de jales, disminuyen, al igual que en suelo, a medida que las plantas están más alejadas de las presas de jales, por lo que existe una tendencia de la vegetación a concentrar más As y Zn al

estar cerca de las presas [80]. El mismo fenómeno ocurre en el sitio con la vegetación tolerante cercana a la presas de jales (AG₁ ver figuras 8 y 9) [81].

Estudios con roedores nativos demuestran que la ingestión y el contacto dérmico de suelo superficial-polvos manifiesta ser una ruta completa. Dos especies de la familia Heteromyidae (*Chaetodipus nelsoni* Merriam 1894 y *Dipodomys merriami* Mearns 1890) revelan mayor daño en ADN estadísticamente significativo ($p < 0.001$) en ratones que habitan sitios impactados AG₁ (Z1) y G₄ (Z2) (ver figuras 8 y 9) que en roedores capturados en un sitio de referencia localizado lejos del área de estudio; además reportan altas concentraciones de As, Pb y Cd en hígado y riñón que son significativamente superiores en los primeros [42].

Un estudio diagnóstico de salud en poblaciones de aves locales ha demostrado intoxicación subclínica y clínica por exposición a metales pesados y problemas por la presencia de ectoparásitos y deformidades posiblemente relacionadas con la contaminación en la región minera de Villa de la Paz. Las concentraciones de Pb en muestras de sangre de las aves fueron mayores en los sitios expuestos a la contaminación asociada a los impactos mineros que en el sitio control. Estas concentraciones también mostraron diferencias en relación a los gremios alimenticios de las aves estudiadas [82].

Las investigaciones realizadas con biomarcadores de exposición al As y Pb en la población infantil, muestran que los niños del área urbana de Villa de la Paz (sitio AG₁), colonia Real de Minas (sitio AG₂) y Matehuala presentan niveles de arsénico en orina AsU superiores al valor guía en salud de 50 µg/g creatinina y de plomo en sangre PbB mayores a 10 µg/dL Pb [39, 40, 42, 54].

Estudios con biomarcadores de exposición de As en niños de Brasil determinan valores

de concentración de arsénico urinario (formas tóxicas) más altos como resultado de la contaminación por actividades mineras [11], y para el Pb se reportan también niveles elevados en población infantil cercana a presas de jales en el Perú [15].

En el área de estudio también se ha comprobado efecto biológico del fraccionamiento del ADN en células sanguíneas de la población infantil y diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) que indican que los niños de Villa de la Paz y la colonia Real de Minas (Z1) presentan mayor daño que la población control en Matehuala (Z2) [40, 42].

Representación Espacial de Niveles de Concentración de Arsénico y Plomo en Suelos Superficiales

Estudios previos han establecido niveles de iso-concentración de As y Pb en suelos del área de estudio y establecido su origen y causas [37, 38, 41]; los resultados obtenidos en esta investigación son consistentes con los reportados en estos estudios.

En los SMPR de Z1 y Z2 se identificaron espacialmente niveles elevados de concentración de As y Pb en suelos superficiales que constituyen un riesgo o un potencial riesgo para receptores humanos y ecológicos (ver figuras 11 y 12).

Un estudio realizado en San Francisco del Oro, Chihuahua, México, en el que se encuentra un centro escolar, también muestra niveles elevados de As y Pb en suelos superficiales que sobrepasan los rangos propuestos por diferentes agencias internacionales por lo que representa un peligro para la salud de los niños e incluso las personas mayores [79].

En la Z1 y Z2 se identificó espacialmente que los niveles de concentración de As y Pb en suelos superficiales se exceden sus valores de fondo y los criterios de referencia de la NOM-147, respectivamente.

En México, se reportan estudios que muestran que los niveles de concentración de As y Pb, en suelos cercanos a sitios mineros-metalúrgicos exceden el valor de fondo y niveles de referencia o valores guía establecidos por organismos internacionales [76, 78, 79]. En el área de estudio estos han sido también señalados [39, 42, 45].

Según el estudio, la zona de mayor potencial de riesgo corresponde a la Z1; el arsénico es su problema principal, al igual que en toda el área de estudio. El cálculo de los porcentajes de áreas que sobrepasan el VF (190 mg/kg de As) a través de percentiles y SADA muestra que un 84% se excede en Z1 y un 59% en Z2. El VF en un área en que se encuentra un sitio contaminado ha sido adoptado en México como nivel de remediación [52].

En el sitio minero de Cova dos Mouros, Vila Verde, Portugal, se menciona que más del 75% de los datos de concentraciones de As en muestras de suelo (percentil 0.25) están por encima del valor más bajo de intervención (EIV=40 mg/kg de As) de las directrices Holandesas (69 mg/kg de As) para la evaluación de la calidad del suelo; en ellas se señala que el valor de intervención está basado en el riesgo potencial para los seres humanos y los ecosistemas [83].

Evaluación de Riesgos por Contaminación Ambiental de Arsénico y Plomo en las Zonas de Mayor Potencial de Riesgo Ambiental

Arsénico

La estimación de los riesgos no cancerígenos (RNC) indica que existe la posibilidad de que se produzca algún tipo de efecto no cancerígeno sobre la salud y el riesgo será mayor en población infantil que en la adulta.

Los resultados muestran que los coeficientes de riesgo calculados en la “Primera” estimación del riesgo en salud humana en la población de niños en áreas de suelo de uso

residencial (a partir de la base de datos del sitio y parámetros “default” o valores estándar del programa SADA), fueron hasta 33 veces mayores que con los obtenidos en la “Segunda” estimación del riesgo en esta misma población en áreas de suelo de uso residencial (que considera la base de datos del sitio y los parámetros determinados en estudios previos), es decir:

Primera Estimación:

Z1 P₉₅ residencial niños (64)

Z2 P₉₅ residencial niños (63)

Z1 \bar{X} residencial niños (52)

Z2 \bar{X} residencial niños (50)

Segunda Estimación:

Z1 P₉₅ residencial niños (2)

Z2 P₉₅ residencial niños (1.9)

Z1 \bar{X} residencial niños (1.6)

Z2 \bar{X} residencial niños (1.5)

Para la población de niños en áreas de suelo recreativo, estos fueron hasta 9 veces mayores en la “Primera” estimación que con respecto a la segunda:

Primera Estimación:

Z1 P₉₅ recreativo niños (7.3)

Z2 P₉₅ recreativo niños (7.2)

Z1 \bar{X} recreativo niños (6.0)

Z2 \bar{X} recreativo niños (5.7)

Segunda Estimación:

Z1 P₉₅ recreativo niños (0.79)

Z2 P₉₅ recreativo niños (0.78)

Z1 \bar{X} recreativo niños (0.65)

Z2 \bar{X} recreativo niños (0.62)

Para la población infantil en áreas residenciales, las diferencias se explican por una sobreestimación en el cálculo de dosis de exposición relacionadas con los valores de parámetros por defecto de SADA utilizados durante la “Primera” estimación:

- 1) Peso corporal en niños = 15 kg
- 2) Fracción de ingesta = 1
- 3) Factor de exposición = 0.95

En la “Segunda” estimación, los parámetros por defecto fueron sustituidos por los reportados en estudios previos:

- 1) Peso corporal en niños = 25 kg
- 2) Fracción de ingesta = 0.18
- 3) Factor de exposición = 0.27

Con respecto a las diferencias encontradas en orden de magnitud menor entre la población infantil en áreas residenciales y áreas recreativas, y los resultados obtenidos entre la “Primera” y “Segunda” estimación en áreas recreativas, se explican por el factor de exposición utilizado para suelos de uso recreativo; es decir, al no existir información en estudios previos del sitio sobre el factor de exposición en suelos de uso recreativo, en ambas estimaciones se utilizó el mismo valor por defecto de frecuencia de exposición en suelos de uso recreativo de SADA. Dicho valor equivale a 40 días por año y representa un factor de exposición = 0.1095.

Por tal razón, al utilizar el mismo factor de exposición en ambas estimaciones, el orden de magnitud entre los riesgos para la población de niños en áreas residenciales es mayor que en recreativas; por tal razón, se subestiman los riesgos que se presentarían en estas últimas, particularmente en la “Segunda” estimación que toma en cuenta los parámetros determinados por los estudios previos

Los resultados obtenidos en la “Segunda” estimación, indican que existe la posibilidad de que se produzca algún tipo de efecto no cancerígeno “no aceptable” ($1 \leq HQ < 3$) sobre la salud de la población infantil en áreas de uso de suelo residencial, y “seguros” ($HQ < 1$) para los usos del suelo recreativo en población infantil y adulta. Nuevamente se debe señalar que al

menos con respecto a los niños, los coeficientes de riesgo obtenidos podrían estar subestimados.

Los coeficientes de riesgo (HQ) pronosticados en las ZMPR mostraron que estos serían ligeramente mayores para áreas residenciales de la Z1 (Villa de la Paz) que en las de Z2 (Matehuala), tanto para la evaluación conservadora (percentil 95) como con la media aritmética.

Para riesgo cancerígeno, los índices también se pronosticaron mayores en las áreas residenciales y menores en las recreativas y la Z1 presentó índices ligeramente más altos que la Z2. En la vía ingestión de suelos se pronosticó riesgo “asumible” para la población, de acuerdo con estándares internacionales [67], en usos de suelo residencial (RC=E-04) y recreativo (RC=E-05). El índice de riesgo cancerígeno “no aceptable” podría suponer un riesgo potencial de aumentar los casos de cáncer en un segmento de la población y esto resultaría ligeramente mayor en la población de Villa de la Paz (Z1) que de Matehuala (Z2).

En síntesis, las dos estimaciones (valores estándar y parámetros históricos) indican que se presentarían tan sólo ligeramente mayores riesgos no cancerígenos y riesgos cancerígenos en Villa de la Paz (Z1) que con respecto a Matehuala (Z2) y estos están asociados con las fuentes primarias y secundarias de contaminación en ambas áreas.

Al respecto, la representación espacial de niveles de riesgo no cancerígenos (RNC) en el escenario conservador (percentil 95) observó que las Z2 y Z1 presentaron mayores porcentajes de niveles de riesgo “aceptable” seguidos de “no aceptable” y riesgo “significativo”, en ese orden. El mayor porcentaje de riesgo “aceptable” ocurriría en la Z2 que en la Z1. Para riesgo “no aceptable” sería mayor en Z1 y menor en Z2, y riesgos significativos

se presentarían muy cercanos entre sí (figura 13). La representación espacial de niveles de riesgos no cancerígenos (RNC) en población infantil sugiere que el mayor nivel potencial de riesgo ocurriría en áreas cercanas a las fuentes de contaminación de la Z1 (suelos residenciales de Villa de la Paz) y en las áreas impactadas de la Z2 al oeste de la ciudad de Matehuala (figura 14).

Al respecto, estudios previos [37] reportan que los niveles de riesgo no cancerígenos “no aceptables” ($HQ>1$) o que representan un riesgo significativo ($HQ>3$) provienen de las áreas cercanas a las fuentes de contaminación en Villa de la Paz y Matehuala y de las áreas rurales impactadas por el arrastre de jales a través del arroyo La Paz.

La representación espacial de niveles de riesgo cancerígenos (RC) en el escenario conservador pronostica un 99 % de riesgo “asumible” y 1 % de “no aceptable”. Se observó que en Z1 y Z2 los porcentajes de niveles de riesgo “asumible” se encuentran muy cercanos entre sí. Para el nivel de riesgo “no aceptable” el porcentaje se pronosticó más alto en Z1 en comparación a Z2.

En síntesis, los resultados de evaluación de riesgo en salud calculada en SADA demostraron que podrían esperarse mayores efectos en la Z1, seguido por la Z2, y de ambos, los mayores ocurrirían en población infantil. Los resultados son consistentes con los reportados a través de la estimación del riesgo en población infantil de los poblados de Villa de la Paz y colonia Real de Minas y Matehuala en donde los $HQ>1$ promedio se presenta en orden de magnitud como sigue: Villa de la Paz > Matehuala > colonia Real de Minas [45]. Otro estudio señala cuatro áreas urbanas con niveles inaceptables de riesgos: Villa de la Paz, Real de Minas, El Nuevo Carmen y área conurbana al norte de Matehuala [37].

Plomo

Los resultados de niveles de concentración de plomo en sangre de población infantil en las ZMPR calculados en el percentil 95 mostraron que se encuentran dentro de la categoría I de acciones básicas de protección de la NOM-199, mientras que para la media el valor de intervención sólo es alcanzado en la Z1. Las diferencias entre porcentajes y las diversas categorías en cada zona, pronostican que los mayores porcentajes ocurrirían en orden decreciente desde la categoría I hasta la categoría V con valores muy cercanos entre Z1 y Z2. No obstante, existe una ligera tendencia a presentarse mayores riesgos por exposición a suelos de uso residencial contaminados con Pb en la población infantil de la Z1.

La representación espacial sugiere que el mayor nivel potencial de riesgo en población infantil (categorías II y III) ocurriría en áreas cercanas a las fuentes de contaminación de Villa de la Paz y el poblado El Carmen, y áreas impactadas por las antiguas fundidoras al norte de la ciudad de Matehuala.

Al respecto, estudios previos [37] reportan que los mayores niveles de PbB superiores al criterio de intervención ($10 \mu\text{g/dL}$) provienen de las áreas cercanas a las fuentes de contaminación y de las áreas impactadas por el arrastre de residuos mineros a través del arroyo La Paz, tal como se observó en el caso del As. El área urbana de Villa de la Paz y la comunidad El Nuevo Carmen son las localidades donde se presentan importantes extensiones de suelo que provocarían un incremento de los niveles de PbB de la población infantil por encima del valor de intervención; y Real de Minas y Matehuala representan un riesgo inaceptable.

Incertidumbres, Limitaciones y Sugerencias.

Los estudios de caracterización de sitios contaminados y de evaluación de riesgos ambientales en salud humana están generalmente limitados por las incertidumbres presentes durante su desarrollo. La cantidad y variedad de información que fue necesaria analizar para llevar a cabo el proceso metodológico propuesto, dependió en gran medida del acervo de información sobre el sitio y las características propias de cada uno de los documentos, en particular, todos aquellos relacionados con información y datos relevantes en materia del impacto y riesgo ambiental del caso de estudio.

El cuadro 11 muestra las limitaciones e incertidumbres encontradas en cada una de las etapas del proceso metodológico propuesto, así como se ofrecen críticas/sugerencias de las acciones realizadas o que se pueden realizar para minimizar o superar estas limitaciones e incertidumbres, particularmente en torno a tres aspectos:

- a. Análisis Sistemático de la Información Histórica.
- b. Estimación de riesgos a la salud humana.
- c. Aplicación de Herramientas de Cómputo.

Cuadro 11. Incertidumbres y limitaciones detectadas en la evaluación de riesgo ambiental del Distrito minero de Santa María de la Paz.

ETAPA	INCERTIDUMBRES	LIMITACIONES	CRÍTICA	SUGERENCIA
Calificación de la información disponible	<ul style="list-style-type: none"> -Calidad y confiabilidad de la información disponible. -Subjetividad en los criterios adoptados de calificación cualitativa y cuantitativa. -Temporalidad de la información (periodo 1995-2008). -Información a detalle sobre las características del área de estudio. -Análisis individual sin considerar un trabajo colegiado. 	<ul style="list-style-type: none"> -Uso de estándares para medir la calidad y confiabilidad de la información disponible. -En recopilación exhaustiva y en el estado del arte de la información del sitio. -En el análisis y consideración y reconocimiento de posibles vacíos de información del sitio. -Conocimiento de estudios recientes sobre impacto y riesgo ambiental así como medidas preventivas y correctivas implementadas en el sitio. 	<ul style="list-style-type: none"> -Subjetividad en los criterios para definir la calidad y la relevancia de la información. -Mismo peso en las fuentes de información congregadas sin considerar la calidad y confiabilidad individual. -Procedimiento de calificación poco claro o gráfico. -Limitada explicación sobre el procedimiento matemático seguido en los cálculos y representación gráfica de la información. 	<ul style="list-style-type: none"> -Trabajo colegiado y multidisciplinario en la definición de parámetros cualitativos y/o cuantitativos que permitan medir la calidad y confiabilidad de la información. -Trabajo colegiado para la recopilación y análisis de la información existente. -Inclusión de algoritmos que faciliten el manejo de datos dentro de las matrices. -Mayor claridad en la representación gráfica de la información. -Elaboración de base de datos en <i>Access</i> que facilite su manipulación.

Cuadro 11. Incertidumbres y limitaciones detectadas en la evaluación de riesgo ambiental del Distrito minero de Santa María de la Paz.....*continuación*

ETAPA	INCERTIDUMBRES	LIMITACIONES	CRÍTICA	SUGERENCIA
Modelo conceptual de riesgo ambiental	<ul style="list-style-type: none"> -Caracterización de otros escenarios de exposición, particularmente sobre posibles fuentes, rutas o receptores. -Posible sesgo en rutas completas significativas debido a vacíos de información del sitio. 	<ul style="list-style-type: none"> -En cantidad de información para evaluar escenario de exposición: -Identificación de rutas completas significativas. -Limitación del programa SCEM para realizar interconexiones entre fuentes de contaminación y entre rutas y receptores. -Uso de dos programas (SCEM y EDRAW4) para la representación del diagrama, uno de los cuales, EDRAW4, sólo es de acceso libre en un periodo de tiempo menor a 24 días. -En trabajo colegiado para la definición del modelo conceptual. 	<ul style="list-style-type: none"> -Calidad gráfica inferior para la representación del modelo conceptual en forma de diagrama. 	<ul style="list-style-type: none"> -Trabajo colegiado y multidisciplinario para la construcción del modelo conceptual. -Uso de otro tipo de programa, por ejemplo de diagrama de flujo que permita mejorar la calidad gráfica del modelo conceptual.

Cuadro 11. Incertidumbres y limitaciones detectadas en la evaluación de riesgo ambiental del Distrito minero de Santa María de la Paz.....*continuación*

ETAPA	INCERTIDUMBRES	LIMITACIONES	CRÍTICA	SUGERENCIA
Sitios de mayor potencial de riesgo ambiental por As y Pb	<ul style="list-style-type: none"> -Se asumió el mismo peso o credibilidad a todas las fuentes de información consultadas sobre su calidad y confiabilidad en muestreo de campo y análisis de laboratorio. -Temporalidad de la información (periodo 1995-2008). -Posibles errores en cuanto a la localización exacta y precisa de algunos sitios. 	<ul style="list-style-type: none"> -Aplicación de criterios para identificar la calidad y confiabilidad de muestreo de campo y análisis de laboratorio en cada una de las fuentes de información -Visitas para la confirmación de la ubicación geográfica de los sitios. -Vacíos de información de algunas fuentes en torno a la localización geográfica específica. -Transformaciones en algunos sitios de coordenadas geográficas a coordenadas UTM. -En la agregación de algunos datos en base de datos debido a falta de información. -Uso de otro programa que no es de acceso libre (ArcView 3.2a) para elaborar mapa base del sitio. 	<ul style="list-style-type: none"> -Ausencia de aplicación de criterios para agrupar la información con base a la calidad y confiabilidad de muestreo de campo y análisis de laboratorio. - Asumir el mismo peso o credibilidad a todas las fuentes de información consultadas sobre su calidad y confiabilidad en muestreos de campo y análisis de laboratorio. 	<ul style="list-style-type: none"> -Trabajo colegiado y multidisciplinario para la definición de estándares nacionales y/o internacionales que permitan la aplicación de criterios para agrupar la información con base a la calidad y confiabilidad de muestreo de campo y análisis de laboratorio. -Llevar a cabo visitas confirmatorias para la ubicación geográfica y reconocimiento de campo de los sitios elegidos. -Uso de otro tipo de herramientas (Google Earth) donde algunas de sus rutinas son de acceso libre y permiten la elaboración del mapa base del sitio.

Cuadro 11. Incertidumbres y limitaciones detectadas en la evaluación de riesgo ambiental del Distrito minero de Santa María de la Paz.....*continuación*

ETAPA	INCERTIDUMBRES	LIMITACIONES	CRÍTICA	SUGERENCIA
Zonas de mayor potencial de riesgo ambiental por As y Pb	<ul style="list-style-type: none"> -Uso combinado de valores de fondo del sitio y criterios de referencia totales como niveles de referencia NR para la delimitación de las zonas. -Uso de sólo cinco aspectos para la delimitación de las zonas: i) sitios de mayor potencial de riesgo, ii) intervalos de concentración de As y Pb en los sitios, iii) ubicación de fuentes primarias y secundarias, iv) NR, y v) límites urbanos y conurbanos. -Posible sesgo en la delimitación de las zonas. -Límites urbanos y conurbanos según los Planes de Desarrollo más actuales. -Desarrollo urbano y/o residencial actual en el área de estudio. 	<ul style="list-style-type: none"> -Mayor información para delimitar en forma exacta y precisa los límites y dimensiones de las zonas. -Uso de otro programa que no es de acceso libre (ArcView 3.2a) para delinear los polígonos de las zonas en el mapa base del sitio. -Calidad gráfica y representación visual de las zonas con el uso del software SADA. 	<ul style="list-style-type: none"> -Análisis de más criterios para delinear las zonas -Calidad gráfica inferior para la representación de las zonas dentro la rutina de representación visual del software SADA. 	<ul style="list-style-type: none"> -Trabajo colegiado y multidisciplinario para la definición de los criterios o aspectos ha considerar en la delimitación de las zonas. -Llevar a cabo visitas confirmatorias y entrevistas con autoridades de gobiernos municipales para recopilar información precisa sobre las condiciones y límites de desarrollo urbano y residencial.

Cuadro 11. Incertidumbres y limitaciones detectadas en la evaluación de riesgo ambiental del Distrito minero de Santa María de la Paz.....*continuación*

ETAPA	INCERTIDUMBRES	LIMITACIONES	CRÍTICA	SUGERENCIA
Representación espacial de niveles de concentración de As y Pb en suelos superficiales	<ul style="list-style-type: none"> -Selección de la Escala de Riesgos -En la distribución de los puntos de muestreo históricos la zona de Matehuala (Z2) no cubre completamente el sitio de estudio y por tanto los puntos no son representativos. -Selección del método de interpolación que corresponde a métodos estadísticos tradicionales. -Selección de otro método, basado en la suposición de que el parámetro que será interpolado puede ser tratado como una variable regionalizada. 	<ul style="list-style-type: none"> -Obtención de bases de datos de Sistemas de Información Geográfica. -La base de datos no cuenta con una distribución uniforme de puntos o sitios de muestreo en la Zona 2. -Dificultades para definir los parámetros de entrada requeridos para la rutina de interpolación en el software SADA. -Si bien los menús son sencillos hay dificultades para familiarizarse en el menor tiempo posible con las interfases del programa. -Funciones de importación y exportación de datos en diferentes formatos para crear nuevos archivos de entrada. 	<ul style="list-style-type: none"> -Se asumió que las dos Zonas 1 y 2 cuentan con una distribución uniforme de puntos o sitios de muestreo con lo cual se aumentan las incertidumbres en los resultados del método de interpolación seleccionado. -La visualización de la información en pantalla 2D del SADA es de regular calidad. -La compatibilidad de los archivos de salida de SADA es restringida a un formato propio. -En virtud a la inherente estructura espacio-temporal de los datos ambientales que se dispone, es pertinente también aplicar herramientas geostadísticas que conjunten elementos, matemáticos, probabilísticos y estadísticos tales como el método <i>Kriging</i>. 	<ul style="list-style-type: none"> -Realizar análisis comparativos entre los resultados obtenidos al interpolar con métodos estadísticos tradicionales (<i>distancia inversa a una potencia</i>) y métodos geoestadísticos (<i>kriging</i>). -Trabajo colegiado y multidisciplinario para la interpretación de los resultados entre los dos métodos de interpolación propuestos.

Cuadro 11. Incertidumbres y limitaciones detectadas en la evaluación de riesgo ambiental del Distrito minero de Santa María de la Paz.....*continuación*

ETAPA	INCERTIDUMBRES	LIMITACIONES	CRÍTICA	SUGERENCIA
Estimación de riesgos por contaminación ambiental de As y Pb en las zonas de mayor potencial de riesgo ambiental y su representación espacial.	<ul style="list-style-type: none"> -Se asumió el mismo peso o credibilidad a todas las fuentes de información consultadas sobre su calidad y confiabilidad en muestreo biológico y análisis de laboratorio. -Temporalidad de la información (periodo 1995-2008). -Valores utilizados para los parámetros de exposición en SADA, es decir, uso de valores supuestos para algunos parámetros. -Suposiciones hechas en el proceso de modelaje de las exposiciones. -Conocimiento sobre la existencia y/o resultados de programas de salud y comunicación de riesgos en el área de estudio. -Selección del método de interpolación. -La base de datos no cuenta con una distribución uniforme de puntos o sitios de muestreo para la estimación de riesgos en la Zona 2. 	<ul style="list-style-type: none"> - Aplicación de criterios para agrupar la información con base a la calidad y confiabilidad de Información sobre los “parámetros” del sitio para alimentar las ecuaciones de dosis de exposición en SADA. -Dificultades para definir los parámetros de entrada requeridos para la rutina de interpolación en el software SADA. 	<ul style="list-style-type: none"> -Ausencia de aplicación de criterios para agrupar la información con base a la calidad y confiabilidad de muestreo biológico y análisis de laboratorio. - Asumir el mismo peso o credibilidad a todas las fuentes de información consultadas sobre su calidad y confiabilidad en muestreos biológicos y análisis de laboratorio. -Se asumió que las dos Zonas 1 y 2 cuentan con una distribución uniforme de puntos o sitios de muestreo con lo cual se aumenta las incertidumbres en los resultados del método de interpolación seleccionado. 	<ul style="list-style-type: none"> -Trabajo colegiado y multidisciplinario para la definición de estándares nacionales y/o internacionales que permitan la aplicación de criterios para agrupar la información con base a la calidad y confiabilidad de muestreo biológico y análisis de laboratorio. -Trabajo colegiado y multidisciplinario para la interpretación de los resultados.

CONCLUSIONES

1. El procedimiento utilizado para la calificación de información disponible del caso de estudio, mostró ser una herramienta útil dentro del proceso metodológico propuesto. Alerta sobre los posibles sesgos de orientación del estudio, facilita la construcción del Modelo Conceptual de Riesgo Ambiental (MCRA), y da soporte en el desarrollo de las etapas posteriores.
2. Puesto que la literatura no reporta criterios o procedimientos a seguir para realizar una evaluación cualitativa o cuantitativa sobre la calidad de la información en la etapa de caracterización de un sitio contaminado, la implementación del método propuesto, a través del uso de matrices, debe de ser considerado como subjetivo y sólo aplicable al estudio de caso.
3. La cantidad, variedad, calidad y confiabilidad de la información disponible y necesaria para realizar una correcta caracterización del sitio y evaluación de los riesgos ambientales, dependerá de las características propias de éste y los alcances y limitaciones de la propia investigación. La evaluación inicia desde la etapa de recopilación, organización y selección de la información más relevante, en donde se hace necesario la definición de estándares y criterios para calificar la calidad y relevancia de los aspectos a evaluar. Para llevar a cabo este proceso es deseable la participación de expertos, o bien de un trabajo colegiado, preferentemente multidisciplinario.
4. En la construcción de su MCRA del caso de estudio, se describieron y sintetizaron los resultados de más de diez años de investigaciones realizadas en el área minera de Villa de la Paz–Matehuala en torno a la presencia de población humana expuesta y potencialmente expuesta al As y Pb. Dentro de las aportaciones de la investigación se puede mencionar que el

uso del MCRA es una herramienta básica de información para el desarrollo de futuras evaluaciones ambientales en el sitio, así como guía para la construcción de otros modelos conceptuales en sitios mineros de México.

5. Fueron identificadas y reconocidas diversas limitaciones e incertidumbres encontradas en cada una de las etapas del proceso metodológico propuesto; particularmente en torno a tres aspectos: 1) análisis sistemático de la información histórica, 2) estimación de riesgos a la salud humana, y 3) aplicación de las herramientas de cómputo.

6. El análisis sistemático de la información histórica indica lo siguiente:

- a. Los diversos estudios realizados en el sitio son consistentes en señalar que se han provocado disturbios en el medio ambiente y generando suelos con concentraciones elevadas de As y Pb que representan un riesgo para la biota y la salud humana. También, que sobrepasan los rangos propuestos por la normatividad mexicana y de agencias ambientales internacionales.
- b. El uso de métodos estadísticos y de análisis espacial para validar las zonas de mayor potencial de riesgo (ZMPR) que fueron obtenidas a través del MCRA y del programa SADA, confirman los resultados de los estudios históricos que señalan que la mezcla de diversas subpoblaciones de datos es debida a la existencia de diversas fuentes de contaminación y por la presencia de anomalías de diferente naturaleza. Además, se hizo evidente que en cada uno de los polígonos de estas zonas, se presentan concentraciones bajas, moderadas, altas y valores atípicos de As y Pb.

- c. La representación gráfica de información estadística a través de visualización espacial por rangos intercuartílicos y el análisis de As y Pb contra valores de fondo del sitio y niveles de referencia en México, fortaleció la información obtenida por el MCRA, que señala mayores concentraciones de estos metales en áreas cercanas a las fuentes de contaminación históricas y actuales del poblado de Villa de la Paz. Por lo que se determinó que la zona fuera considerada como de mayor potencial de riesgo. El área rural al NW de Matehuala y los sitios donde se situó la fundición de Pb y áreas al norte y este del área conurbana de Matehuala permitieron identificarlas como otra zona de mayor potencial de riesgo. El análisis orientó para que se llevarán a cabo los procedimientos de evaluación de riesgos en ambas zonas nombradas como Z1 (Villa de la Paz) y Z2 (Matehuala).
 - d. En síntesis, este aspecto del proceso propuesto genera resultados consistentes con los resultados presentados en estudios previos que indican que la zona denominada como Z1 (Villa de La Paz) presenta mayor riesgo que la Z2 Matehuala; siendo el arsénico el problema principal en ambas zonas.
7. La estimación de riesgos a la salud humana muestra:
- a. Los resultados de coeficientes de riesgo calculados en la población de niños para áreas de suelo de uso residencial a partir de la base de datos del sitio y parámetros “default” o valores estándar del programa SADA (primera estimación), fueron hasta 33 veces mayores que con los obtenidos en esta misma población cuando se considera los parámetros determinados en estudios previos (segunda estimación); y hasta 8.6 y 2.4 veces mayores para la población de niños en áreas de suelo de uso

recreativo, respectivamente.

Estas diferencias se explican por una sobreestimación en el cálculo de dosis de exposición relacionadas con los valores de parámetros por defecto de SADA. La condición de sobreestimación con estos valores estándar puede adoptarse como un criterio a seguir en estudios de Evaluación Preliminar de Riesgos.

El utilizar el mismo valor estándar de frecuencia de exposición en suelos de uso recreativo del programa SADA, produjo que el orden de magnitud entre los riesgos para la población de niños en áreas residenciales fuera mayor que en recreativas, subestimando los riesgos que se presentarían en estas últimas.

- b. Las dos estimaciones (valores estándar y parámetros históricos) indican que se presentarían ligeramente mayores riesgos no cancerígenos y riesgos cancerígenos en Villa de la Paz (Z1) que en Matehuala (Z2); los cuales están asociados con las fuentes primarias y secundarias de contaminación en ambas áreas.
- c. Los resultados de evaluación de riesgo en salud en población infantil por arsénico calculados en SADA demostraron que podrían esperarse ligeramente mayores efectos por exposición a suelos contaminados con As de la Z1 (Villa de la Paz) seguidos por la Z2 (Matehuala). Los resultados de niveles de concentración de plomo en sangre de población infantil, indican que existe también una leve tendencia a presentarse mayores riesgos por exposición a suelos contaminados con Pb en la Z1 (Villa de la Paz).
- d. Para el caso del arsénico la aplicación de tres niveles de riesgo no cancerígenos (RNC) en población infantil (aceptable, no aceptable y significativo) permitió

visualizar más claramente la representación espacial de los niveles RNC e identificar que los no aceptables y significativos ocurrirían en áreas cercanas a las fuentes de contaminación primarias y secundarias cercanas a las fuentes de contaminación de la Z1 (Villa de la Paz) y áreas impactadas de la Z2 al oeste de la ciudad de Matehuala, respectivamente.

- e. Estos resultados se validan con los estudios previos, que reportan que los niveles de riesgo no cancerígenos “no aceptables” ($HQ > 1$) o que representan un riesgo significativo ($HQ > 3$) provienen de las áreas cercanas a las fuentes de contaminación en Villa de la Paz y Matehuala y en áreas rurales impactadas por el arrastre de jales a través del arroyo La Paz.
- f. Los resultados de niveles de concentración de plomo en sangre de población infantil en las Z1 y Z2 y su representación espacial, sugieren que el mayor nivel potencial de riesgo en población infantil ocurriría en áreas cercanas a las fuentes de contaminación de Villa de la Paz y el poblado El Carmen, y áreas impactadas por las antiguas fundidoras al norte de la ciudad de Matehuala.
- g. En síntesis, este aspecto del proceso propuesto genera resultados consistentes con los presentados en estudios previos que indican mayores concentraciones de As y Pb en áreas cercanas a fuentes de contaminación históricas y actuales, y que define áreas prioritarias de intervención en donde se presentarían los mayores riesgos para la salud de la población expuestas a estos metales.

Estas corresponden al área urbana y conurbana de Villa de la Paz, la colonia Real de Minas y la comunidad El Nuevo Carmen (Z1); y en el límite N del área urbana y las

áreas conurbanas de Matehuala (Z2). Además, indican que Villa de la Paz es el área de máxima prioridad para la remediación de suelos contaminados.

8. La aplicación de herramientas de cómputo muestra:
 - a. Con SCEM y EDRAW 4 se obtiene un Modelo Conceptual compatible con los estándares internacionales y nacionales referentes a la evaluación de riesgo ambiental en salud humana (ERA-SH) y adecuada para representar riesgos a nivel regional.
 - b. El uso de SADA con parámetros por defecto de la aplicación fue posible realizar una evaluación de riesgos preliminar conservadora, que cumple con los estándares internacionales y nacionales referentes a la ERA-SH.
 - c. Con el uso de SADA fue posible simular y validar la información disponible sobre riesgos ambientales del sitio, al sustituir los parámetros por defecto de la aplicación por parámetros históricos del sitio.
 - d. Los resultados muestran que a través de la aplicación de las herramientas de cómputo dentro del proceso sistemático propuesto se pudieron predecir los riesgos del sitio a escala regional y local con muy buena calidad y exactitud.

9. La existencia de un importante acervo de información para el sitio permitió la validación de los resultados; por lo que bajo estas condiciones, y considerando las limitaciones e incertidumbres propias de cada sitio contaminado, así como estableciendo adecuados criterios para evaluar la calidad y confiabilidad de la información disponible usada, es factible la inclusión del *Proceso Sistemático* propuesto en metodologías de evaluación de riesgos ambientales para sitios mineros.

10. No se recomienda esta propuesta y el uso del programa utilizado SADA v5.0 ©UTRC, sin un análisis previo de limitaciones e incertidumbres, así como de trabajo colegiado multidisciplinario. Sobre todo en estudios donde la cantidad de información histórica es moderada y se pretende realizar una Evaluación Preliminar de Riesgos, o en el análisis cuantitativo de una ruta que pudiera ser significativa.

Con el término moderado se hace referencia a la situación en la cual, aunque se cuenta con información para describir escenarios de exposición (caracterización fisicoquímica del sitio y de las poblaciones que es probable que sufran la exposición), los datos no son suficientes o bien carecen de calidad y no son confiables para:

- 1) Declarar a una ruta de exposición determinada como completa,
- 2) Las concentraciones ambientales de los contaminantes no son lo suficientemente representativas, y
- 3) Se desconocen parámetros de exposición del sitio (dosis suministradas) para el cálculo de la cuantificación de la exposición.

Si bien en estos casos se puede recurrir al uso de los parámetros por defecto (valores estándar) de la herramienta de computo para complementar la información disponible, este proceder incrementará la incertidumbre y sobreestimarán los riesgos, tal como fue demostrado en el presente trabajo.

11. Tampoco se recomienda en casos donde se vayan a realizar estudios prospectivos y/o de caracterización de sitios contaminados en donde la información histórica es insuficiente y no se pueden cuantificar las exposiciones en rutas completas por falta de datos.

BIBLIOGRAFÍA

1. Harte J, Holdren C, Schneider R, Shirley C. (1995). 12 Metales tóxicos. *Guía de las sustancias contaminantes, el libro de los tóxicos de la A a la Z*. Primera Edición, 147-150. Editorial Grijalbo, México, D.F.
2. Moreno-Sánchez R., Devars S. (1999). Capítulo 1. Abundancia de los metales pesados en la biosfera. *Contaminación ambiental de metales pesados*. Cervantes C. y Moreno-Sánchez R. (Eds.), Primera Edición, 1-10. AGT Editor, S.A., México, D.F.
3. Dudka S., Adriano D.C. (1997). Environmental impacts of metal ore mining and processing: A review. *J. Environ. Qual.* **26**(3): 590-602.
4. Nriagu J.O., Pacyna J.M. (1988). Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature* **333**: 134-139.
5. Ferreira da Silva E., Zhang C., Serrano Pinto L., Patinha C., Reis P. (2004). Hazard assessment on arsenic and lead in soils of Castromil gold mining area, Portugal. *Applied Geochem.* **19**(6): 887-898.
6. Cappuyns V., Swennen R., Vandamme A., Niclaes M. (2006). Environmental impact of the former Pb-Zn mining and smelting in East Belgium. *J. Geochem. Explor.* **88**(1-3): 6-9.
7. Carrizales L., Razo I., Téllez J.I., Torres 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. *Environ Res.* **101**:1-10.
8. Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. (2007). Resumen de Salud Pública Arsénico CAS#: 7440-38-2. [Monografía en Internet]. [online] <<http://www.atsdr.cdc.gov/es/>>. Consultado: 17 noviembre 2009.

9. Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. (2007). Resumen de Salud Pública Plomo CAS#: 7439-92-1. [Monografía en Internet]. [online] <<http://www.atsdr.cdc.gov/es/>>. Consultado: 17 noviembre 2009.
10. Paoliello M.M.B., De Capitani E.M., Da Cunha F.G., Matsuo T., Carvalho M.D.F., Sakuma A., Figueiredo B.R. (2002). Exposure of children to lead and cadmium from a mining area of Brazil. *Environ. Res.* **88**(2): 120-128.
11. 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, Rio de Janeiro* **26**(2): 391-398. [online] <<http://www.scielo.br/pdf/csp/v26n2/18.pdf>>, ISSN 0102-311X. Consultado: 19 junio 2010.
12. Pebe G., Villa H., Escate L., Cervantes G. (2008). Niveles de plomo sanguíneo en recién nacidos de La Oroya, 2004-2005. *Rev. Peru. Med. Exp. Salud Publica* **25**(4): 355-360.
13. Lee J.S., Lee S.W., Chon H.T., Kim K.W. (2008). Evaluation of human exposure to arsenic due to rice ingestion in the vicinity of abandoned Myungbong Au–Ag mine site, Korea. *J. Geochem. Explor.* **96**(2-3): 231-235.
14. Rosado J.L., Ronquillo D., Kordas K., Rojas O., Alatorre J., López P., Garcia-Vargas G., Caamaño MC., Cebrián M.E., Stoltzfus R.J. (2007). Arsenic exposure and cognitive performance in Mexican schoolchildren. *Environ Health Perspect.* **15**(9): 1371-1375.
15. Astete J., Cáceres W., Gastañaga M.C., Lucero M., Sabastizagal I., Oblitas T., Pari J., Rodríguez F. (2009). Intoxicación por plomo y otros problemas de salud en niños de poblaciones aledañas a relaves mineros. *Rev. Peru Med. Exp. Salud Publica* **26**(1): 15-19.
16. Ramos W., Munive L., Alfaro M., Calderón M., Gonzáles I., Núñez Y. (08 septiembre 2009). Intoxicación plúmbica crónica: una revisión de la problemática ambiental en el Perú. *Rev. Per. Epidemiol.* [online] Vol. 13, Art. # 2.

<http://rpe.epiredperu.net/rpe_ediciones/2009_v13_n02/AR1_Vol13_No2_2009_plomo_s alud_ambiental.pdf>. Consultado: 11 julio 2010.

17. American Society for Testing and Materials International. (2003). Standard guide for developing conceptual site models for contaminated sites E 1689-95 (reapproved 2003). [Norma Consensual Voluntaria]. W. Conshohocken, PA. 8 pp.
18. Carlon C., Critto A., Marcomini A., Nathanail P. (2001). Risk based characterization of contaminated industrial site using multivariate and geostatistical tools. *Environ. Pollut.* **111**(3): 417-427.
19. United States Environmental Protection Agency. (1989). *Risk assessment guidance for Superfund volume I human health evaluation manual (part A)*, EPA/540/1-89/002. Office of Emergency and Remedial Response (Eds.), 287 pp. USEPA, Washington, DC.
20. United States Environmental Protection Agency. (1991). *Risk assessment guidance for Superfund: volume I - human health evaluation manual (part B, development of risk-based preliminary remediation goals)*, EPA/540/R-92/003. Office of Emergency and Remedial Response (Eds.), 65 pp. USEPA, Washington, DC.
21. United States Environmental Protection Agency. (1998). *Guidance for conducting remedial investigations and feasibility study under CERCLA*, EPA/540/G-89/004. Office of Emergency and Remedial Response (Eds.), 187 pp. USEPA, Washington, DC.
22. Bureau of Land Management. (2001). Streamlined risk assessment Red Devil Mine Alaska. [Reporte Técnico] por Karl L. Ford, Ph.D., National Science and Technology Center. Denver, CO. 20 pp. [online]
<http://www.blm.gov/pgdata/etc/medialib/blm/ak/afo/hazmat/RDV_CERCLA_AR.Par.4122.File.dat/RDV%202000-07-04%20Streamlined%20Risk%20Assessment%20Red%20Devil%20Mine,%20AK.pdf>. Consultado: 29 junio 2010.

23. Atlantic Richfield Company (2009). Conceptual site model for the Yerington mine site, Lyon County, Nevada (revision 3) January 30, 2009. La Palma, CA. [Reporte Técnico] por Brown & Caldwell, Carson City, NV and Integral Counselling Mercer Island, WA. 97 pp. [online] <[http://yosemite.epa.gov/r9/sfund/r9sfdocw.nsf/3dc283e6c5d6056f88257426007417a2/439fba9a58394ca0882575610072a061/\\$FILE/Conceptual%20Site%20Model%20%20Revision%203%20%20013009%20\(LS\).pdf](http://yosemite.epa.gov/r9/sfund/r9sfdocw.nsf/3dc283e6c5d6056f88257426007417a2/439fba9a58394ca0882575610072a061/$FILE/Conceptual%20Site%20Model%20%20Revision%203%20%20013009%20(LS).pdf)>. Consultado: 06 septiembre 2010.
24. United States Environmental Protection Agency. (2003). Conceptual model and RI/FS SOW Callahan Mining Superfund Site, Brookville, Maine. [Reporte Técnico] por Metcalf & Eddy, Inc., Wakefield, MA and TRC Environmental Corporation, Lowell, MA. 72 pp. [online] <<http://www.epa.gov/region1/superfund/sites/callahan/44290.pdf>>. Consultado 04 mayo 2010.
25. United States Environmental Protection Agency Region 10. (2006). Current status conceptual site model Operable Unit 2 Bunker Hill Mining and Metallurgical Complex Superfund Site, Executive Summary. [Reporte Técnico] por CH2M HILL Ecology and Environment, Inc. 14 pp. [online] <[http://yosemite.epa.gov/R10/CLEANUP.NSF/box/Technical+Documents/\\$FILE/OU2-Concept-Site-Model.pdf](http://yosemite.epa.gov/R10/CLEANUP.NSF/box/Technical+Documents/$FILE/OU2-Concept-Site-Model.pdf)>. Consultado: 06 junio 2008.
26. Pereira R., Ribeiro R., Gonçalves F. (2004). Plan for an integrated human and environmental risk assessment in the S. Domingos mine area (Portugal). *Hum. Ecol. Risk Assess.* **10**(3): 543-578.
27. Van Dam R., Finlayson M., Bayliss P. (2004). Progress on the development of a conceptual model of contaminant pathways from Ranger uranium mine. Registry File SG2004/0107. Internal Report 474. [Reporte Técnico] por Environmental Research Institute of the Supervising Scientist, Department of the Environment and Heritage, Australian Government. Darwin, NT. 40 pp. [online] <<http://www.environment.gov.au/ssd/publications/ir/pubs/ir474.pdf>>. Consultado: 04

mayo 2010.

28. Stanley G., Gallagher V., Mhairtín F.N., Brogan J., Lally P., Doyle E., Farrell L. (2009). Historic mine sites - inventory and risk classification Volume 1. [Reporte Técnico] por The Environmental Protection Agency and the Geological Survey of Ireland, Ireland. 170 pp. ISBN: 1-84095-318-3. [online] <<http://www.epa.ie/downloads/pubs/land/mines/>>. Consultado: 18 junio 2010.
29. United States Environmental Protection Agency. (2000). *Abandoned mine site characterization and cleanup handbook*. EPA 910-B-00-001. 129 pp. USEPA, Seattle, WA.
30. Agencia para las Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. (1992). *Evaluación de riesgos en salud por la exposición a residuos peligrosos*. PB92-147164. Departamento de Salud Humana y Servicios de los EE.UU., Servicio de Salud Pública (Eds), 201 pp. ATSDR, Atlanta, GA.
31. Yáñez L., Calderón J., Carrizales L., Díaz-Barriga F. (1997). Evaluación del riesgo en sitios contaminados por plomo aplicando un modelo de exposición integral (IEUBK), en *Evaluación de riesgos para la salud en la población expuesta a metales en Bolivia*. Díaz-Barriga F (Eds.), Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud, División de Salud y Ambiente, 90 pp. Metepec, Estado de México.
32. Stewart R.N., Purucker S.T. SADA: a freeware decision support tool integrating GIS, sample design, spatial modeling, and risk assessment. [online] <<http://www.iemss.org>>. Consultado: 15 febrero 2008.
33. University of Tennessee Research Corporation. (2008). Spatial Analysis and Decision Assistance (SADA) Version 5.0. Institute for Environmental Modeling, University of Tennessee, USA. [Programa disponible al público]. [online]. <<http://www.tiem.utk.edu/~sada/index.shtml>>.

34. Schumacher-Bail R., Marcondes-Bousfield P., Gomes-Lobo M., Chegatti S. (2010). Uso do software SADA na estimativa do risco à saúde humana e corrente da exposição ao resíduo de areia de moldagem de fundição de ferro. *InterfacEHS* [online] **5**(1): 1-20. <http://www.interfacehs.sp.senac.br/br/artigos.asp?ed=13&cod_artigo=230> Consultado: 19 febrero 2011.
35. United States Environmental Protection Agency. (2007). *User's guide for the Integrated Exposure Uptake Biokinetic Model for Lead in Children (IEUBK) Windows®*. United States Office of Superfund Remediation EPA 9285.7-42, Environmental Protection and Technology Innovation Agency 540-K-01-005. 59 pp.
36. United States Environmental Protection Agency (2010). Integrated Exposure Uptake Biokinetic Model for Lead in Children, Windows® version 1.1 build 11. Developed for the U.S. EPA by Syracuse Research Corporation, USA. [Programa disponible al público].
37. Razo I. Tesis Doctoral. (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)*, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México, 202 pp. [online] <<http://comunidadpmpca.uaslp.mx/documento.aspx?idT=173>> Consultado: 19 febrero 2011.
38. 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. *J. Geochem. Explor.* **58**: 81-91.
39. Mejía J., Carrizales L., Rodríguez V.M., Jiménez-Capdeville M.E., Díaz-Barriga F. (1999). Un método para la evaluación de riesgos para la salud en zonas mineras. *Salud pública Méx.* **41**(2): 132-140.
40. 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. *Environ Res.* **93**: 231-40.

41. Razo I., Carrizales L., Castro J., Díaz-Barriga F., Monroy M. (2004). Arsenic and heavy metal pollution of soil, water and sediments in a semi-arid climate mining area in Mexico. *Water, Air, Soil Pollut.* **152**(1-4): 129-152.

42. Jasso-Pineda Y., Espinosa-Reyes G., González-Mille D., Razo-Soto I., Carrizales L., Torres-Dosal A., Mejía-Saavedra J., Monroy 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. *Integr. Environ. Assess. Manag.* **3**(3): 344-350.

43. INEGI (2002). Síntesis geográfica del Estado de San Luis Potosí. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, México. 112 pp.

44. Chiprés J.A. Tesis Doctoral. (2008). *Cartografía geoquímica multiescalar de valores de fondo y líneas base en el Altiplano Potosino, S.L.P. (México)*. Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México, 205 pp. [online]
<<http://comunidadpmpca.uaslp.mx/documento.aspx?idT=171>> Consultado: 19 febrero 2011.

45. Razo I. Tesis de Maestría. (2002). *Evaluación de la contaminación por metales pesados y del riesgo en salud en un sitio minero de sulfuros polimetálicos: Caso de Villa de la Paz-Matehuala, S.L.P. (México)*, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México, 199 pp.

46. Manz M., Castro J. (1997). The environmental hazard caused by smelter slags from the Sta. Maria de la Paz Mining District in Mexico. *Environ. Pollut.* **98**(1): 7-13.

47. González D.J. Tesis de Maestría. (2006). *Riesgo ecológico en la zona minera de Villa de la Paz, San Luis Potosí*. Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México, 104 pp. [online] <<http://comunidadpmpca.uaslp.mx/documento.aspx?idT=201>> Consultado: 19 febrero 2011.

48. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2004). Imagen digital, carta uso de suelo y vegetación escala 1:1, 000,000, conjunto de datos vectoriales de la serie topográfica y de recursos naturales. INEGI, México. [online] <<http://mapserverinegi.org.mx>>. Consultado: 21 julio 2009.
49. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2005). Principales resultados por localidad 2005 (ITER). INEGI, México. [online]. <<http://www.inegi.org.mx/est/contenidos/espanol/sistemas/conteo2005/localidad/iter/default.asp?s=est&c=10395>>. Consultado: 21 julio 2009.
50. Gobierno del Estado de San Luis Potosí. (2009). Información estratégica, geográfica y estadística (Información socioeconómica de los Municipios de Villa de la Paz y Matehuala). [online]. <http://www.slp.gob.mx/ver_municipio.cfm?id>. Consultado: 21 julio 2009.
51. Noyola R. Tesis de Maestría. (2006). *Escenarios para la gestión ambiental: La zona minera de Villa de la Paz- Matehuala, SLP*. Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México, 262 pp. [online] <<http://comunidadpmpca.uaslp.mx/documento.aspx?idT=220>>. Consultado: 21 julio 2009.
52. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2007). Norma Oficial Mexicana 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.. Diario Oficial de la Federación. 2 de marzo de 2007.
53. United States Department of Energy. (1997). Site Conceptual Exposure Model Builder (SCEM), Beta Version–May 1997. Office of Environmental Policy & Assistance and Hazardous and Medical Waste Service, Inc., EUA. Programa.
54. EDRAWSOFT (2008). Edraw 4 Version 4.3, release date: Dec 15, 2008. EdrawSoft Company. [online]. <<http://www.edrawsoft.com>> Programa: 23/02/2009.

55. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México. (1999a). Ortofoto digital F14A24C, fotografías aéreas escala 1:75,000 de junio de 1999, proyección Universal Transversa de Mercator (UTM).
56. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México. (1999b). Ortofoto digital F14A25A, fotografías aéreas escala 1:75,000 de mayo de 1999, proyección Universal Transversa de Mercator (UTM).
57. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México. (2000a). Estratificación de datos en formato DXF de los conjuntos de datos vectoriales carta topográfica escala 1:50 000 F14a25 Matehuala (versión 4).
58. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México. (2000b). Estratificación de datos en formato DXF de los conjuntos de datos vectoriales carta topográfica escala 1:50 000 F14a24 Real de Catorce (versión 4).
59. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México. (2002a). Imagen digital, carta topográfica escala 1:50,000 F14a24 Real de Catorce.
60. INEGI (2002b). Imagen digital, carta topográfica escala 1:50,000 F14a25 Matehuala. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México.
61. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México. (2004). Imagen digital, carta uso de suelo y vegetación escala 1:1, 000,000, conjunto de datos vectoriales de la serie topográfica y de recursos naturales. [Online]. <<http://mapserverinegi.org.mx>> Consultado: 21 julio 2009.
62. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México. (2005). Principales resultados por localidad 2005 (ITER). [Online]. <<http://www.inegi.org.mx/est/contenidos/espanol/sistemas/conteo2005/localidad/iter/default.asp?s=est&c=10395>> Consultado: 21 julio 2009.

63. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México. (2007). Imagen digital, carta polígonos urbanos escala 1:1, 000,000 del 20 de marzo de 2007, conjunto de datos vectoriales de la serie topográfica y de recursos naturales. [Online].
<<http://mapserverinegi.org.mx>> Consultado: 21 julio 2009.
64. Environmental Systems Research Institute. (2000). Interface software program ArcView GIS 3.2a. Inc. ESRI. Programa.
65. Singh A.K., Singh A., Engelhardt M. (1997). *Technology Support Center Issue, The lognormal distribution in environmental applications, EPA/600/S-97/006*. Office of Research and Development, Office of Solid Waste and Emergency Response (Eds), 20 pp. USEPA [online]. <<http://www.hanford.gov/dqo/training/lognor.pdf>> Consultado: 20 septiembre 2008.
66. United States Environmental Protection Agency. (2002). ProUCL Version 4.00.05 Statistical software package USEPA. Programa.
67. United States Environmental Protection Agency. (2001). *Risk assessment guidance for Superfund volume I human health evaluation manual (part D), EPA/285.7-47*. Office of Emergency and Remedial Response (Eds.). USEPA, Washington, DC.
68. Secretaria de Salud. (2000). Norma Oficial Mexicana NOM-199-SSA1-2000, Salud ambiental. Niveles de plomo en sangre y acciones como criterios para proteger La salud de La población expuesta no ocupacionalmente. Diario Oficial de la Federación. 18 de octubre de 2002.
69. Mejía J. y García E. (2000). Programa nacional de evaluación de riesgos en zonas mineras. Fase 1: Región centro. *Cuaderno de Trabajo Sistema de Investigación Miguel Hidalgo (SIHGO), Área de recursos naturales*. Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Eds.), 1-23. Comunicación del Centro, S.A. de C.V., Querétaro.

70. Castro J. Tesis Doctoral. (1995). *Umweltauswirkungen des Bergbaus im semiariden Gebiet von Santa María de la Paz, Mexiko*. Universität Karlsruhe, Deutschland, 155 pp.
71. Rodríguez V.M., Dufour L., Carrizales L., Díaz-Barriga F., Jiménez-Capdeville M.E. (1998). Effects of oral exposure to mining waste on in vivo dopamine release from rat striatum. *Environ. Health Perspect.* **106**(8): 487–491.
72. Díaz-Barriga F. (1999). *Metodología de identificación y evaluación de riesgos para la salud en sitios contaminados*. Organización Panamericana de la Salud, Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. Primera Edición, 96 pp. OPS/CEPIS/PUB/99.34. Perú. World Health Organization.
73. Ruíz-Saucedo U. (2006). *Guía técnica para orientar la elaboración de estudios de evaluación de riesgo ambiental de sitios contaminados*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Eds.), Primera Edición, 317 pp. SEMARNAT, México, D.F. [online]. <<http://www.semarnat.gob.mx>>. Consultado: 05 enero 2010.
74. United States Environmental Protection Agency Region 9. (2006). *Cleanup guidance: abandoned mine lands site discovery process*. Department of Toxic Substances Control, Site Mitigation and Brownfields Reuse Program, Northern California-Central Cleanup Operations Branch (Eds.), 36 pp. California Environmental Protection Agency. [online]. <http://www.dtsc.ca.gov/SiteCleanup/Brownfields/upload/SMBRP_AML_Guidance.pdf>. Consultado: 29 junio 2010.
75. Romero F.M., Armienta M.A., Gutiérrez M.E., Villaseñor G. (2008). Factores geológicos y climáticos que determinan la peligrosidad y el impacto ambiental de jales mineros. *Rev. Int. Contam. Ambient.* **24**(2): 43-54.
76. Gutiérrez-Ruiz M., Romero F.M., González-Hernández G. (2007). Suelos y sedimentos afectados por la dispersión de jales inactivos de sulfuros metálicos en la zona minera de Santa Bárbara, Chihuahua, México. *Rev. Mex. Cienc. Geol.* **24**(2): 170-184.

77. Romero F.M., Gutiérrez-Ruiz M. (2010). Estudio comparativo de la peligrosidad de jales en dos zonas mineras localizadas en el sur y centro de México. *Bol. Soc. Geol. Mex.* **62**(1): 43-53.
78. Sommer I., Fernández P., Rivas H., Gutiérrez M.E. (2000). La geoestadística como herramienta en estudios de contaminación de suelos. Análisis de caso: Afectación por arsénico, plomo y cadmio contenidos en jales mineros. *Rev. Int. Contam. Ambient.* **16**(4): 205-214.
79. Puga S., Sosa M., Lebgue T., Quintana C., Campos A. (2006). Contaminación por metales pesados en suelo provocada por la industria minera. *Ecol. apl.* **5**(1,2): 149-155.
80. Puga S., Sosa M., De La Mora A., Pinedo C., Jiménez J. (2006). Concentraciones de As y Zn en vegetación nativa cercana a una presa de jales. *Rev. Int. Contam. Ambient.* **22**(2): 75-82.
81. Vázquez G. Tesis de Maestría. (2007). *Movilización de elementos potencialmente tóxicos (EPT) en la rizósfera de Viguiera dentata, una especie vegetal tolerante, de suelos de Villa de La Paz, Matehuala, S.L.P.* Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México, 138 pp. [online]. <http://comunidadpmpca.uaslp.mx/documento.aspx?idT=239>
82. Chapa L. (2008). Exposición a plomo y arsénico, y tasas poblacionales de mortalidad de aves como indicador de riesgo a la salud en la región minera de Villa de la Paz, San Luis Potosí. Financiado por el Consejo Potosino de Ciencia y Tecnología. [Online] Toxicología de Aves martes 12 de Agosto 2008.
<http://201.117.193.79/ecologia/index.php?option=com_content&task=view&id=7&Itemid=1> Consultado: 12 enero 2009.
83. Reis A.P., Sousa A.J., Da Silva E.F., Fonseca E.C. (2005). Application of geostatistical methods to arsenic data from soil samples of the Cova dos Mouros mine (Vila Verde-Portugal). *Environ. Geochem. Health.* **27**(3): 259-270.

ANEXOS

ANEXO 1

Cuadro 1. Frecuencia cualitativa de información aportada por autor para cada elemento del modelo conceptual del sitio.

Frecuencias de Información Disponible																									
Grupo 1 (Revista científica).	Grupo 2 (Tesis).	Grupo 3. (Reporte o documento).	Autores	Descripción del sitio	Identificación y caracterización de la fuente (s)	Identificación de potenciales contaminantes	Niveles de referencia	Area Basales para cada medio contaminado.	Descripción de las rutas de migración a través de los medios y si influencia en la generación de fuentes secundarias:						Identificación y caracterización de receptores ambientales.					Propuestas.		FRECUENCIA			
									Aire	Agua superficial	Suelos	Polvos.	Sedimentos	Agua Subterráneas	Biota	Evaluación de exposición (Humano).	Evaluación de exposición (No humano).	Evaluación de riesgo en salud. (Humano).	Evaluación de riesgo en salud (No humano).	Evaluación integral de riesgo.	Prevención		Control		
Grupos de Información	Grupo 1.		<i>Castro-Larragoitia et al., (1997)</i>	X	X	X	X		X	X	X					X					X		9		
			<i>Manz y Castro, (1997)</i>		X	X	X		X	X							X					X	X	8	
			<i>Mejía et al., (1999a).</i>		X	X	X	X		X	X	X	X	X	X										12
			<i>Yáñez et al., (2003)</i>		X	X	X	X					X					X							6
			<i>Razo et al., (2004).</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X										X	11
			<i>Mata-Díaz et al., 2006.</i>									X													1
			<i>Jasso-Pineda et al., (2007).</i>	X	X	X	X	X		X	X						X	X	X	X	X				11
			<i>Chipres et al., (2008).</i>	X			X		X																2
		<i>Razo et al., (2008).</i>	X	X	X	X	X									X		X						6	
		Grupo 2.		<i>Razo, (2002).</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X			X		X					X	14	
			<i>Razo, (2006).</i>	X	X	X	X	X		X	X	X	X			X		X					X	11	
			<i>Noyola, (2006).</i>	X	X					X	X												X	X	6
			<i>González, (2006).</i>		X	X	X	X	X							X		X						X	7
			<i>Vázquez (2007).</i>		X	X	X	X					X												4
			<i>Chipres, (2008).</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X													7
		Grupo 3.		<i>Mejía et al., (1999b)</i>		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X					X	12	
			<i>Mejía et al., (1999c)</i>		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X					X	11	
			<i>Mejía y Garcia.,(2000)</i>		X	X	X	X		X	X		X						X				X	8	
			<i>Monroy et al., (2002a).</i>	X	X	X	X	X	X		X														6
			<i>Monroy et al., (2002b).</i>	X	X	X	X	X	X		X														5
			<i>Monroy et al., (2002c).</i>	X	X	X	X	X		X	X	X					X						X	X	9
			<i>Yáñez et al., (2006)</i>		X	X	X	X			X														3
			<i>Carrizales et al., (2005).</i>		X	X	X	X	X	X	X						X	X	X	X	X	X	X		11
		<i>Chapa, (2008).</i>	X	X					X	X							X			X				6	

ANEXO 2

Cuadro 2. Matriz tipo “Leopold” para análisis de la relevancia de la información en la zona minera Villa de la Paz-Matehuala.

0.3 (Revista científica)	0.2 (Tesis).	0.1 (Reporte o Documento).	Autores.	Antecedentes.	ELEMENTOS POTENCIALES DEL MODELO CONCEPTUAL.																	
					Descripción del sitio.	Identificación y Caracterización de Fuentes (s).	Identificación de EPT	Niveles de referencia	Áreas basales para cada medio contaminado.	Descripción de las rutas de migración a través de los medios y su influencia en la generación de fuentes secundarias.						Identificación y caracterización de receptores ambientales.					Propuestas.	
										Aire	Agua superficial	Suelos	Polvos	Sedimentos.	Agua subterránea.	Biota.	Evaluación de la Exposición (Humano).	Evaluación de la Exposición (No Humano).	Evaluación de Riesgo en salud (Humano).	Evaluación de Riesgo (No Humano).	Evaluación integral de Riesgos.	Prevención.
GRUPOS DE INFORMACIÓN.	GRUPO 1. (Artículos de revista científica)	Castro-Larragoitia et al., (1997)	31	2	3	3	1	1	2	2	3	1	1	1	2	1	1	1	1	3	1	
		Manz y Castro, (1997)	27	1	3	2	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3	3
		Mejía et al., (1999a).	35	2	3	2	1	2	3	1	1	3	2	2	1	3	2	2	2	1	1	1
		Yáñez et al., (2003)	27	1	1	3	2	1	2	1	1	2	1	1	1	2	1	3	1	1	1	1
		Razo et al., (2004).	38	3	3	3	3	2	3	3	2	1	3	2	1	1	1	1	1	1	1	3
		Mata-Díaz et al., (2006).	19	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
		Jasso-Pineda et al., (2007).	28	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	3	3	3	3	1	1
		Chipres et al., (2008).	19	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
		Razo et al., (2008).	22	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	3	1	1	1	1
		Razo, (2002).	37	3	3	3	3	2	2	2	2	2	1	2	1	2	1	2	1	1	1	3
	Razo, (2006).	39	2	3	2	2	1	3	3	3	1	3	2	1	3	1	3	1	1	1	3	
	Noyola, (2006).	26	3	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3	3	
	González, (2006).	28	3	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	3	1	3	1	1	3	
	Vázquez, (2007).	22	2	1	2	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
	Chipres, (2008).	31	3	3	3	3	3	1	1	3	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
	Mejía et al., (1999b)	29	1	3	3	1	2	2	1	2	2	1	2	1	1	1	1	1	1	2	1	
	Mejía et al., (1999c)	26	1	2	2	1	1	1	1	1	1	1	2	1	2	1	2	1	1	2	1	
	Mejía y García, (2000)	35	1	3	3	2	1	3	1	3	3	1	2	1	3	1	3	1	1	1	1	
	Monroy et al., (2002a).	21	1	1	1	2	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
	Monroy et al., (2002b).	20	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
	Monroy et al., (2002c).	33	1	3	3	2	1	2	3	2	1	3	2	1	1	1	1	1	1	2	2	
	Carrizales et al., (2005).	29	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	3	3	3	3	2	1	
	Yáñez et al., (2006)	20	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
	Chapa, (2008).	21	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	2	1	1	
	PROMEDIO PONDERADO POR ELEMENTOS POTENCIALES DEL MODELO CONCEPTUAL		27.63	1.58	1.92	1.92	1.50	1.29	1.58	1.38	1.50	1.25	1.38	1.33	1.13	1.50	1.29	1.63	1.33	1.17	1.42	1.54
	Valor del Importancia del Grupo 1		8.20	0.43	0.57	0.57	0.40	0.37	0.53	0.40	0.40	0.40	0.40	0.37	0.33	0.47	0.40	0.53	0.40	0.37	0.43	0.43
	Valor del Importancia del Grupo 2		6.10	0.80	0.65	0.60	0.60	0.45	0.45	0.45	0.55	0.30	0.45	0.40	0.35	0.45	0.40	0.45	0.40	0.30	0.40	0.70
	Valor del Importancia del Grupo 3		2.60	0.30	0.53	0.57	0.40	0.37	0.43	0.40	0.43	0.40	0.40	0.43	0.33	0.43	0.37	0.47	0.40	0.37	0.43	0.33
	Promedio de Valor de Importancia entre grupos		5.63	0.51	0.58	0.58	0.47	0.39	0.47	0.42	0.46	0.37	0.42	0.40	0.34	0.45	0.39	0.48	0.40	0.34	0.42	0.49
	Promedio de valor de Importancia entre grupos de elementos potenciales del Modelo Conceptual			0.5111	0.5833	0.5778	0.4667	0.3944	0.4103						0.4133					0.4556		

ANEXO 3

Cuadro 3. Información sobre los parámetros de las ecuaciones de dosis por ingestión establecidos por defecto en el programa SADA, versión 5.0.

<i>Parámetro</i>	<i>Unidad</i>	<i>Descripción</i>	<i>Ingesta</i>
<i>Dosis</i>	mg/kg.día	Dosis por ingesta, inhalación, contacto dérmico de suelo	-
<i>C_{sn}</i>	Mg/kg	Concentración del contaminante en suelo	-
<i>CF₁</i>	kg/mg	Factor de conversión	10 ⁻⁶
<i>CF₂</i>	Días/año	Factor de conversión	365
<i>EF</i>	Días/año	Frecuencia de exposición	350 (R) 40 (r)
<i>FI</i>	-	Fracción ingerida de la fuente	1
<i>ED</i>	años	Duración de la exposición	24 (A) 6 (N)
<i>IR_m</i>	Mg/día	Tasa de ingesta de suelo	100 (A) 200 (N)
<i>BW</i>	kg	Peso corporal	70 (A) 15 (N)
<i>AT</i>	años	Tiempo promedio de exposición	70 (C) ED (NC)

Simbología: (R) residencial; (r) recreativo; (A) adulto; (N) niño; (C) cancerígenos; (NC) no cancerígenos.

ANEXO 4

Simbología	EPT	Detectados		Medidas de Tendencia Central				Medidas de Dispersión				Medidas de Asimetría			
		N	Mínimo Detectado	Máximo Detectado	Media	Media Geométrica	Mediana	Varianza	Desviación Estandar	Coefficiente de Variación	Rango	Rango Intercuartil	Desviación Media Absoluta	Coefficiente de Asimetría	Curtosis
PA	As	360	7	14923	974.56	343.34	260.50	3.60E+06	1896.80	1.95	14916	660	1084.25	3.87	17.96
	Pb	360	27	6429	516.77	280.17	231	5.67E+05	752.85	1.46	6402	472	460.76	3.71	18.10
PI	As	278	38	14923	1198.27	471.05	367.50	4.42E+06	2103.23	1.76	14885	914	1287.77	3.38	13.52
	Pb	278	63.2	6429	617.52	357.58	291	6.80E+05	824.80	1.34	6365.8	562.5	519.39	3.32	14.32
Z1	As	134	38	11930	1229.41	612.03	551.50	3.77E+06	1941.13	1.58	11892	1036	1134.07	3.69	15.84
	Pb	134	78.17	4320	645.80	406.77	345	6.24E+05	790.05	1.22	4241.83	478	513.27	2.63	7.19
Z2	As	144	39	14923	1169.29	369.19	229.50	5.06E+06	2250.00	1.92	14884	624.25	1426.61	3.19	12.24
	Pb	144	63.2	6429	591.19	317.16	250	7.36E+05	857.79	1.45	6365.8	643	525.22	3.86	19.62

PA.- Polígono del área de estudio.
 PI.- Polígonos internos del área de estudio o zonas de mayor potencial de riesgo ambiental.
 Z1.- Zona 1 de mayor potencial de riesgo ambiental.
 Z2.- Zona 2 de mayor potencial de riesgo ambiental.

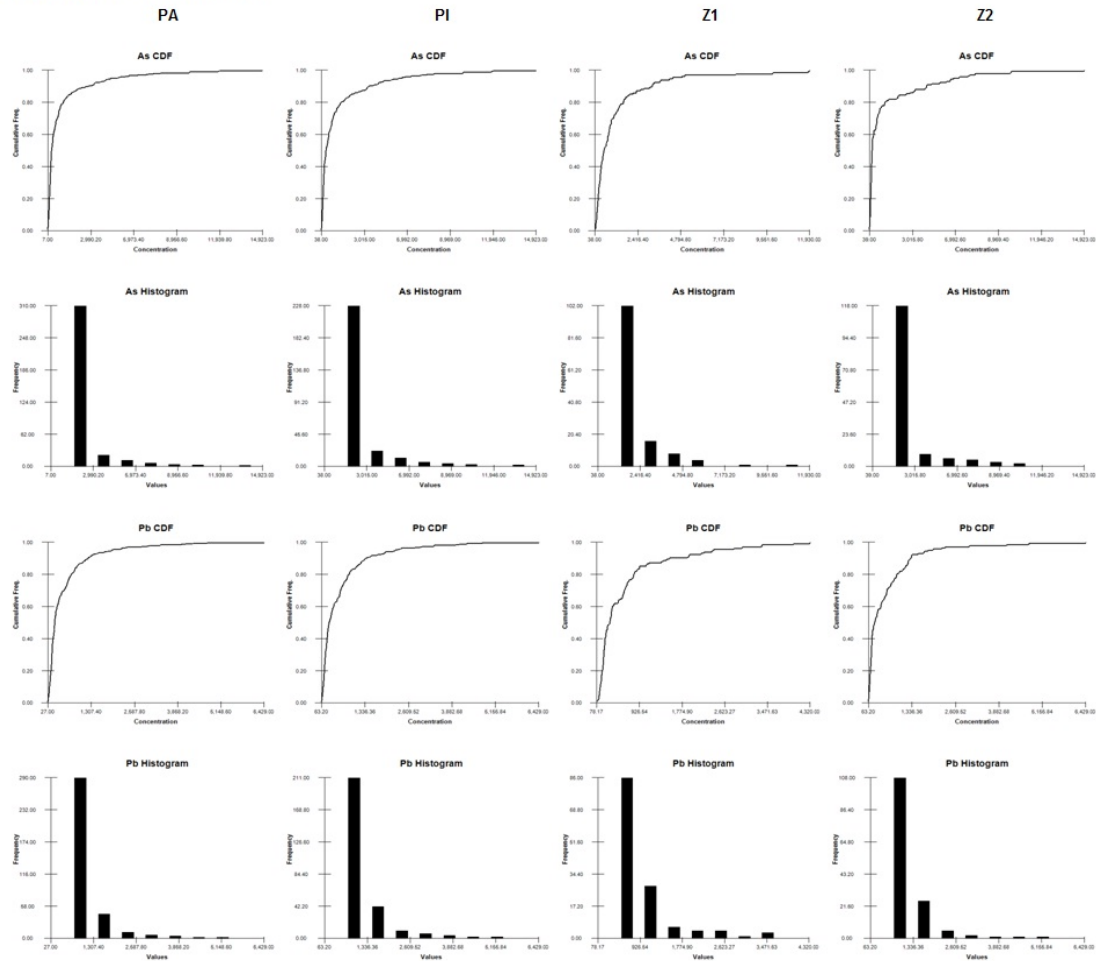


Figura 10. Resultados de la estadística descriptiva de arsénico y plomo calculados por el programa SADA.