

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA
INSTITUTO DE INGENIERÍA

Maestría y Doctorado en Ciencias e Ingeniería



“Evaluación de Riesgo Ambiental en Sitios Contaminados en el Valle de Mexicali, B.C. Caso de Estudio Basurero Vado Carranza”

TESIS PARA OBTENER EL GRADO DE:

MAESTRO EN INGENIERÍA

PRESENTA:

Ryan Michael Atencio Pérez

DIRECTOR DE TESIS:

Dr. Jaime Reyes López

Mexicali, Baja California, Enero 2011

Índice

<i>Índice</i>	<i>ii</i>
<i>Figuras</i>	<i>v</i>
<i>Tablas</i>	<i>vi</i>
<i>Anexos</i>	<i>vi</i>
CAPITULO 1	1
1 INTRODUCCIÓN	1
1.1 PROBLEMÁTICA	2
1.2 JUSTIFICACIÓN	3
1.3 ÁREA DE ESTUDIO	4
1.4 OBJETIVOS	5
1.4.1 OBJETIVO GENERAL.....	5
1.4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	5
1.5 LIMITACIONES	5
CAPITULO 2	6
2 ANTECEDENTES	6
2.1 DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO	6
2.1.1 FISIOGRAFÍA.....	7
2.1.2 CLIMA.....	8
2.1.3 HIDROLOGÍA	8
2.1.4 GEOLOGÍA	9
2.1.5 POBLACIÓN/RECEPTORES.....	10
2.2 ESTUDIOS PREVIOS	11
2.3 MARCO JURÍDICO	12
CAPITULO 3	15
3. MARCO TEORICO: EVALUACION DE RIESGO AMBIENTAL (ERA)	15
3.1 DEFINICIÓN Y CONCEPTOS DE LA ERA	15
3.1.1 CONTENIDO DE UNA ERA.....	16
3.2 CONCEPTOS BÁSICOS PARA LA ERA	16
3.2.1 RIESGO	16

3.2.2 CARACTERIZACIÓN DEL RIESGO	16
3.2.3 ESCENARIO DE EXPOSICIÓN	17
3.2.4 RUTA DE EXPOSICIÓN	18
3.2.5 TRANSPORTE Y DESTINO	19
3.2.6 PUNTO DE EXPOSICIÓN	19
3.2.7 VÍAS DE EXPOSICIÓN	20
3.2.8 CUANTIFICACIÓN DE LA EXPOSICIÓN	20
3.2.9 CONTAMINANTES CRÍTICOS (CCs)	20
3.2.10 RECEPTORES	21
3.3 MODELO CONCEPTUAL DEL SITIO (MCS)	21
3.3.1 MODELO CONCEPTUAL DEL SITIO DE ESTUDIO: VADO CARRANZA	22
CAPITULO 4	25
4. MATERIALES Y MÉTODOS	25
4.1 PLAN DE MUESTREO DE CAMPO	25
4.1.1 SELECCIÓN DE PUNTOS DE MUESTREO	26
4.1.2 METODOS DE MUESTREO	27
4.1.3 ASEGURAMIENTO Y CONTROL DE LA CALIDAD	27
4.2 ANALISIS	29
4.2.1 METALES XRF (Lote A)	31
4.2.2 METALES LABORATORIO CERTIFICADO (Lote B, C)	32
4.2.3 ORGANICOS: DIOXINAS, FURANOS, PCB's Y SVOC's	33
4.3 ERA: METODOLOGÍA	34
4.3.1 EVALUACIÓN Y REVISIÓN DE DATOS	35
4.3.2 EVALUACIÓN DE LA EXPOSICIÓN	36
4.3.3 EVALUACIÓN DE TOXICIDAD	43
CAPITULO 5	44
5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	44
5.1 METALES PESADOS	44
5.1.1 METALES XRF (Lote A)	46
5.1.2 METALES LABORATORIO CERTIFICADO (Lotes B, y C)	47
5.2 ORGANICOS	49
5.2.1 PCBs y SVOCs	49
5.2.2 DIOXINAS y FURANOS	49
5.3 ERA: VADO CARRANZA	51
5.3.1 SELECCIÓN DE LOS CONTAMINANTES CRÍTICOS	52
5.3.2 EFECTOS CANCERÍGENOS	57
5.3.3 EFECTOS NO-CANCERIGENOS	57
5.3.4 RESULTADOS	58
CAPITULO 6	59

6. CONCLUSIONES.....	59
CAPITULO 7	60
7. INCERTIDUMBRE.....	60
CAPITULO 8	61
REFERENCIAS.....	61

Figuras

Figura 1-1. Ubicación del área de estudio: UTM (Zona 11 Sur): 673,565 Este y 3, 564,501 Norte. Adaptado de ESRI.....	4
Figura 2-1. Vista del área de estudio. El límite del basurero Vado Carranza se marca en línea punteada en rojo, se observa el cauce del Río Colorado, la carretera y campos agrícolas. Adaptado de INEGI 2010	7
Figura 2-2. Perfil Este-Oeste de elevación de Sitio Vado Carranza: media de 12msnm. Adaptado de Google Earth 2010.	8
Figura 2-3. Aguas superficiales y la carretera en la zona del sitio. Adaptado de INEGI 2010.....	9
Figura 2-4. Tipos de suelos en la zona del sitio. Adaptado de INEGI 2010.	10
Figura 2-5. Jerarquía de las leyes ambientales.....	13
Figura 3-2. Ejemplo modelo conceptual de sitio; forma esquemática (Mendoza, 2006).....	22
Figura 3-3. Modelo Conceptual de Sitio Vado Carranza	23
Figura 4-1. Distribución de los puntos de muestreo. Adaptado de Google (2010).....	26
Figura 4-2. Fotografía del contenedor de vidrio con muestra de suelo de fuera del sitio.....	27
Tabla 4-1. Los recipientes de muestreo, los conservantes y los tiempos de retención	28
Figura 4-3. Embalaje de los contenedores de muestras, en bolsas de plástico de ½ Galón.	29
Figura 4-4: Distribución de los puntos de muestreo. Adaptado de Google (2010).....	30
Figura 4-5: Análisis con la maquina XRF	32
Figura 5-1. Puntos de muestreo en la zona del sitio.....	44
Figura 5.2. Análisis de resultados XRF de Arsénico	45
Figura 5-3. Plomo en el suelo superficial por XRF	46
Figura 5-3. Arsénico en el suelo superficial por XRF	47
Figura 5-4. Resultados de laboratorio de metales (Lote C)	48
Figura 5-5. Resultados de laboratorio de dioxinas (TCDD)	50
Figura 5-6. Resultados de laboratorio de dioxinas total (TEQ)	50
Figura 5-7. Resultados de laboratorio de dioxinas total (TEQ) y TCDD.	51

Tablas

Tabla 2-1. Poblados y número de habitantes que utilizan el basurero Vado Carranza. Tomado de Saucedo (2010).....	11
Tabla 2-2. Normas Oficiales Mexicanas vigentes en materia de evaluación y restauración de sitios contaminados.	14
Tabla 4-1. Justificación para el muestreo.....	30
Tabla 5-1. Análisis de CCs	53
Tabla 5-2. SVOCs detectados	54
Tabla 5-3 TEFs para Dioxinas y Furanos	56
Tabla 5-4: Resultados bajo un escenario 'Residencial'	58
Tabla 5-5: Resultados bajo un escenario 'Industrial'	59

Anexos

Anexo A	Fotografías Aéreas
Anexo B	Fotografías de Sitio y Muestreo
Anexo C	Coordenadas Geográficas de Muestreo
Anexo D	Cadena de Custodio
Anexo E	Protocolo de Análisis US EPA 6200
Anexo F	Resultados Analíticos
Anexo G	Parámetros de Toxicidad y Factores de Exposición
Anexo H	Calculaciones de Riesgo
Anexo I	Límites de Detección
Anexo J	Análisis de Plomo

CAPITULO 1

1 INTRODUCCIÓN

En todo el mundo y específicamente en Baja California, el desarrollo de infraestructura para la eliminación y tratamiento de residuos sólidos no ha seguido el ritmo de crecimiento de la población. Actualmente, Mexicali tiene una tasa de generación de residuos de 1,300 toneladas al día (Rojas-Caldelas R.I., 2008). El municipio de Mexicali tiene un relleno sanitario, pero este no cumple con la Norma Oficial Mexicana NOM-083-SEMARNAT-2003 (Reyes-López J.A., 2008). Además, en el Valle de Mexicali se estima que existen al menos 19 tiraderos ilegales a cielo abierto (OULM, 2006).

Históricamente, un método común para la gestión de los residuos, en los municipios, son los tiraderos a cielo abierto y la quema de ellos para reducir al mínimo el material orgánico y otras condiciones insalubres (DTSC, 2003). También, se ha vuelto común que en estos tiraderos se realice la quema de algunos residuos, tales como llantas o cable eléctrico para la recuperación de metales o la recuperación de otros recursos (Vinzte, 2009). Así, la quema de basura puede incrementar tanto en la ceniza residual, como en el suelo, las concentraciones de los residuos peligrosos hasta exceder los niveles de contaminantes establecidos en la ley (DTSC, 2003).

En este estudio se considera un caso de un tiradero que anteriormente ha sido contaminado por la quema de basura. Como parte de la evaluación de riesgo ambiental (ERA) se implementaran protocolos Mexicanos, Estadounidenses e Internacionales para caracterizar el sitio.

El sitio de estudio, denominado basurero Vado Carranza, ha sido documentado como un tiradero con quema a cielo abierto. Además, investigaciones anteriores en este sitio muestran que tanto los suelos como las aguas subterráneas, están contaminadas con metales pesados (Gomez, 2010; Valdez, 2010).

1.1 PROBLEMÁTICA

Los impactos ambientales que se generan en los sitios de Residuos Sólidos Urbanos (RSU) son, en su mayoría, relacionados con la migración de contaminantes ya sea en forma de gas y/o lixiviados (Zairi M., 2004). De estos sitios, resultan por demás peligrosos aquellos en donde se realiza la quema a cielo abierto de basura, en los cuales los contaminantes liberados (en la ceniza, en el suelo y en el aire) pueden incluir:

- Metales pesados,
- Hidrocarburos del petróleo,
- Compuestos orgánicos semivolátiles (SVOCs, por sus siglas en inglés)
- Bifenilos policlorados (PCBs, por sus siglas en inglés)
- Dioxinas y Furanos
- Hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs, por sus siglas inglés)

El suelo es el medio que recibe directamente los contaminantes contenidos en la ceniza de la basura. Así, los receptores humanos en o cerca de estos sitios pueden estar expuestos a estos contaminantes a través del contacto directo o por la propagación en el aire (URS Corp., 2006).

Según la SEMARNAT (2001), la metodología para caracterizar un sitio contaminado, consta de dos fases (fase preliminar y la fase detallada) y una vez desarrollada estas dos fases se realiza una evaluación ambiental global del sitio.

Así, como primer paso en la caracterización de un sitio contaminado es desarrollar un modelo teórico del sitio mediante todo lo que ya se conoce acerca de éste (SEMARNAT, 2001). Un modelo conceptual del sitio puede ayudar a realizar esta tarea (USEPA, 1989; DTSC, 1999). El modelo conceptual del sitio presenta información acerca de las condiciones del lugar y los impactos potenciales a los receptores en una presentación esquemática. Posteriormente se identifican las fuentes de contaminación y enlaces a los posibles receptores a través de los mecanismos de liberación, las posibles vías y rutas de exposición.

También, una parte crucial del proceso de caracterización es determinar los actuales y futuros “usos del suelo” del sitio. Esta evaluación es un componente importante de cualquier evaluación

de riesgo ambiental. En el caso de estudio, ya conocen ambas situaciones: el actual y el futuro uso del suelo es como un tiradero con quema a cielo abierto; sin embargo en este estudio se analizará el sitio utilizando dos tipos de escenarios: el residencial e industrial. Esto para definir los contaminantes de peligro para la salud humana y evaluar los riesgos potenciales a dos tipos de receptores humanos; de tipo residencial y de tipo industrial.

Una vez que los resultados analíticos son obtenidos y validados de acuerdo con los objetivos de calidad, los datos deben ser evaluados para determinar las concentraciones que, en su caso, presentan los Contaminantes Críticos (CC). Estas evaluaciones deben incluir una comparación con los niveles de fondo (background levels) y una comparación con los niveles establecidos para desechos peligrosos u otros niveles bajo la ley, normas o reglas. Sin embargo, es importante notar que algunos niveles de detección de contaminantes, de residuos peligrosos por ejemplo, están más allá de los niveles que plantean un riesgo potencial para la salud humana y el medio ambiente. Como tal, es importante realizar la evaluación de CCs específica para el sitio, dependiendo de las necesidades del proyecto (DTSC, 2003).

1.2 JUSTIFICACIÓN

Según la SEMARNAT (2001), la pérdida de suelos fértiles asociados con la contaminación, es una de las más grandes amenazas a la supervivencia de plantas y animales que dependen de los suelos. A través del mundo, las preocupaciones y la sensibilización sobre la protección del medio ambiente han crecido (Butt T E., 2008). En México, en particular, los rellenos sanitarios no controlados (tiraderos a cielo abierto) son comunes y son lugares contaminados que proliferan en todo el país (Delgado O.B., 2007)

Los tiraderos a cielo abierto pueden causar efectos adversos para el medio ambiente desde líquidos no-acuosos o sustancias sólidas que están solubles en agua, penetrando en el suelo y en los mantos acuíferos y causando la contaminación de las aguas superficiales, subterráneas, y del suelo (CIWMB, 2005). Además, los posibles impactos en el aire incluyen la volatilización a la atmósfera e inhalación por el ser humano de las partículas de residuos posiblemente peligrosos. Los líquidos o materiales solubles pueden ser asimilados a través de la vegetación e introducidos en la cadena alimentaria a partir de los herbívoros o los depredadores, a los seres humanos. Por otro lado, los gases de los tiraderos pueden afectar negativamente el desarrollo de plantas.

1.3 ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio se ha documentado como un tiradero con quemado a cielo abierto denominado “Vado Carranza”, el cual es gestionado por la Delegación Venustiano Carranza, al sureste del Valle de Mexicali, Baja California, México. Específicamente, el basurero Vado Carranza se localiza 52 km al sureste de la ciudad de Mexicali, en un punto central con coordenadas UTM (Zona 11 Sur): 673,565 Este y 3, 564,501 Norte.

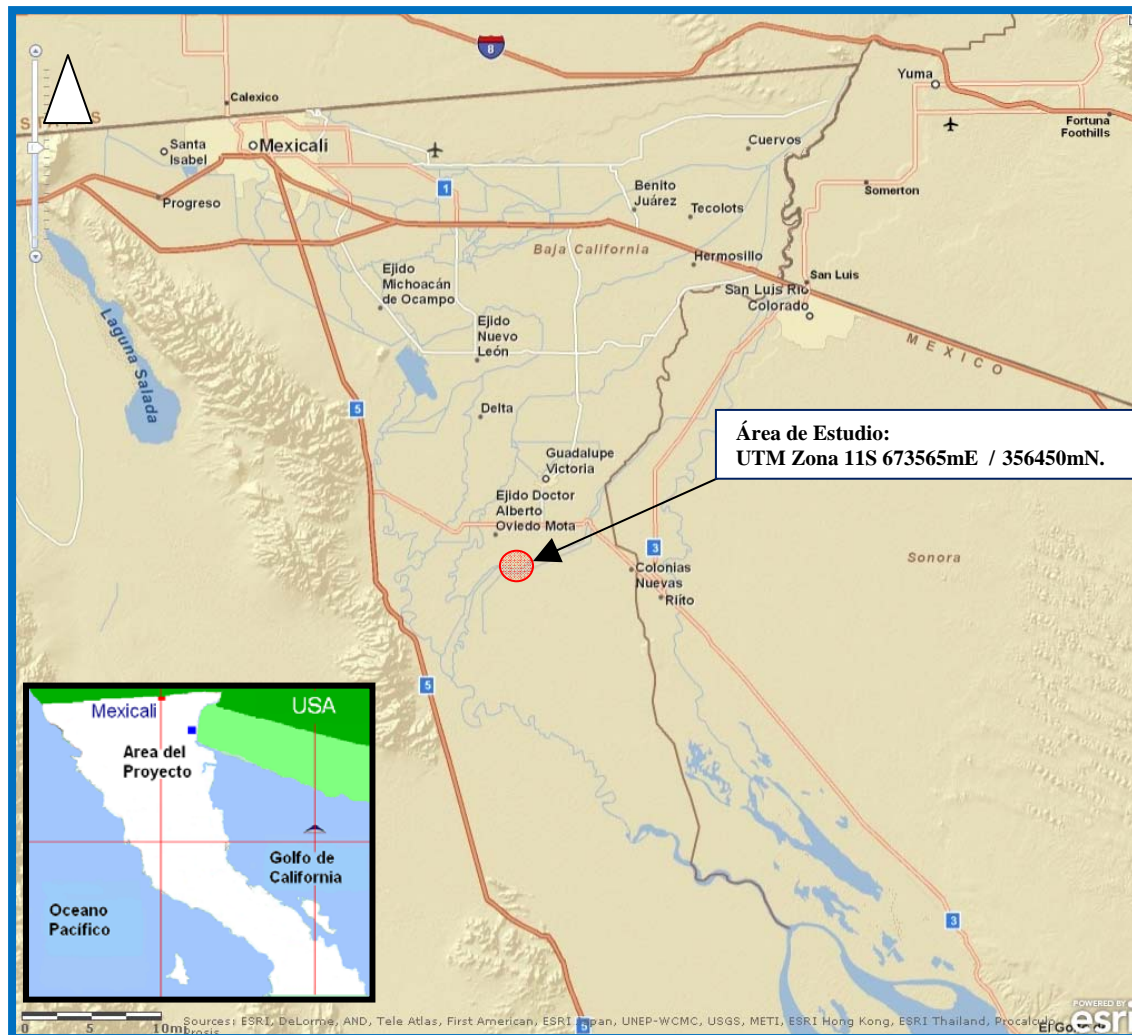


Figura 1-1. Ubicación del área de estudio: UTM (Zona 11 Sur): 673,565 Este y 3, 564,501 Norte. Adaptado de ESRI.

1.4 OBJETIVOS

1.4.1 OBJETIVO GENERAL

Realizar una evaluación de riesgo ambiental (ERA) en un tiradero a cielo abierto del Municipio de Mexicali. Utilizando como un estudio de caso un tiradero con quema a cielo abierto ubicado en el Valle de Mexicali, se caracterizará la contaminación del sitio conforme a las normativas vigentes. A continuación se evaluará el riesgo potencial para la salud de los receptores humanos en la zona.

1.4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Desarrollar un modelo conceptual del basurero Vado Carranza que indique la relación hipotética entre las fuentes de contaminación y los receptores vulnerables potenciales.
- Llevar a cabo un plan de trabajo, muestreo, y análisis.
- Determinar los contaminantes críticos del sitio.
- Realizar la evaluación de los contaminantes críticos
- Cuantificar la exposición utilizando métodos determinísticos.
- Caracterizar el riesgo a la salud humana, que proviene de los contaminantes encontrados en el sitio.

1.5 LIMITACIONES

Debido a los requerimientos de una ERA, este estudio ha tenido apoyos económicos de varias fuentes. Sin embargo, algunas decisiones tomadas pudieran afectar la calidad y principalmente la cantidad de los datos requeridos para realizar la ERA.

Por otra parte, el estudio no se enfocará en analizar el riesgo ecológico (flora y fauna) sino solamente estará enfocado a los riesgos que afectan directamente al ser humano. El estudio tampoco arrojará niveles de restauración; este estudio se enfocará en evaluar los riesgos ambientales que podrían afectar a la salud de los humanos, según los protocolos Mexicanos, Estadounidenses e Internacionales.

CAPITULO 2

2 ANTECEDENTES

2.1 DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

El sitio bajo estudio consiste en un basurero o tiradero con una superficie aproximada de 34 acres (13.75 ha). El basurero opera desde 1995 con un aproximado de basura depositada de 30 - 32 toneladas por día, provenientes de los siguientes poblados: El Mayor, La Puerta, La Mariana, López Mateos, Cucapá Mestizó, Cucapá Indígena, Ejido Durango, Ejido Sonora, Nuevo Michoacán, Campos Nuevos, Col. Carranza, González Ortega y Oviedo Mota Reacomodo situados en el Valle de Mexicali (Valdez, 2010).

En estos sitios se realiza de manera informal la separación de residuos con valor económico; labor realizada por los denominados “pepenadores”. En este basurero y en varios localizados en la misma región, los pepenadores realizan la quema clandestina como medio para extraer los metales de la basura que luego son vendidos (Anexo A, fotografías de sitio). Esta práctica es realizada todos los días, por los pepenadores y por personas que viven en o cerca del lugar. Este basurero no tiene ningún tipo de cerco, el cual es de libre acceso para cualquier persona. El sitio cuenta con 3 entradas para vehículos: al Norte, al Sur, y la otra al Oeste, a un lado del camino Vado Carranza. El sitio colinda con el cauce del Río Colorado hacia al Sur, campos agrícolas a el Norte y Este, y al Oeste con la carretera Vado Carranza (Figura 2-1).

Aunque, el tipo de basura que es depositado en el sitio son Residuos Sólidos Urbanos (RSU), que técnicamente no incluye los desechos peligrosos, las características químicas de los RSU pueden cambiar cuando son quemadas, y esto puede resultar en un aumento de la contaminación. Es importante tomar en cuenta que el basurero es un lugar permitido por las autoridades locales, pero la práctica de la quema de basura, no lo es. Técnicamente, el basurero se extiende al oeste, al otro lado del camino principal, pero, para efectos de este estudio, nos enfocamos en la parte Este del basurero. Los bordes del sitio de estudio se presentan en la Figura 2-1.

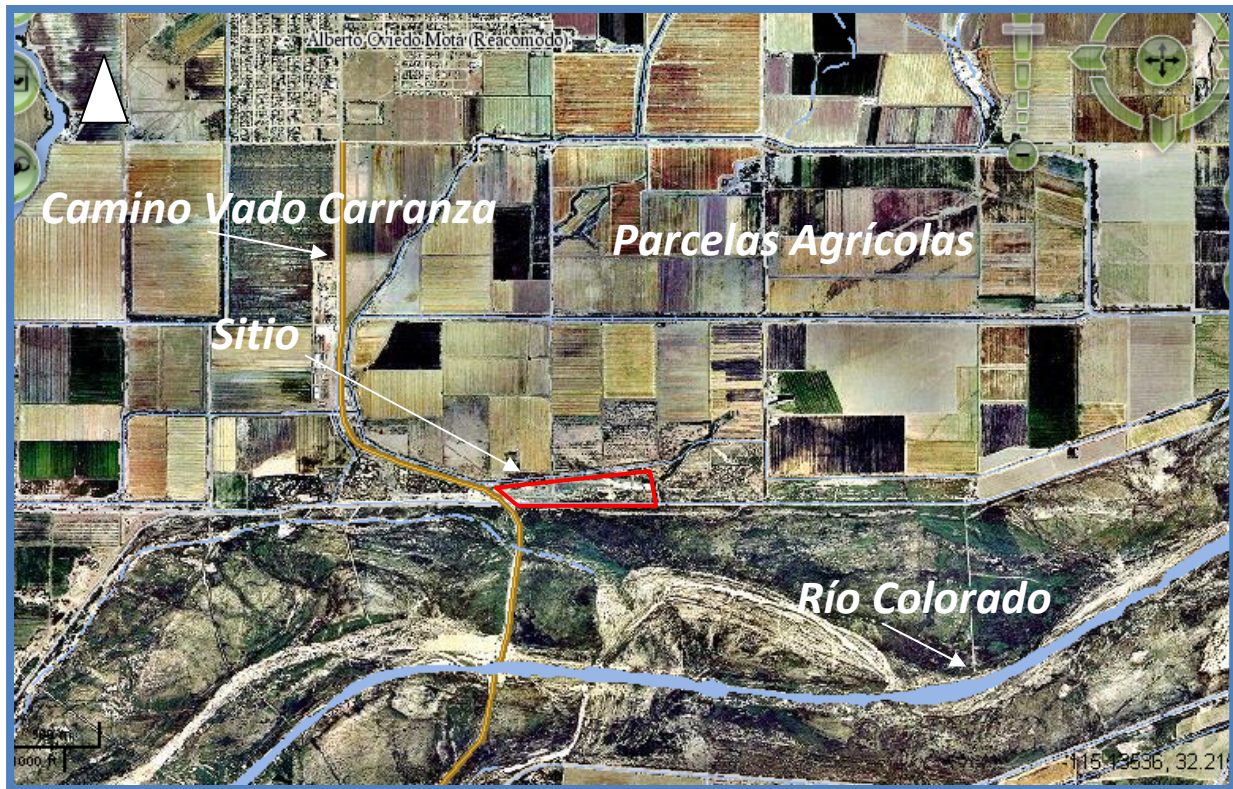


Figura 2-1. Vista del área de estudio. El límite del basurero Vado Carranza se marca en línea punteada en rojo, se observa el cauce del Río Colorado, la carretera y campos agrícolas. Adaptado de INEGI 2010

2.1.1 FISIOGRAFÍA

El basurero Vado Carranza se localiza en el Valle de Mexicali, Baja California al noroeste de la República Mexicana. El Valle está limitado al Norte por el estado de California de los Estados Unidos de América, al Este por el Río Colorado y con el estado Mexicano de Sonora, al Sur con el Golfo de California y al Oeste con la Sierra Cucapa.

El basurero tiene forma rectangular y está bordeado al Sur por el lecho del Río Colorado, al Norte y al Este por tierras agrícolas, y del lado Este el camino principal. El sitio tiene un promedio de 12 msnm con una elevación máxima de 13 msnm en el extremo Sur, con una pendiente suave al Norte con un grado máximo de cerca de 4%. Esto se debe principalmente a la ingeniería de bordes en la frontera sur del sitio que lo separa del cauce del Río Colorado (Figura 2-2).

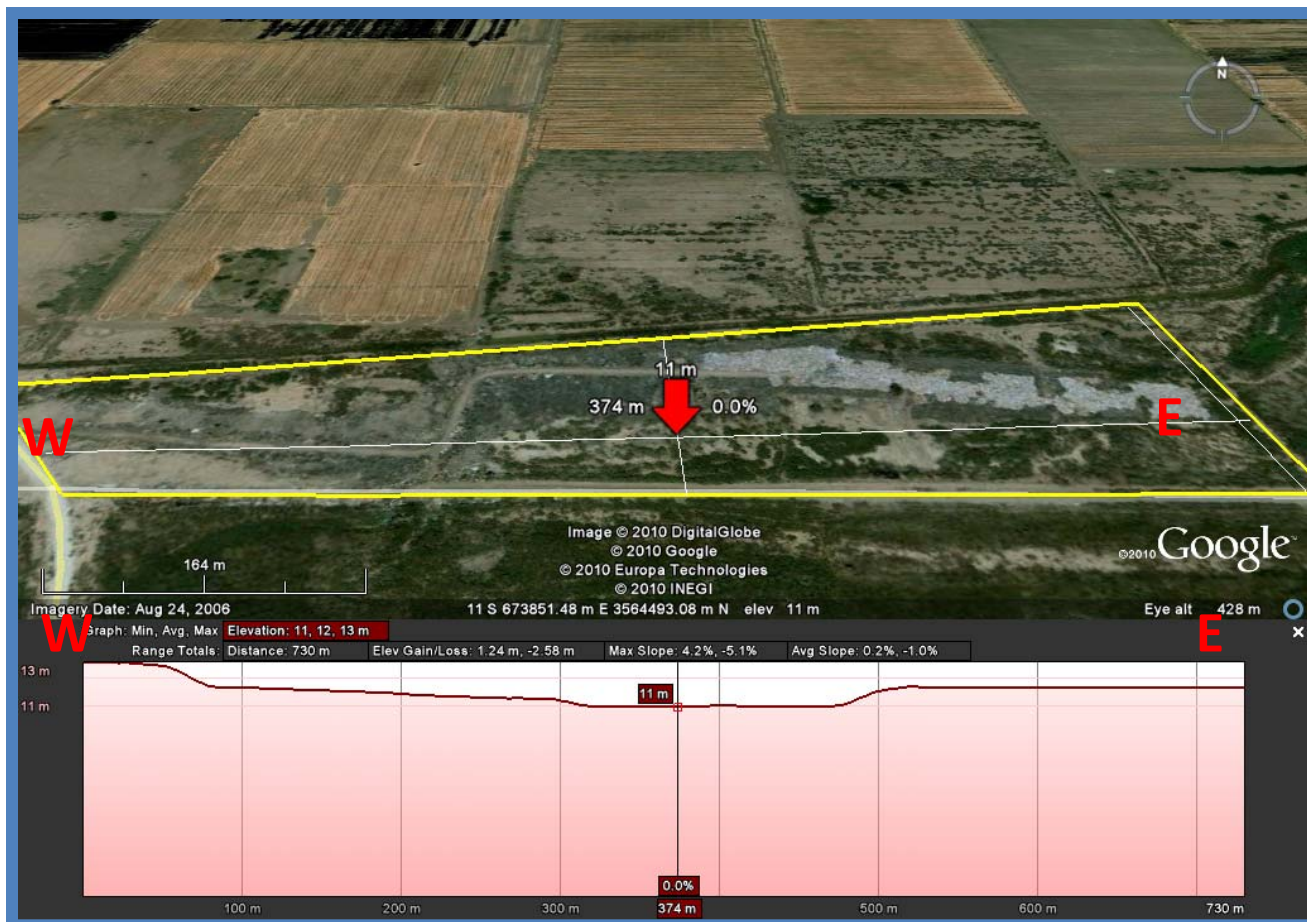


Figura 2-2. Perfil Este-Oeste de elevación de Sitio Vado Carranza: media de 12msnm. Adaptado de Google Earth 2010.

2.1.2 CLIMA

Regionalmente, el clima de Mexicali y su valle (en donde se encuentra el sitio de estudio) es de tipo muy seco cálido (INEGI, 2010). El Valle tiene un rango de temperatura desde $-6.0\text{ }^{\circ}\text{C}$ hasta $50.0\text{ }^{\circ}\text{C}$ con un promedio anual de alrededor de $22.3\text{ }^{\circ}\text{C}$ (Cobo Rivera, 2002). Los meses de junio, julio, agosto, y septiembre son los meses más calurosos.

El Valle tiene una precipitación pluvial media anual de 60 mm con un evaporación media anual de 325 mm (Cobo Rivera, 2002). Los vientos se presentan la mayor parte del año con dirección suroeste.

2.1.3 HIDROLOGÍA

El Río Colorado es la principal corriente que atraviesa y domina la región. El Valle de Mexicali es de un ambiente deltaico (Ramírez, 2006). Otras corrientes principales en la región son el Río Hardy y el Río Nuevo.

El sitio está enclavado dentro del corredor ripario y a una distancia aproximada de 1 km del cauce principal del Río Colorado. Como se ha mencionado, el sitio de estudio está ubicado en una zona agrícola con canales para riego y drenajes agrícolas a su alrededor (Figura 2-3). Debido a las actividades agrícolas, industriales, y urbanas, que son controladas por las grandes obras hidráulicas en USA, el caudal del Río Colorado se ha reducido en los últimos años (Glenn et al., 1998). La mayor parte del año, exceptuando los periodos de escurrimientos extraordinario, el cauce del Río se encuentra seco (Zamora-Arroyo, 2005).

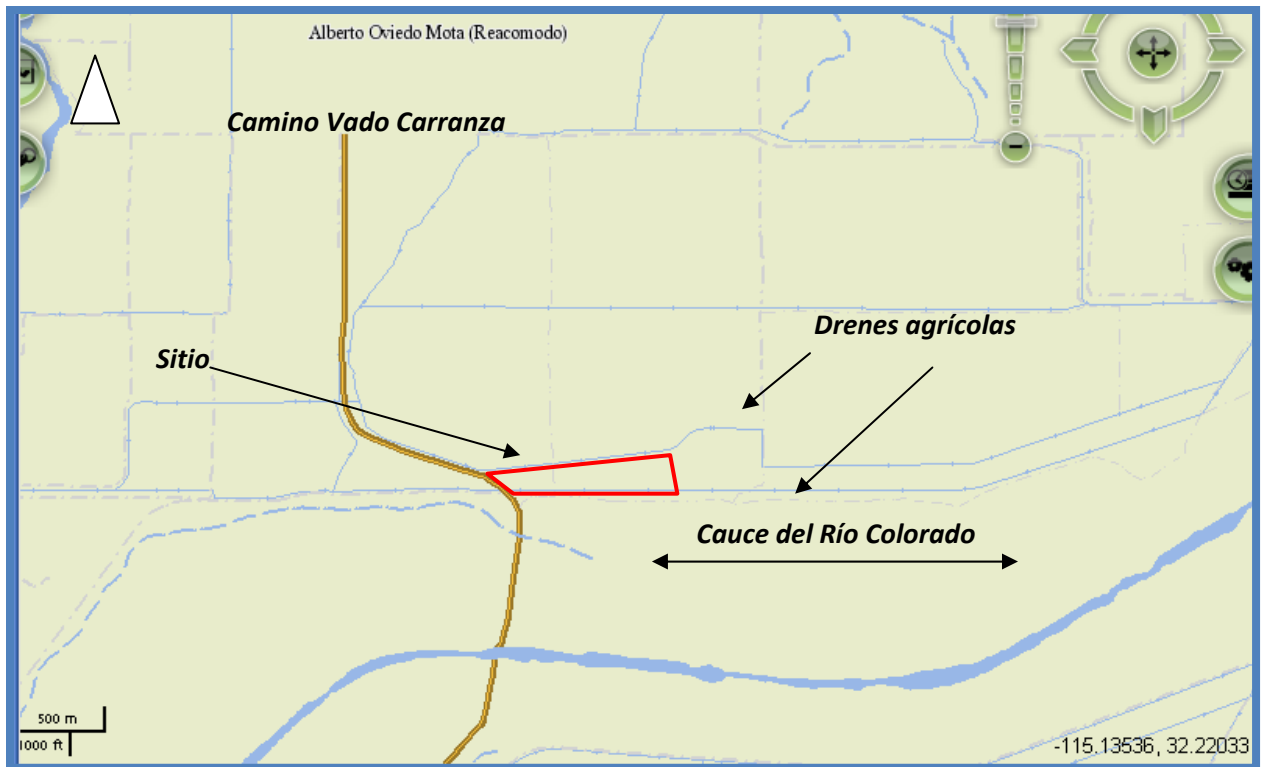


Figura 2-3. Aguas superficiales y la carretera en la zona del sitio. Adaptado de INEGI 2010

En el sitio, la profundidad de las aguas subterráneas oscila entre 2-3 metros, con un flujo hacia el Noroeste (Valdez, 2010). No hay pozos de agua potable en el sitio; sin embargo hay varios pozos de monitoreo utilizados en estudios anteriores en y alrededor del basurero.

2.1.4 GEOLOGÍA

Los suelos del Valle de Mexicali, son suelos aluviales formados por sedimentos depositados por las corrientes del Río Colorado, antes de su control, en su camino al Golfo de California. Sin embargo, los suelos por el oeste del valle, en la franja colindante con las sierras, proviene de las rocas intemperizadas (granitos y esquistos) que conforman estas sierras (Ramírez, 2006).

Específicamente, en el sitio de estudio, los suelos corresponden a suelos llamados vertisoles (INEGI, 2010a; Figura 2-5). Estos tipos de suelos son muy duros, arcillosos y masivos. Su coloración varía de café a café oscuro y presentan grietas anchas y profundas durante la temporada en que no se riegan. Estos tipos de suelos tienen un porcentaje muy bajo de material orgánico (Ramírez, 2006).

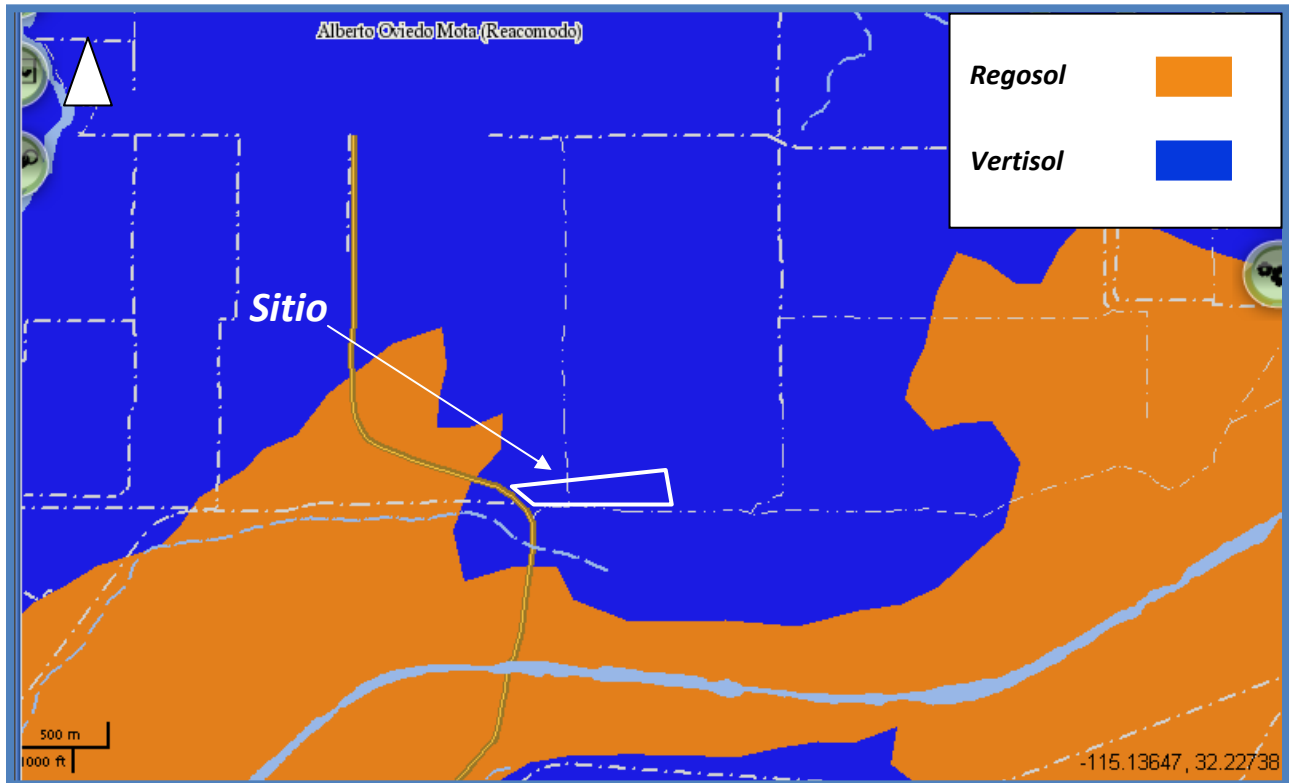


Figura 2-4. Tipos de suelos en la zona del sitio. Adaptado de INEGI 2010.

Es importante considerar que, debido a la práctica de quema a cielo abierto en este sitio, en varias zonas de la superficie se tiene una cubierta de cenizas de 0-10 cm. Un análisis de fotografías aéreas históricas (Anexo A), indica que la basura en el sitio se ha entremezclado por todas partes, por lo menos desde el año 2001. Esto quiero decir que es posible encontrar cenizas en varias partes de la superficie, ya que las quemadas no son controladas.

2.1.5 POBLACIÓN/RECEPTORES

El municipio de Mexicali cuenta con una población de aproximadamente 936,145 habitantes (INEGI, 2010b). La Colonia Carranza, poblado más cercano al sitio, tiene una población de aproximadamente 3,500 habitantes. En el vecino Ejido Alberto Oviedo Mota (Reacomodo) hay

una población de aproximadamente 6,500 habitantes (Tabla 2-1). El basurero sirve como depósito municipal de RSU para estas poblaciones y las que se mencionaron en la Tabla 2-1. A través de visitas y reconocimiento del área de estudio y sus alrededores, se identificaron dos tipos de receptores humanos en el lugar:

Los residentes: es decir, aquellas personas que realmente viven dentro o cerca del sitio y se mantienen a sí mismos de lo que colectan en el vertedero de basura.

Los trabajadores: se incluye a los conductores de camiones recolectores de basura y a los “pepenadores” que deambulan por el lugar libremente, sobre una base diaria, para ganarse la vida con el reciclaje de metal o de otros objetos de valor. Estos trabajadores son los que realizan la práctica de quema de basura para la recuperación de los metales se realiza.

Tabla 2-1. Poblados y número de habitantes que utilizan el basurero Vado Carranza. Tomado de Saucedo (2010)

Poblados	Habitantes
Ejido Oviedo Mota Reacomodo	6,500
Ejido González Ortega No.3	3,000
Col. Venustiano Carranza	3,500
Col. Carranza Margen Izquierda	400
Pob. Ricardo Mazón Guerrero	1,200
Pob. Francisco Murguía	1,500
Ejido Marítimo	1,000
Ejido Nuevo Michoacán	150
Ejido Durango	4,000
Ejido Sonora	4,500
Ejido Sonora Campos Nuevos	600
Ejido Cucapá Mestizo	1,000
Ejido Cucapá indígena	2,000
Colonia La puerta	1,500
Colonia Mariana	300
Ej. Adolfo López Mateos	350
Comunidad Indígena Cucapá “El Mayor”	350
Ejido González Ortega No. 1	450
Pob. José López portillo	150
Col. Leona Vicario	150
Col. Camacho	200
Ejido Andrés soberanes	50
Pob. El Caimán	100
Pob. El Faro	200
Total	33,150

2.2 ESTUDIOS PREVIOS

Los estudios previos documentados en el sitio de estudio incluyen los trabajos de Gómez (2010) y Valdez (2010). Los resultados más importantes de estos 2 autores se resumen a continuación:

- Gómez (2010) determinó que el alto contenido de metales pesados en sedimentos superficiales en la zona coincide con la quema a cielo abierto de residuos. Los concentraciones máximas determinadas por este autor son: zinc 1290 mg/kg; cobre 410 mg/kg; cadmio 10.7 mg/kg; y níquel 61 mg/kg. También detectó metales pesados en sedimentos a profundidad que relacionó con las cenizas o restos de incineración de residuos. Respecto al agua subterránea, detecto altas concentraciones de cadmio y cobre.
- Valdez (2010) evaluó el impacto de los residuos sólidos sobre la calidad del agua subterránea. En este trabajo se determinó que el flujo local de agua subterránea es en dirección SE-NW y que el acuífero es alimentado por agua del Río Colorado. Se detectaron dos plumas contaminadas bajo del sitio relacionadas principalmente a las concentraciones de iones mayoritarios. Los análisis mostraron concentraciones altas de metales pesados. La presencia de las plumas afirmo que el manejo de los residuos sólidos en el sitio (tiradero) no es eficiente en el control de la generación de contaminantes y su liberación al medio ambiente.

2.3 MARCO JURÍDICO

Una Evaluación de Riesgos Ambientales (ERA) es una parte del proceso de caracterización y limpieza llevadas a cabo por la autoridad en cumplimiento con la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de Residuos (LGPGIR, 2003) para las áreas contaminadas. Así, una ERA es implementada en sitios contaminados en México como un instrumento para determinar las acciones, presentes y potenciales, así como el curso de las mismas para la restauración del sitio.

El Reglamento de la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de Residuos (RLGPGIR) describe y define el proceso del ERA como parte del proceso de Restauración (Art. 140; La jerarquía de las leyes para la gestión integral de residuos se presenta en la Figura 2-5).



Figura 2-5. Jerarquía de las leyes ambientales

Específicamente, la LGPGIR, en el Título 5to, Capítulo V, Manejo de Residuos Peligrosos, describe el sistema de responsabilidad para la restauración de sitios contaminados. Por consiguiente el RLGPGIR en el Título 6to, Restauración de Sitios Contaminados, puede ser implementado para hacer frente a los sitios contaminados (LGPGIR, 2003; RLGPGIR, 2006). En los artículos 126 a 151 del RLGPGIR se describe el proceso de limpieza. Como resultado del RLGPGIR, se generaron diversas normas para describir la evaluación, caracterización, análisis y procesos de limpieza de los sitios contaminados.

En la Tabla 2-2 se mencionan algunas de las normas más utilizadas relacionados con la evaluación y restauración de los sitios contaminados. Son necesarias o recomendadas a seguir en el proceso de limpieza, que corresponde a su tema.

Tabla 2-2. Normas Oficiales Mexicanas vigentes en materia de evaluación y restauración de sitios contaminados.

Norma	Tema
NOM-052- SEMARNAT-2005	Residuos Peligrosos
NOM-133-SEMARNAT-2000	Bifenilos policlorados
NOM-138-SEMARNAT/SS-2003	Hidrocarburos
NOM-141-SEMARNAT-2003	Jales Mineros
NOM-147-SEMARNAT/SS-2005	Metales pesados y metaloides
NOM-155-SEMARNAT-2007	Lixiviación de oro y plata, (próxima a publicarse),
NMX-AA-132-SCFI-2006	Muestras de suelos contaminados con metales pesados y metaloides
NMX-AA-134-SCFI-2006	Análisis químicos de muestra de suelos con hidrocarburos fracción pesada
NMX-AA-141-SCFI-2006	Análisis químicos de muestra de suelos con BTEX
PROY-NMX-AA-105-SCFI-2007	Análisis químicos

CAPITULO 3

3. MARCO TEORICO: EVALUACION DE RIESGO AMBIENTAL (ERA)

3.1 DEFINICIÓN Y CONCEPTOS DE LA ERA

La ERA forma parte del programa de remediación de sitios contaminados y según el RLGPGIR este programa completo debe incluir:

- Estudios de caracterización,
- Estudios de evaluación del riesgo ambiental (ERA)
- Investigaciones históricas, y
- La propuesta de remediación.

La ERA tiene por objeto definir si la contaminación existente en un sitio, representa un riesgo para el ambiente o para la salud (RLGPGIR, artículo 140). Específicamente, la ERA usa una serie de técnicas que se aplican cuando las respuestas no son obvias y la información es ambigua e incierta. Se utilizan las herramientas de la ciencia, la ingeniería y la estadística para analizar la información relacionada con los riesgos y, para estimar y evaluar la probabilidad y magnitud del riesgo ambiental y de la salud. La ERA no proporciona una fórmula para tratar la problemática de riesgos. Aunque, lo que sí mejora es la capacidad de los científicos y tomadores de decisiones en la identificación, evaluación, control y reducción de riesgos asociados con actividades del hombre (Peña et al., 2001).

La ERA tiene como meta estimar la severidad y probabilidad de que se produzca un daño para la salud humana y el ambiente por una actividad o exposición a una sustancia, que bajo ciertas circunstancias es probable que pueda causar daño a la salud humana o al ambiente. En general se usan cuatro técnicas que, aunque distintas, están muy relacionadas, y son:

1. Evaluación de mecanismo de emisión del los contaminantes
2. Evaluación de escenario de exposición
3. Evaluación de la toxicidad de los contaminantes
4. Caracterización del riesgo

3.1.1 CONTENIDO DE UNA ERA

Según la SERMARNAT (2006), cuando entre los receptores de un sitio contaminado se encuentran seres humanos, un estudio de ERA debe contener la siguiente información:

1. Antecedentes generales e información relevante del sitio.
2. Definición del problema.
3. Caracterización de la Exposición.
4. Caracterización del Riesgo.
5. Herramientas para la evaluación de efectos en humanos.
6. Conclusiones y recomendaciones.

3.2 CONCEPTOS BÁSICOS PARA LA ERA

3.2.1 RIESGO

Riesgo: Probabilidad o posibilidad de que el manejo, la liberación al ambiente y la exposición a un material o residuo, ocasionen efectos adversos en la salud humana, en los demás organismos vivos, en el agua, aire, suelo, en los ecosistemas, o en los bienes y propiedades pertenecientes a los particulares (LGPGIR 2003).

Se dice que una persona se puso en “riesgo” cuando está “expuesta” a un “peligro”. La magnitud del riesgo es una función de la peligrosidad de la sustancia y de la magnitud de la exposición (Peña et al., 2001):

$$\text{RIESGO} = f(\text{EXPOSICION, PELIGRO})$$

3.2.2 CARACTERIZACIÓN DEL RIESGO

La caracterización de riesgo debe de calcularse para efectos cancerígenos y para efectos no-cancerígenos. En ambos casos, primero se calcula el riesgo individual y después se procede a estimar el riesgo poblacional. Así, la caracterización de riesgo queda acotada a las siguientes consideraciones (ATSDR, 2005):

- Riesgos cancerígenos: es probable que cause cáncer en seres humanos
- Riesgos no-cancerígenos: no ha sido comprobado que cause cáncer en seres humanos

3.2.3 ESCENARIO DE EXPOSICIÓN

El escenario de exposición es el área física donde se emiten o derraman los contaminantes al ambiente, donde se transportan y donde la población entra en contacto con el medio contaminado.

El estudio del escenario consta de dos partes fundamentales:

- La descripción fisicoquímica del sitio, y
- La descripción de las poblaciones que es probable que sufran la exposición.

Las características del sitio y de la población serán aquellas que se utilicen para estimar las exposiciones. Para esto es importante establecer el uso del suelo del sitio.

Para el propósito de la ERA, los usos del suelo se clasifican en:

- Residencial
- Comercial/industrial/agropecuario
- Recreativo

La clasificación del uso del suelo sirve para caracterizar el patrón de actividades y su efecto sobre la intensidad, frecuencia y duración de las exposiciones. Lo que se logra con esta clasificación en función del patrón de actividades es:

- Determinar el porcentaje del tiempo que los individuos pasan dentro del escenario de exposición.
- Clasificar las subpoblaciones de acuerdo a si realizan sus actividades a la intemperie, en el interior o en ambos ambientes
- Identificar los cambios estacionales de actividades
- Determinar si la población local tiene acceso restringido o ilimitado al sitio

Al analizar el uso del suelo se debe determinar si es probable que cambie en el futuro y si este cambio va a repercutir en el patrón de actividades que se llevan a cabo en el sitio. Para determinar la posibilidad de cambios futuros podemos consultar los reglamentos oficiales sobre el uso del suelo, los mapas de zonificación, entre otros. (Peña et al., 2001)

3.2.4 RUTA DE EXPOSICIÓN

La trayectoria que sigue un contaminante desde la fuente de emisión hasta el contacto con las poblaciones previamente seleccionadas como potencialmente expuestas, incluyendo la vía de ingreso del contaminante a los organismos expuestos, se denomina ruta de exposición.

Una ruta está completa si hay una liberación de una sustancia desde una fuente, un escenario de exposición donde pueda ocurrir un contacto y una vía de exposición o ingreso. Las características fundamentales de la fuente son su localización y los mecanismos de emisión. Así para su localización y descripción se utilizan los datos de muestreo y la información preliminar que se tenga acerca del sitio. Además, se localizan los lugares dónde se están liberando, se liberaron o se espera que se liberen los contaminantes, identificando todos los mecanismos posibles de liberación y de medios receptores.

Por ejemplo: la presencia de un suelo contaminado cerca de un tanque puede indicar que el tanque con rupturas (fuente) presentó fugas (mecanismo de liberación) hacia el suelo (medio receptor) (Figura 3-1). La fuente puede ser también punto de contacto si los organismos receptores entran en contacto directo con ella.

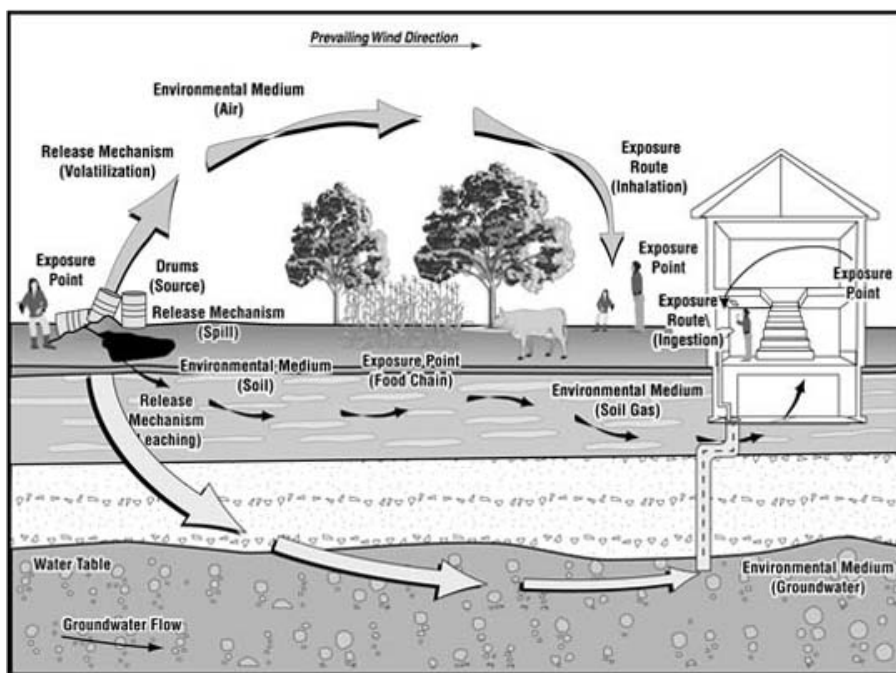


Figura 3-1. Fuente de emisión, mecanismos de liberación, y rutas de exposición (ATSDR 2005).

3.2.5 TRANSPORTE Y DESTINO

Después de que la sustancia ha sido liberada se sucede al proceso de transporte hasta su destino final. Así, a esta sustancia le puede pasar lo siguiente:

- Acumularse en uno o más medios incluyendo el de recepción
- Transportarse por una corriente de agua (disuelta o suspendida en algún sedimento), o por los vientos (en estado gaseoso o en los polvos).
- Transformarse físicamente (volatilización, precipitación), químicamente (fotólisis, hidrólisis, oxidación, reducción, etc.) o biológicamente (biodegradación)

Para estudiar la distribución de una sustancia en el ambiente es necesario conocer sus propiedades físicas y químicas y las del medio y/o medios en los que se desplaza. Estos datos se alimentan en modelos que representan el transporte dentro del medio de recepción, las transferencias de este medio a otros y los transportes dentro de los medios a los que fue transferido. Los modelos incluyen términos para representar cada uno de los procesos que sufre la sustancia en el ambiente.

Con los modelos se puede estudiar la cinética de los tóxicos en cualquier lugar de la ruta, especialmente se pueden estimar las variaciones de la concentración del tóxico en el punto de contacto, cuando no se disponga de datos completos de muestreo ambiental en este lugar.

Uno de los propósitos del análisis de transportes y destinos es predecir las exposiciones futuras y el diseño de estrategias para la prevención de la contaminación.

El análisis del proceso de transporte de tóxicos en el medio ambiente permite esclarecer las ligas existentes entre las fuentes y los medios contaminados y contestar las siguientes preguntas sobre los tóxicos:

- 1) ¿Cuáles especies químicas están presentes en las fuentes dentro del sitio?
- 2) ¿En qué medios, dentro y fuera del sitio, y en qué formas químicas se encuentran los tóxicos?
- 3) ¿En qué medios y en qué localizaciones se podrán encontrar en el futuro?

3.2.6 PUNTO DE EXPOSICIÓN

Se consideran como puntos de exposición potencial todas las fuentes y medios contaminados si:

- el sitio se encuentra en uso
- el acceso al mismo no está restringido o de alguna otra forma limitado
- si el contacto es posible en el futuro por un uso alterno del suelo

3.2.7 VÍAS DE EXPOSICIÓN

La vía de exposición es el mecanismo por medio del cual el contaminante entra al organismo. En el caso de exposiciones ambientales las vías de exposición son ingestión, inhalación y contacto cutáneo. La selección de cuáles vías se deben de estudiar, depende de los medios en los que se encuentre el tóxico en el punto de contacto. Si se encuentra en el agua potable, en los alimentos o en el suelo la vía de exposición será la ingestión, si se encuentra en el aire, sea como gas, vapor o partículas suspendidas, el ingreso será por la vía respiratoria (inhalación) y si se encuentra en el agua o aire que entra en contacto con la piel, el ingreso será por vía cutánea.

3.2.8 CUANTIFICACIÓN DE LA EXPOSICIÓN

El estudio de la ruta de exposición tiene por objeto llegar a determinar la cantidad (concentración) de sustancia tóxica que contacta un organismo durante el período de exposición y poder estimar las exposiciones futuras.

3.2.9 CONTAMINANTES CRÍTICOS (CCs)

En los sitios contaminados generalmente existe una gran variedad de sustancias o compuestos tóxicos. Sin embargo, debido a varios factores (altos costos en tiempo y dinero) es imposible poder evaluar la totalidad de ellos. Por esta razón debe hacerse una selección de los contaminantes que serán evaluados, y que serán denominados como contaminantes críticos (CC) (SEMARNAT, 2006). En la selección de contaminantes críticos se considera el siguiente proceso de selección:

- Comparar las concentraciones máximas de contaminantes presentes en los medios afectadas (agua, suelo y sedimentos) con las concentraciones de fondo.
- Comparación de la concentración de los contaminantes presentes en el sitio con las concentraciones de una tabla de valores de referencia, por ejemplo: Concentraciones de Referencia o Límites Máximos Permisibles.

Las consideraciones para establecer estos CC's es con base en los siguientes aspectos o características:

- Información histórica,
- Toxicidad, movilidad, persistencia y bioacumulación,
- Rutas de exposición específicas,
- Problemas de tratabilidad de la sustancia,
- Toxicidad equivalente de la clase de químicos por ejemplo dioxinas, PAHs

- Frecuencia de detección,
- Importancia de la sustancia,
- Comparación con concentraciones de fondo.

3.2.10 RECEPTORES

Los receptores son los organismos biológicos que pueden ser afectados por la exposición a un químico peligroso. Las evaluaciones de riesgos relacionados con químicos generalmente se dividen en dos; en las evaluaciones de riesgo para la salud y las evaluaciones de riesgo ambiental. Las evaluaciones de riesgo para la salud se centran en los seres humanos como receptores; sin embargo las evaluaciones de riesgos ambientales se enfocan en todos los organismos biológicos como individuos, así como en el funcionamiento ecológico (Health Canada, 2004).

Los seres humanos pueden dividirse en grupos por edad. Como base, la división de grupos por edad pueden ser las siguientes:

- Los lactantes (0 a 6 meses),
- Los niños (7 meses a 4 años),
- Infantil (5 años a 11 años),
- Adolescentes (12-19 años) y
- Adultos (20 + años).

Los grupos de edad se evalúan por separado debido a que muchos de los factores que determinan el grado de exposición son diferentes. Además, ciertos grupos de edad son más susceptibles a los efectos químicos (es decir, bebés, niños pequeños y mujeres embarazadas a menudo son los más sensibles a la exposición química) (Health Canada, 2004).

3.3 MODELO CONCEPTUAL DEL SITIO (MCS)

Uno de los primeros pasos en la caracterización de un sitio contaminado es desarrollar un modelo teórico del sitio mediante todo lo que ya se conoce acerca de este (SEMARNAT, 2001). Así, un modelo conceptual del sitio puede ayudar a realizar esta tarea (US EPA, 1989; DTSC, 1999). El modelo conceptual del sitio presenta información acerca de las condiciones del lugar y los impactos potenciales a los receptores en una representación esquemática o gráfica, como se muestra en las Figuras 3-2. Posteriormente, se identifican las fuentes de contaminación y enlaces a los posibles receptores a través de los mecanismos de liberación, los posibles itinerarios y rutas de exposición para el sitio.

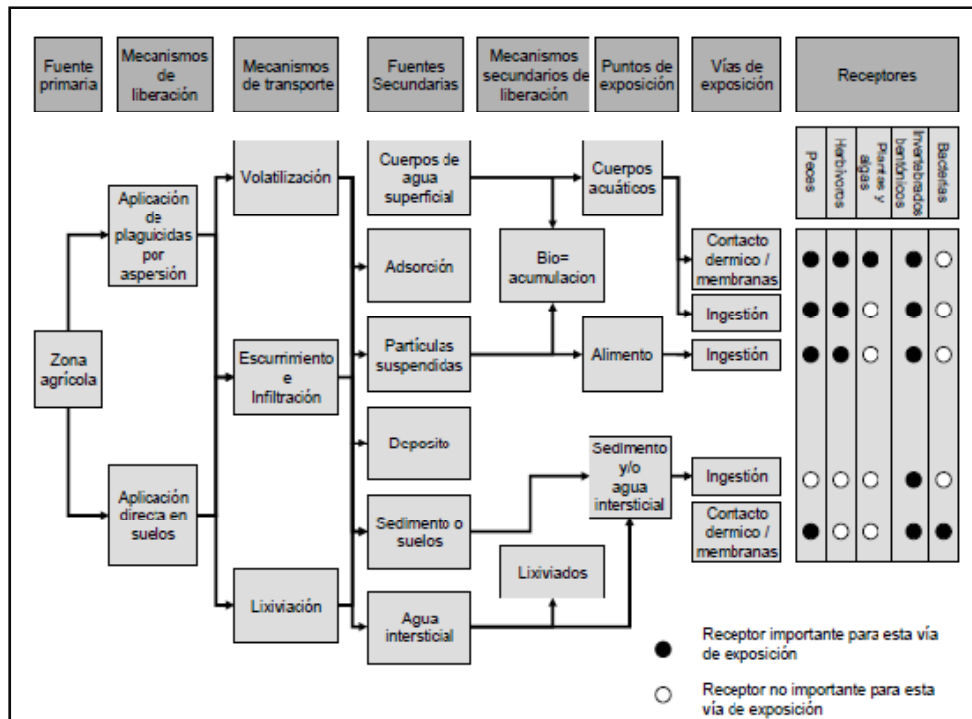


Figura 3-2. Ejemplo modelo conceptual de sitio; forma esquemática (Mendoza, 2006)

3.3.1 MODELO CONCEPTUAL DEL SITIO DE ESTUDIO: VADO CARRANZA

Como se indica en el punto 2.1.5, a través de visitas y de reconocimiento del sitio, se identificaron dos tipos de receptores humanos:

- Los trabajadores
- Los residentes

Esto se corrobora con el uso actual de la tierra y el no-restringido acceso al sitio. También se detectaron algunas personas que realmente viven dentro o cerca del sitio y que sobreviven de hurgar en la basura del sitio. La clasificación de los trabajadores incluye a los conductores de camiones recolectores de basura y a los pepenadores que no viven dentro del sitio pero que deambulan por el lugar libremente, para ganarse la vida con el reciclaje de metal o de otros objetos de valor y quemando la basura para extraer los metales. En la clasificación de “residente” se asume que el receptor vive en el lugar, y también realiza las actividades de quema de basura y de separar el residuo con valor comercial.

De este modo, el modelo conceptual del basurero Vado Carranza (Figura 3-4) se estableció con base en los datos disponibles que arrojaron niveles elevados de metales pesados en los suelos superficiales, y por el hecho de que la quema de basura es la fuente antropogénica de ésta contaminación. Así, la basura quemada, sus residuos y cenizas, se han considerado como las principales fuentes de contaminación.

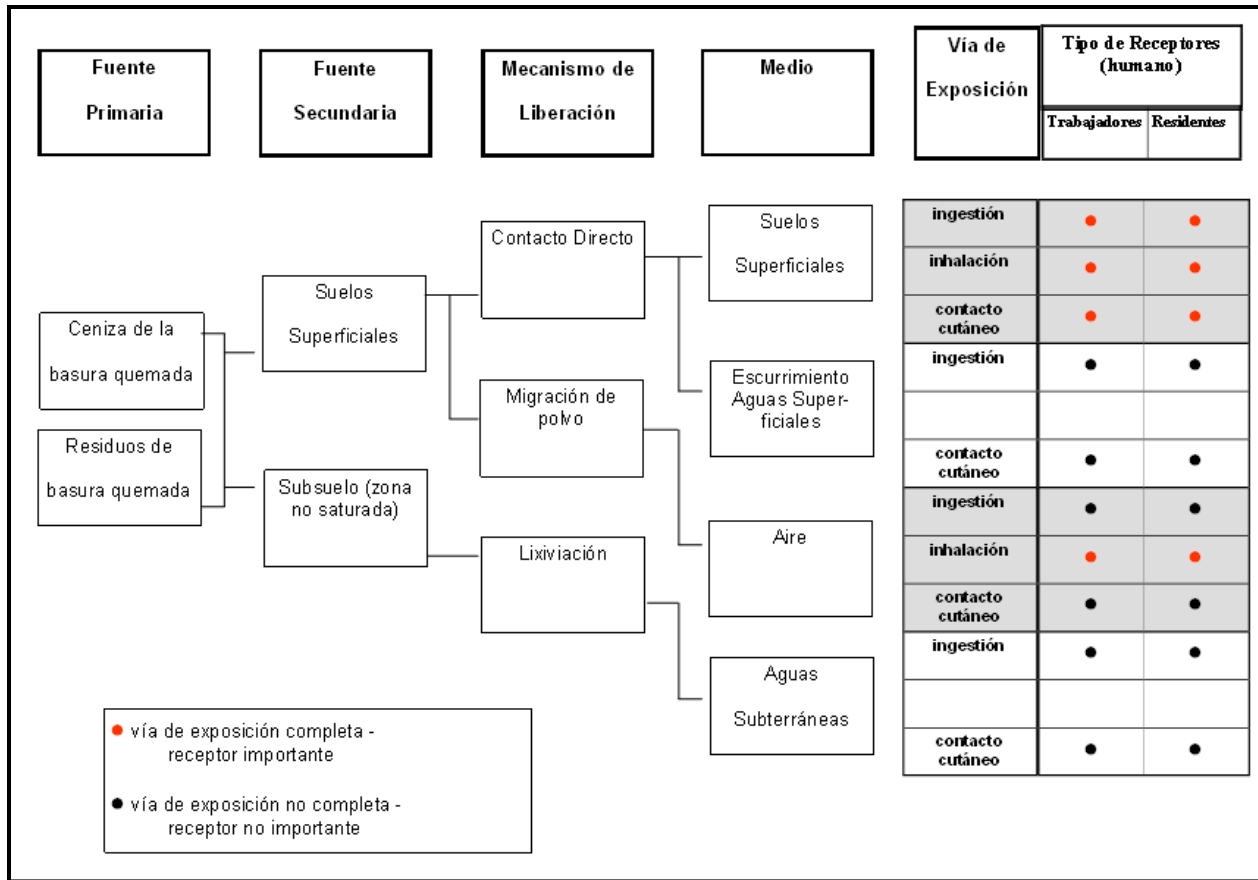


Figura 3-3. Modelo Conceptual de Sitio Vado Carranza

El medio directamente afectado es la superficie del suelo del lugar, que puede ser considerado como la fuente secundaria de contaminación, así como el subsuelo a zona no saturada. En el sitio la zona no saturada está afectada con niveles elevados de metales en áreas donde la basura suele ser quemada. Estas fuentes secundarias, están afectadas por mecanismos de liberación como la dispersión del viento y perturbaciones en la superficie. Estudios previos han demostrado que los metales y otros contaminantes llegan a las aguas subterráneas del sitio a través de la lixiviación (Valdez, 2010). A través de estos mecanismos de liberación (lixiviación, la dispersión por aire y la perturbación en la superficie), los diferentes medios en el sitio son afectados por la contaminación que se originó con la quema de basura.

En función del modelo conceptual propuesto los medios son:

- La superficie del suelo,
- El aire,
- El escurrimiento de aguas superficiales y
- Las aguas subterráneas.

Los receptores potenciales previamente identificados tienen que haber estado expuestos a estos medios afectados para poder considerarse en situación de riesgo. Por lo tanto, una vía directa de exposición, conceptualmente representa un riesgo de exposición (ASTM, 2008). A continuación se presentan las vías de análisis:

1. En el sitio de estudio, no hay pozos de agua potable subterránea, y por lo tanto no puede ser demostrado que los receptores estén expuestos al beber agua. Por lo tanto esta ruta de exposición se ha marcado como incompleta.
2. Dentro y fuera del sitio de estudio los receptores podrían llegar a ser expuestos al polvo, y por lo tanto la ruta de aire, se considera como una ruta de exposición completa. Sin embargo, para los efectos de éste estudio sólo se considerarán los receptores dentro del sitio. También la ingestión y contacto dérmico son vías posibles, pero la exposición por partículas ya se considera en la ruta de la superficie del suelo, por lo que sólo tomaremos en consideración la inhalación de aire, sin tomar en cuenta el contacto con la piel o ingestión de partículas en el aire.
3. En el sitio no existe ninguna acumulación de agua superficial, sin embargo, la contaminación puede migrar con el escurrimiento superficial de las precipitaciones. Debido a la ausencia de agua superficial, y la baja cantidad y frecuencia de precipitación, esta ruta se considera incompleta.
4. En el sitio, el medio principal con el que los receptores entran en contacto directo con la fuente es con el suelo superficial. Los receptores podrían estar expuestos a la superficie del suelo por la vía de inhalación, ingestión y contacto con la piel, por lo tanto, los suelos se considera una ruta de exposición completa.

CAPITULO 4

4. MATERIALES Y MÉTODOS

4.1 PLAN DE MUESTREO DE CAMPO

Este plan presenta los objetivos de muestreo de campo, información detallada y antecedentes del muestreo del terreno, estrategia utilizada para el muestreo y los métodos de muestreo para la aplicación en el sitio de estudio.

Para alcanzar los objetivos planteados en el estudio y que básicamente consistió en la ERA del basurero del Vado Carranza, cuya gestión se considera inadecuada, se realizó un diseño experimental que básicamente consistió en:

- a) **Selección de puntos de muestreo.** Esto es, obtener un número representativo de muestras del sitio de 13.75 hectáreas, para identificar la contaminación de los suelos superficiales y para obtener resultados analíticos. Cabe resaltar que no se obtuvieron muestras de aguas superficiales o subterráneas y no se realizaron muestreos de gas del subsuelo.
- b) **Conocer los antecedentes del sitio.** Históricamente el uso del suelo de la zona fue con fines agrícolas. Por lo menos desde 2001, el sitio ha sido utilizado como basurero municipal (ver Anexo A para el análisis de fotografías aéreas; Anexo B para fotografías del sitio y muestreo). Investigaciones anteriores (Gomez, 2010; Valdez, 2010) han demostrado que el sitio es utilizado para quemar basura. Actualmente, los depósitos recientes de basura, así como el suelo cubierto y afectado por cenizas pueden ser observados a simple vista, como se puede observar en la Figura 4-1.
- c) **Análisis de laboratorio.** Realizar el análisis de las muestras para determinar los contaminantes críticos.

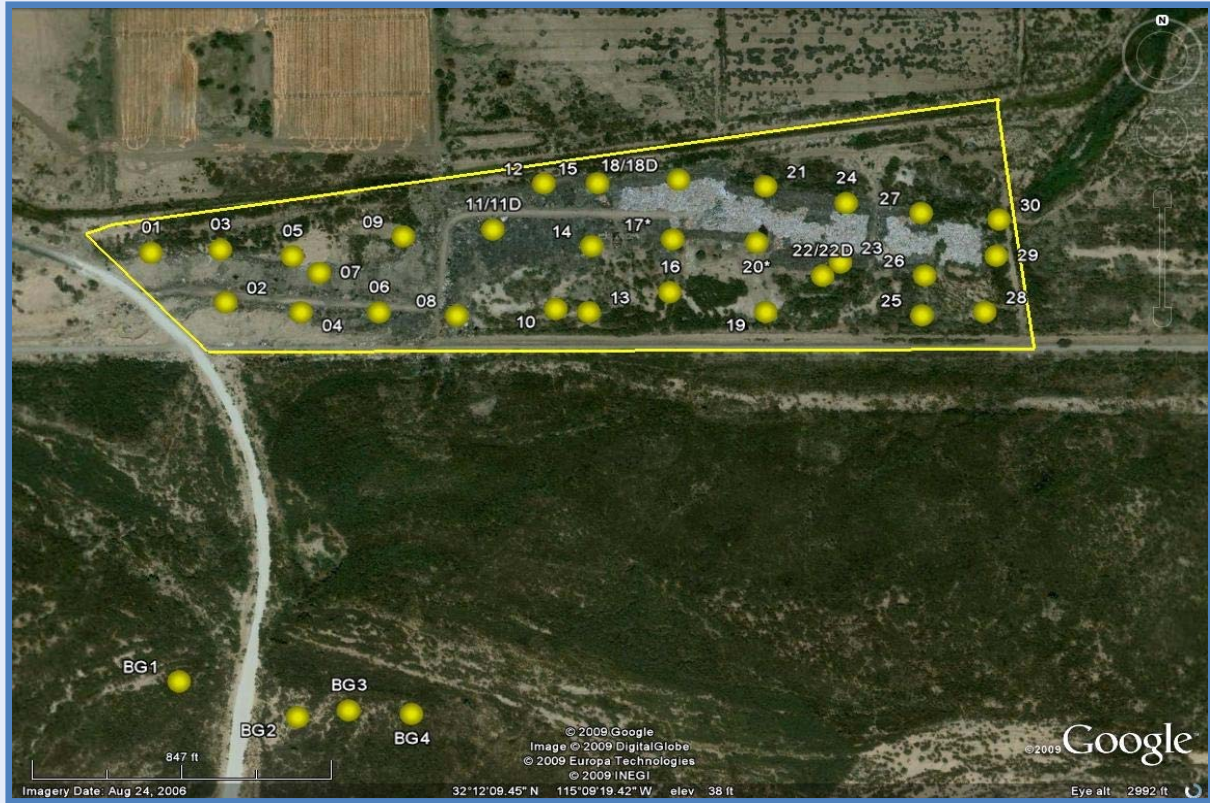


Figura 4-1. Distribución de los puntos de muestreo. Adaptado de Google (2010).

4.1.1 SELECCIÓN DE PUNTOS DE MUESTREO

La figura 4-1 muestra los 30 puntos de muestreo propuestos dentro de los límites del sitio. La toponimia de las muestras fue S01 a S30 (S: es de Superficie). Para los valores de fondo se tomaron muestras de cuatro puntos que se encuentran fuera del sitio y etiquetados como BG01 a BG04 (BG: significa “Background”). Estas cuatro muestras se obtuvieron de un punto situado a 500 metros fuera del sitio, tratando que fuera el mismo tipo de suelos que del basurero, además, no perturbados (en lo máximo posible) y a una profundidad de entre 15-30 cm. También, como medida de control, se obtuvieron tres muestras por duplicados, que se nombraron como S11D S18D, y S22D (D: significa Duplicado). Las coordenadas geográficas de los lugares también se muestran en Anexo C.

La selección de los puntos de muestreo fue para obtener una cobertura representativa de las 13.75 hectáreas del sitio, lo que proporcionó aproximadamente una muestra por cada acre en todo el sitio.

4.1.2 METODOS DE MUESTREO

Las muestras se obtuvieron de la parte superior del suelo entre 0-15 cm de profundidad. Para la toma de muestra se debió de remover lo más posible el material orgánico para obtener en su mayor parte solo suelo o ceniza. Las muestras se obtuvieron utilizando una paleta de 2 oz. de plástico esterilizada y desechable.

Las muestras de suelo se colocaron en un contenedor de vidrio de 8 oz. previamente lavado y cubiertos con una tapa de teflón (Figura 4-2). La ubicación de la muestra en el campo fue confirmada con el uso de una unidad de GPS.



Figura 4-2. Fotografía del contenedor de vidrio con muestra de suelo de fuera del sitio.

4.1.3 ASEGURAMIENTO Y CONTROL DE LA CALIDAD

Como medida de control y calidad de los datos, aproximadamente el 10% de las muestras recolectadas en el sitio se recogieron por duplicados. Estos duplicados de muestras fueron escogidos al azar utilizando un generador de números y como se menciono anteriormente se etiquetaron como S11D, etc.

El procedimiento seguido para esto fue el método US EPA 6200 que requiere de enviar por lo menos el 5% de las muestras a un laboratorio (para los análisis de metales) para proporcionar una correlación con las muestras analizadas con fluorescencia de rayos X (XRF) por sus siglas en ingles). Por lo tanto, para este proyecto se envió el diez por ciento, ó 3 muestras a un laboratorio certificado para obtener las curvas de correlación con los datos obtenidos por XRF. Los recipientes de muestreo, los conservantes y los tiempos de retención se indican en Tabla 4-1. En el apartado 4.2.1, se ahondará sobre este método.

Tabla 4-1. Los recipientes de muestreo, los conservantes y los tiempos de retención

Compuesto	Medio	Tipo de contenedor	Preservativa	Tiempo de retención antes de análisis
metales	suelos/cenizas	vidrio de 8 oz / tapado con una tapa de teflón	no	6 meses
dioxinas/furanos	suelos/cenizas	vidrio de 8 oz / tapado con una tapa de teflón	no	1 año
SVOCs	suelos/cenizas	vidrio de 8 oz / tapado con una tapa de teflón	no	14 días
PCBs	suelos/cenizas	vidrio de 8 oz / tapado con una tapa de teflón	no	7 días

Los contenedores de muestras fueron pre-etiquetados. Después de la toma de muestras, los recipientes con las muestras se colocaron en bolsas de plástico de ½ galón, que también estaban etiquetadas como se muestra en la figura 4-3. Estas bolsas se mantuvieron en una hielera para su almacenamiento y transporte. No se utilizaron conservadores debido a los requisitos analíticos. La hielera se mantuvo bajo el cuidado de un representante de la Universidad en modo de “Cadena de Custodia”. Hasta su envío para sus análisis a los Estados Unidos de Norteamérica (Anexo D).



Figura 4-3. Embalaje de los contenedores de muestras, en bolsas de plástico de ½ Galón.

4.2 ANALISIS

La cobertura del sitio con puntos distribuidos casi regularmente fue con el fin de definir el alcance horizontal de la contaminación por metales en la superficie del sitio, y así obtener resultados analíticos para apoyar una evaluación de riesgo. La tabla 4-1 resume los contaminantes analizados y la justificación para el muestreo.

Área de evaluación	Contaminante	Justificación de muestreo de contaminantes
Suelos superficiales (0-15cm)	Metales, SVOCs PCBs, Dioxinas/Furanos	Las muestras se recogerán para caracterizar las cenizas y los suelos superficiales del sitio.

Tabla 4-1. Justificación para el muestreo

En el Anexo C, se presentan las coordenadas geográficas. Cabe resaltar que debido a las condiciones del campo, algunos puntos de muestreo se tuvieron que mover por lo que su distribución en la zona de estudio, no fue lo que inicialmente se había planeado (Figura 4-4).

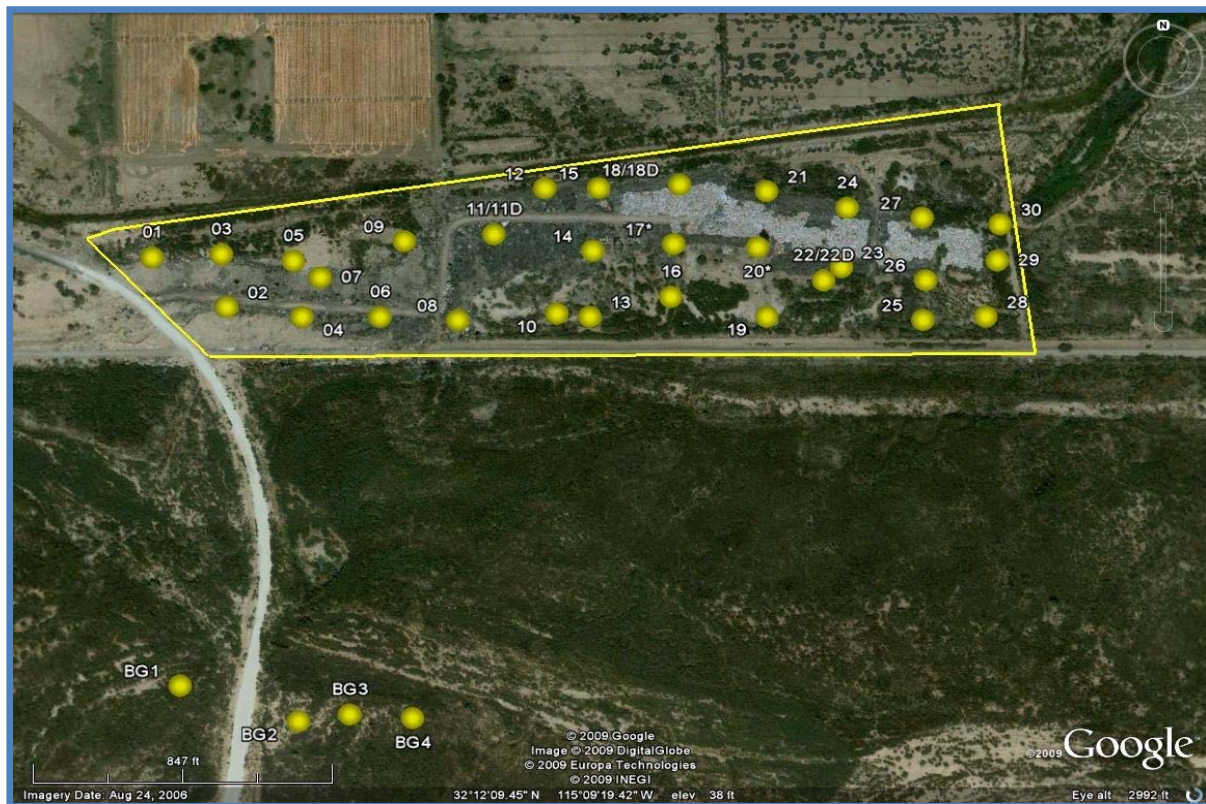


Figura 4-4: Distribución de los puntos de muestreo. Adaptado de Google (2010).

4.2.1 METALES XRF (Lote A)

Todas las muestras fueron preparadas y analizadas por el Método EPA 6200: fluorescencia de rayos X- (US-EPA 2007). Para esto se utilizó un equipo analizador de fluorescencia de rayos X (XRF; por sus siglas en inglés) con el que se determinaron las concentraciones elementales en suelos y sedimentos. (Anexo E: protocolo de XRF se presenta el Método USEPA 6200).

La espectroscopia de fluorescencia de rayos X (XRF) es una técnica no destructiva de análisis cualitativo y cuantitativo utilizado para determinar la composición química de las muestras. En este análisis, un tubo de rayos X (fuente) emite radiaciones a la muestra. En tal interacción los rayos X pueden someterse a la dispersión (proceso dominante) o a la absorción por los átomos de la muestra, proceso conocido como el efecto fotoeléctrico (coeficiente de absorción). Este fenómeno se origina cuando la radiación incidente golpea a un electrón de la capa más interna de un átomo y se genera una vacante. El átomo está alterado y libera su energía excedente casi instantáneamente para llenar la vacante con un electrón de una de sus capas de más alta energía. Este reordenamiento de los electrones (liberación de energía) se asocia con la emisión en forma de rayos X característico. Este proceso se conoce como la emisión de rayos X fluorescentes (rendimiento fluorescente). La eficacia global del proceso de fluorescencia se conoce como la eficiencia de excitación y es proporcional al producto del coeficiente de absorción y el rendimiento de fluorescencia (Beneski, 2007; US EPA, 2007; Amptek, 2009). La máquina XRF se utiliza con una caja de plomo para protección contra rayos X y, los datos se descargan a una computadora, Figura 4-5.



Figura 4-5: Análisis con la maquina XRF

4.2.2 METALES LABORATORIO CERTIFICADO (Lote B , C)

Metales lotes B y C fueron analizados por espectrometría de plasma - emisión atómica (ICP-AES) - Método EPA 6010. Bajo este método, las muestras se nebulizada y el aerosol resultante es transportado a una antorcha de plasma. Espectros de emisión de elementos específicos son producidos por una radio-frecuencia de plasma. Las medidas se toman por espectrometría óptica.

Para la preparación de muestras de metales, 1 gramo de la muestra se digirió con adiciones repetidas de ácido nítrico y peróxido de hidrógeno. A continuación, se realizó ICP-AES en esta preparación.

4.2.3 ORGANICOS: DIOXINAS, FURANOS, PCB's Y SVOC's

Método 1613 para Dioxinas

Este método es para la determinación de tetra a octa-dibenzo-p-dioxinas (CDD) y dibenzofuranos (CDF) en agua, suelo, sedimentos, lodos, tejidos y otras matrices por cromatografía de gases de alta resolución / espectrometría de masas de alta resolución (HRGC / HRMS). Los congéneres se identifica a través de la comparación del tiempo de retención y la relación de la abundancia de iones y relaciones de masa-carga con el tiempo de retención correspondiente de un estándar laboratorio.

Método 8270 para SVOCs

Método de 8270 se utiliza para determinar la concentración de compuestos orgánicos semivolátiles en extractos preparados a partir de muchos tipos de matrices de residuos sólidos, los suelos, y las muestras de agua. En nuestra caso - suelos. Las muestras son analizadas por cromatografía de gases / espectrometría de masas (GC/MS). Identificación de los compuestos de interés se realiza a través de la comparación de sus espectros de masas con los espectros de impacto de electrones de un estándar laboratorio.

Método de 3550 fue utilizado para la extracción y preparación de muestras para SVOC. Se trata de un proceso ultrasonido que asegura el contacto de la matriz de la muestra con el disolvente de extracción. Una muestra de 30 g fue mezclado con sulfato de sodio anhidro para formar un polvo que fluye libremente. A continuación, el disolvente fue extractado. El extracto se analizó por GC /MS.

Método 8082 para PCBs

Método de 8082 se utiliza para determinar las concentraciones de bifenilos policlorados (PCBs) como Aroclors, en muestras sólidas y acuosas. Aroclors son mezclas de varios componentes de los PCBs. Cromatografía de gases y detectores de electrones (GC/ECD) se utilizan para el análisis. Las muestras se extraen y se prepararon a través del método de 3550, como se mencionó anteriormente para SVOCs. Para los PCBs, el extracto se analizó mediante la inyección de una alícuota de 2 uL en un cromatógrafo de gases equipado con detector de electrones. Los datos cromatográficos es el utilizado para determinar los siete Aroclors.

4.3 ERA: METODOLOGÍA

El objetivo de la ERA es evaluar los riesgos potenciales a la salud humana asociados con la exposición a sustancias químicas en un supuesto escenario residencial o industrial.

Los resultados se utilizan para identificar las sustancias químicas y las vías o medios de exposición que puedan suponer un riesgo inaceptable para los receptores hipotéticos actuales y futuros en el sitio.

El enfoque general que se utilizó para la detección y evaluación de los riesgos a la salud, están basados en los documentos guías, siguientes:

- SEMARNAT, 2006
- USEPA, 1989,1991,2002, 2003
- Cal-EPA/DTSC 1999

Específicamente, para este estudio, enfoquemos en cinco componentes principales y se resume brevemente como sigue:

Evaluación y Revisión de Datos: Una revisión de los datos recolectados previamente en el sitio que define la naturaleza y el alcance de los impactos ambientales reconocidos y la identificación de sustancias químicas potencialmente peligrosas asociadas con el sitio que están presentes en concentraciones superiores a los niveles de fondo.

Evaluación de la exposición: Una evaluación de la magnitud, frecuencia, duración y posibles vías de exposiciones a seres humanos con los contaminantes críticos (CCs) identificaron en el sitio. La evaluación de la exposición considera ambos usos de el sitio, los usos actuales y los usos probables del sitio en un futuro, y se basa en las vías de exposición completa a los receptores humanos actuales y/o probables (es decir, grupos de personas en total que puedan entrar en contacto con CC). La hipótesis de exposición se resume en el modelo conceptual del sitio (MCS), que incluye las fuentes, los medios afectados, los mecanismos de liberación, y vías de exposición para cada población de los receptores identificados (Figura 3-4). Los escenarios de exposición se muestran en el MCS.

Evaluación de la toxicidad: Se presenta la información recabada y disponible para identificar la naturaleza y el grado de toxicidad y para caracterizar la relación dosis-respuesta (la relación entre la magnitud de la exposición y la magnitud de los posibles efectos adversos para la salud en cada uno de los receptores) para cada CC.

Caracterización del riesgo: una síntesis de la información de exposición y toxicidad para obtener estimaciones cuantitativas de los riesgos potenciales de cáncer y los riesgos no cancerígenos para los receptores definidos.

Análisis de incertidumbre: Discusión de las incertidumbres asociadas a cada uno de los cuatro pasos anteriores, para ayudar a las personas encargadas de tomar decisiones en la evaluación de los resultados de la ERA, en el contexto de los supuestos y la variabilidad en los datos utilizados.

La Evaluación aborda los posibles efectos adversos para los residentes actuales y futuros, así como también para los trabajadores del sitio. Las exposiciones ecológicas no fueron evaluadas en este trabajo

La exposición potencial a sustancias químicas detectadas en la superficie del suelo del sitio, fueran evaluadas en base al contacto directo con las vías de exposición, así como la inhalación de polvo en el aire exterior.

Esta evaluación cuantitativa se llevó a cabo utilizando los parámetros de base de exposición asumidos para obtener una estimación del riesgo potencial para la salud. Estos parámetros de exposición se consideran adecuadamente conservadores y son coherentes con los valores típicos recomendados y aprobados por las agencias reguladoras como la SEMARNAT, EPA, CAL-EPA.

4.3.1 EVALUACIÓN Y REVISIÓN DE DATOS

Un primer paso en la ERA es hacer un análisis de los datos disponibles para:

1. Caracterizar el sitio,
2. Desarrollar un conjunto de datos para su uso en la estimación de los riesgos potenciales, y
3. Identificar los CC's por cada medio afectado.

Los datos recolectados deben de ser de una calidad útil para apoyar la caracterización química y las vías de exposición correspondientes en el proceso de transporte. Los métodos recomendados por; SEMARNAT [2006], la USEPA [1989], y Cal-EPA [1999] fueron utilizados para seleccionar los químicos con el potencial de afectar a la salud humana en general.

Específicamente, en el sitio de estudio se desarrollaron las actividades siguientes:

1. Muestreo de suelos. Se considero que la parte superficial del sitio entre 0-15 cm es el medio más probable de contacto por la presencia de cenizas en el suelo.

2. Análisis de las muestras para identificar los CCs y evaluar la vía de contacto directa e inhalación de polvo al aire libre.

4.3.2 EVALUACIÓN DE LA EXPOSICIÓN

Los objetivos de una evaluación de la exposición es la identificación de los receptores (población) que puedan estar expuestos a contaminantes en el sitio, las vías de exposición y la concentración de la exposición.

Además, para que las vías de exposición puedan considerarse como completa, las concentraciones de los químicos a las que los receptores están potencialmente expuestos (punto de concentración de exposición) y la frecuencia, magnitud y duración de las exposiciones potenciales (los parámetros de exposición) deben ser estimados. Esta evaluación de la exposición se centra en los CC's detectados en el suelo del sitio de estudio. Los siguientes pasos son considerados en la evaluación de la exposición:

1. Identificación de las poblaciones de receptores que pudieran estar expuestos,
2. Identificación de las vías de exposición completa
3. Cálculo de concentración de exposición

4.3.2.1 LA IDENTIFICACIÓN DE LAS POBLACIONES POTENCIALMENTE EXPUESTAS Y LAS VÍAS DE EXPOSICIÓN

Para determinar si los niveles de las sustancias químicas encontradas en el suelo, representan un riesgo para las poblaciones humanas, es necesario identificar las poblaciones que potencialmente pueden estar expuestos a estas sustancias químicas, y determinar las vías de exposición con las que, el contacto con las sustancias pudiera ocurrir. Para los efectos de este estudio, proporcionamos una evaluación de los riesgos potenciales de una zona residencial y un escenario de uso de suelo industrial (residentes y trabajadores). Se evaluarán las exposiciones a través de contacto directo con los suelos (ingestión accidental y el contacto dérmico con suelos) y la inhalación del aire exterior.

4.3.2.2 SUPUESTO DE EXPOSICIÓN

Los supuestos de exposición utilizados fueron los que se consideran en los manuales de orientación de CalEPA y SEMARNAT (Cal-EPA DTSC, 1999; SEMARNAT, 2006).

Estos supuestos de exposición son que un residente vive en el lugar durante 350 días al año con una duración de la exposición de 6 años para que el niño y 24 años de exposición para los adultos, respectivamente. Parámetros adicionales de exposición se presentan en Anexo G. Para los trabajadores, se supone que van a estar expuestos a condiciones de trabajo en el sitio por 250 días al año durante 25 años, por 8 horas al día.

4.3.2.3 RUTAS DE EXPOSICIÓN DEL SUELO

Dada las características del sitio y las condiciones de manejo, en el basurero se consideraron como CCs los metales pesados, SVOCs, PCBs, y dioxinas/furanos. Además, los resultados analíticos corroboran su presencia en el sitio (ver Capítulo 5). Por lo tanto existe la posibilidad de que los seres humanos entren en contacto con estas sustancias químicas vía inhalación, contacto dérmico con el suelo, y la ingestión accidental del suelo. Para los efectos de este estudio, las vías de exposición anteriormente mencionadas se consideran completas en el MCS (ver sección 3.3.1).

4.3.2.4 VÍAS DE EXPOSICIÓN DEL AGUA.

Como se mencionó anteriormente, el sitio se superpone a un acuífero. El agua localizada bajo del sitio tiene altas concentraciones de TDS, y está contaminada con metales (Gomez, 2010; Valdez, 2010). Sin embargo, las aguas subterráneas en los alrededores del sitio no se utiliza como agua potable y la exposición a las aguas subterráneas por los receptores no está previsto. Por lo tanto, la ingestión de agua subterránea del sitio no se considera una vía completa en el MCS (ver sección 3.3.1).

4.3.2.5 VÍAS DE EXPOSICIÓN DE POLVO AL AIRE

La USEPA, su documento denominado en inglés, “Supplemental Guidance for Developing Soil Screening Levels for Superfund Sites” (USEPA, 2002) recomienda utilizar un factor de emisión de partículas (PEF; por sus siglas en inglés) que se relaciona la concentración de CC en el suelo a la concentración de partículas de polvo en el aire. El PEF representa una tasa anual media de las emisiones.

Se supone que las partículas en el aire son iguales a los estándares nacionales de calidad del aire normalizado para la porción media anual respirable (PM10) de partículas en suspensión de 50 ug/m³ [*National Ambient Air Quality Standard*] (USEPA, 1993)]. Se supone que el 100% de las

partículas tienen la misma concentración de contaminantes como el valor máximo de la concentración encontrada en el suelo. Esto se utiliza sólo para compuestos no-volátiles. Así, la ecuación para la estimación de las concentraciones en el aire es:

$$C_a = C_s \times (PEF)$$

Ecuación 4-1

Donde:

C_a = concentración en el aire en mg/m^3

C_s = concentración en el suelo en mg/kg

$PEF = 5 \times 10^{-8} \text{ kg}/\text{m}^3$ (Cal EPA 1999)

4.3.2.6 CONCENTRACIÓN DE EXPOSICIÓN

Los puntos de concentración de exposición (EPCs por sus siglas en inglés) son las concentraciones de sustancias químicas en el medio ambiente a la que los receptores pueden estar expuestos a través de las vías de exposición definidas en el MCS (Figura 3-4). Para nuestro estudio, las concentraciones máximas de CC detectadas fueron utilizados como EPC para los suelos en las siguientes vías de exposición: ingestión accidental, contacto dérmico e inhalación del polvo encontrado en el aire.

Asimismo, la concentración máxima de CC para el plomo se evaluó como la EPC y se utilizó en el modelo de CalEPA "LeadSpread" para los residentes actuales y futuros (niño y adulto), y para los trabajadores. También se utilizó el modelo, "Adult Lead Model" de la US EPA (ALM por sus siglas en inglés). El ALM estima los niveles de plomo en las mujeres en edad fértil, y sangre en los receptores potenciales más vulnerables que pudieran estar expuestos en el sitio de estudio: el feto.

4.3.2.7 LA INGESTIÓN ACCIDENTAL Y CONTACTO DÉRMICO (VIA DE CONTACTO CON EL SUELO)

La tasa de ingestión de suelo se basa en la cantidad de suelo que un niño o un adulto ingiere accidentalmente en un día determinado por cualquier fuente. Las personas pueden ingerir suelo a través de un contacto accidental de la boca con las manos y la ropa. La exposición a los CCs a través de la ingestión accidental de suelo, se estima utilizando las siguientes variables: (1) la tasa de ingestión, (2) la fracción de suelo ingerido afectado por químicos, y (3) la frecuencia y duración de la exposición. Esto después se multiplica por un factor de toxicidad de cada producto químico para estimar el riesgo y peligro.

Las siguientes ecuaciones (ec. 4-2 y 4-3) usan los factores de toxicidad para calcular el riesgo y el peligro por las vías de exposición al suelo del sitio para los receptores (residentes). El riesgo es calculado tanto por la ingestión accidental de un niño y un adulto, así como también por la exposición a través de la piel de un niño y un adulto. Sin embargo, el riesgo se calcula sólo para los primeros 6 años de la infancia. Si el índice de peligro no es superado por el niño, tampoco excederá a cualquier otra edad. Las ecuaciones no incluyen la exposición por la ingestión de frutas y verduras de cosecha propia, o productos de origen animal procedentes de la zona de estudio.

Riesgo_{Suelo} =

$$\begin{aligned}
 & SF_o * C_s * \frac{IR_{s\text{ adulto}} * EFi * ED_{\text{adulto}} * \frac{10^{-6} \text{ kg}}{\text{mg}}}{BW_{\text{adulto}} * AT * 365 \frac{\text{days}}{\text{yr}}} \\
 & + \\
 & SF_o * C_s * \frac{IR_{s\text{ nino}} * EFi * ED_{\text{nino}} * \frac{10^{-6} \text{ kg}}{\text{mg}}}{BW_{\text{nino}} * AT * 365 \frac{\text{days}}{\text{yr}}} \\
 & + \\
 & SF_o * C_s * \frac{SA_{\text{adulto}} * AF * ABS * EFd_{\text{adulto}} * ED_{\text{adulto}} * \frac{10^{-6} \text{ kg}}{\text{mg}}}{BW_{\text{adulto}} * AT * 365 \frac{\text{days}}{\text{yr}}} \\
 & + \\
 & SF_o * C_s * \frac{SA_{\text{nino}} * AF * ABS * EFd_{\text{nino}} * ED_{\text{nino}} * \frac{10^{-6} \text{ kg}}{\text{mg}}}{BW_{\text{nino}} * AT * 365 \frac{\text{days}}{\text{yr}}}
 \end{aligned}$$

Ecuación 4-2

Peligro_{Suelo} =

$$\left(\frac{1}{RfD_o}\right) * C_s * \frac{IR_s * EF_i * ED * \frac{10^{-6} kg}{mg}}{BW * AT * 365 \frac{days}{yr}}$$

+

$$\left(\frac{1}{RfD_o}\right) * C_s * \frac{SA * AF * ABS * EF_d * ED * \frac{10^{-6} kg}{mg}}{BW * AT * 365 \frac{days}{yr}}$$

Ecuación 4-3

Donde:

SF_o = factor de pendiente de cáncer (oral) para contaminantes cancerígenos (Varios)

RfD_o = la dosis de referencia (oral) para contaminantes no-cancerígenos (Varios)

C_s = Concentración de CC en el suelo (sitio específico)

AT = tiempo promedio = 70 años

EF_i = frecuencia de exposición de ingestión de suelo = 350 día/año (USEPA, 1991)

EF_d = frecuencia de exposición por contacto dermal = 2 eventos/semanas o 100 días/año para adultos, y 7 eventos/semanas o 350 días/año para niños (USEPA, 1991)

ED = duración de la exposición; 24 años para adultos, y 6 años para niños.

IR = tasa de ingestión accidental de suelo mg/día; 100 mg/día para adultos y 200 mg/día para niños (USEPA, 1991)

BW = masa corporal; adultos = 70 kg, niños = 15 kg (USEPA, 1991)

SA = área de la piel expuesta (cm²); adulto = 5,800 cm²/día, niños = 2,000 cm²/día (DTSC, 1992)

AF = factor de adhesión de suelo a la piel, mg/cm²; valor base 1.00 mg/cm² (UsEPA, 1992)

ABS = la fracción de absorción química del suelo

Las ecuaciones para calcular el riesgo y el peligro por las vías de exposición al suelo del sitio para los receptores trabajador utilizan la misma forma, pero usan los factores de toxicidad que corresponden al su escenario de exposición. Los factores de toxicidad para ambos escenarios se encuentren en Anexo G.

4.3.2.8 LA INHALACIÓN DE POLVO EN EL AIRE (VÍA DE EXPOSICIÓN AÉREA)

El riesgo y el peligro para la vía de exposición aérea se basan en la exposición a las emisiones de polvo por los compuestos orgánicos no-volátiles (non-VOC). Aquí definimos un VOC como una sustancia química con una presión de vapor de 0.001 mm Hg o mayor y una constante de la Ley de Henry de 1×10^{-5} atm-m³/mol o superior.

En este estudio se utiliza la dosis de inhalación de referencia para calcular el riesgo y el peligro a los receptores, El riesgo calculado se basa en la exposición de los niños y adultos en un escenario residencial. Como en el caso de la ingestión accidental, el riesgo se calcula sólo para los primeros 6 años de la infancia. Si el índice de peligro (HI por sus siglas en ingles) no es superado por el niño, no lo superara en cualquier otra edad.

Para la evaluación, datos de monitoreo de aire no fueron utilizados ya que dichos datos son limitados para el período de monitoreo, y por lo tanto no son apropiados para estimar la exposición a largo plazo (CalEPA 1999). La concentración de químicos en el aire debe ser estimado utilizando el PEF como se indicó anteriormente. Las siguientes ecuaciones (4-4, 4-5) calculan las estimaciones de riesgo y peligro por la vía de exposición aérea (Anexo H):

Riesgo_{aire} =

$$SF_i * C_a * \frac{IR_{adulto} * EFd * ED_{nino}}{BW_{adulto} * AT * 365 \frac{days}{yr}}$$

+

$$SF_i * C_a * \frac{IR_{nino} * EFd * ED_{nino}}{BW_{nino} * AT * 365 \frac{days}{yr}}$$

Ecuación 4-4

Peligro_{aire} =

$$\left(\frac{1}{\text{RfD}_i}\right) * C_a * \frac{\text{IR} * \text{EF}_i * \text{ED}}{\text{BW} * \text{AT} * 365 \frac{\text{days}}{\text{yr}}}$$

Ecuación 4-5

Donde*:

SF_i = factor de pendiente de cáncer (inhalación) para contaminantes cancerígenos (Various)

RfD_i = la dosis de referencia (inhalación) para contaminantes no-cancerígenos (Various)

C_a = Concentración en aire (proviene de ec. 4-1)

AT = tiempo promedio = 70 años

EF_i = frecuencia de exposición de ingestión de suelo = 350 día/año (EPA, 1991)

EF_d = frecuencia de exposición por contacto dermal = 2 eventos/semanas o 100 días/año para adultos, y 7 eventos/semanas o 350 días/año para niños (USEPA, 1991)

ED = duración de la exposición; 24 años para adultos, y 6 años para niños.

IR_s = tasa de ingestión accidental de suelo mg/día; 100 mg/día para adultos y 200 mg/día para niños (USEPA, 1991)

BW = masa corporal; adultos = 70 kg, niños = 15 kg (USEPA, 1991)

4.3.3 EVALUACIÓN DE TOXICIDAD

La evaluación de la toxicidad caracteriza la relación entre la magnitud de la exposición a un CC y la naturaleza y magnitud de los efectos adversos para la salud que puedan derivarse de dicha exposición. En consonancia con la política de regulación de evaluación de riesgos (SEMARNAT, 2006; USEPA, 1991; CalEPA, 1999), los efectos adversos para la salud derivados de la exposición potencial al CC (químico) se clasifican en dos grandes categorías: los efectos cancerígenos y los efectos no cancerígenos. La base para la selección de los valores de toxicidad en cada una de estas categorías se describe con más detalle a continuación.

Los criterios fundamentales de dosis-respuesta son el factor de pendiente de cáncer (SF por sus siglas en inglés) para el cálculo de los riesgos de cáncer por la exposición a agentes carcinógenos, y la dosis de referencia (RfDs por sus siglas en inglés). Para este análisis, los criterios de toxicidad crónica fueron seleccionados de las siguientes fuentes:

- 1) *Cal-EPA Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA) Toxicity Criteria Database*, online [2008]; (Cal-EPA Oficina de Salud Ambiental Evaluación de Riesgos)
- 2) *USEPA Integrated Risk Information System (IRIS)* [USEPA, 2008a]; (Sistema Integrado de Información de Riesgos)
- 3) *Oak Ridge National Laboratory Screening Levels* [ORNL, 2008]; (Laboratorio nacional de Oak Ridge)
- 4) *USEPA Region VI Human Health Medium-Specific Screening Levels table* [USEPA, 2008b]. (Región VI Tabla de evaluación de Salud Humana)

Para este estudio se utilizaron los criterios de toxicidad oral (RfD_o) para evaluar la exposición cutánea del suelo (ver Anexo G).

CAPITULO 5

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La campaña de muestreo se realizó el 20 de octubre de 2009 con 30 puntos de muestreo a través del sitio de 34 acres (13.75 ha). Además, cuatro muestras se obtuvieron fuera del sitio para fines de análisis de fondo (Fig. 5-1). Como parte de este estudio, incluyendo los duplicados y los blancos de campo y equipamiento, fueron recolectadas y analizadas en total 39 muestras. Las muestras fueron analizadas para metales pesados, dioxinas y furanos, los PCB, y SVOCs.

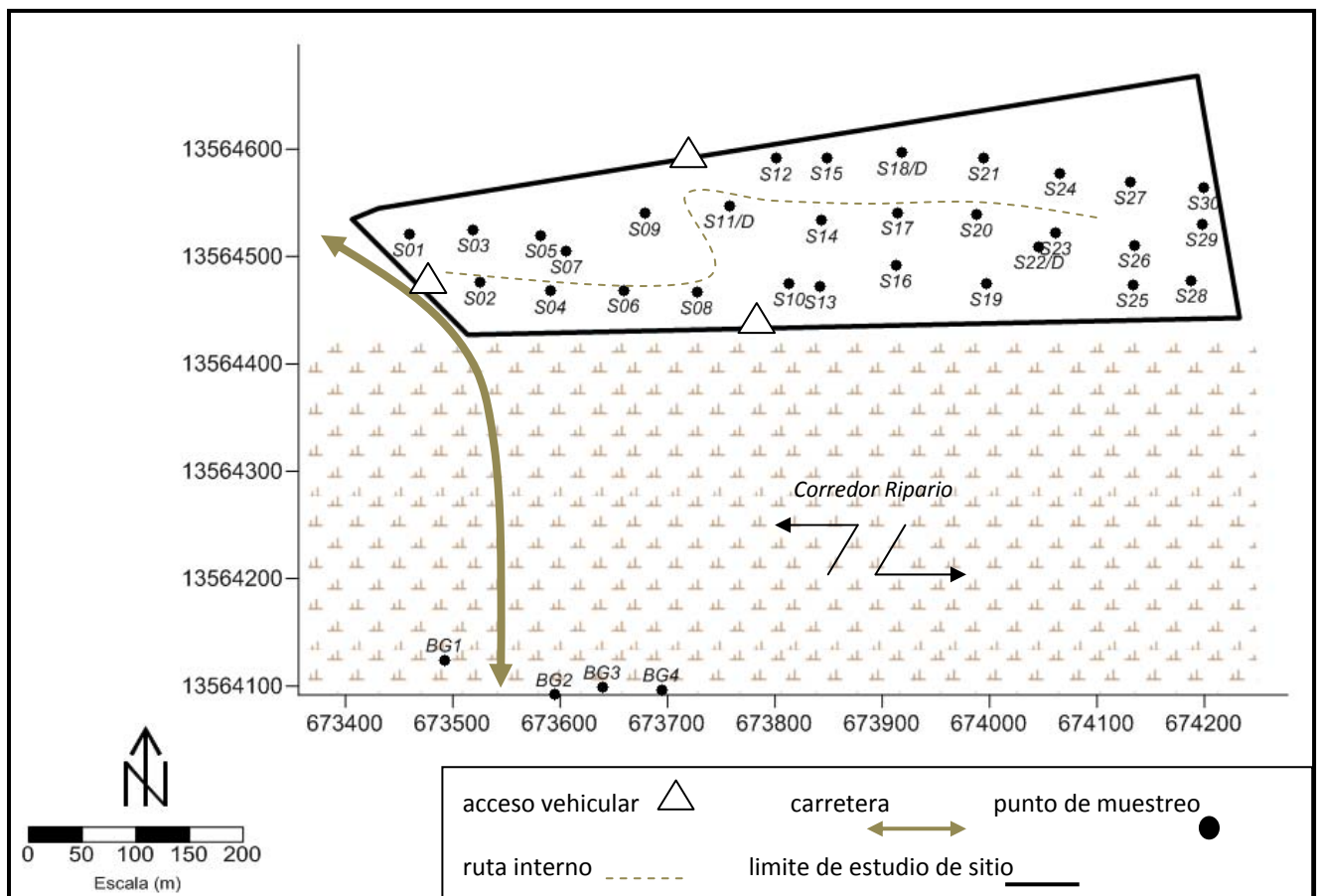


Figura 5-1. Puntos de muestreo en la zona del sitio

5.1 METALES PESADOS

Las 30 muestras superficiales de suelo y 4 muestras de fondo, se analizaron para metales utilizando el Método 6200 (XRF).

El protocolo de XRF se describe en el apartado 4.2.1 y se adjunta a detalle al presente informe (Anexo E). En resumen, el método consiste en preparar una alícuota de la muestra original con el fin de analizarla con la máquina de XRF. Tras la preparación de muestras y los análisis con el equipo XRF, la muestra original fue almacenada o entregada a un laboratorio certificado para su análisis. Como se describe más adelante, este método permitió que las decisiones de análisis fueran basadas en resultados casi tiempo-real. Con el fin de obtener la mayoría de los análisis de laboratorio con los recursos disponibles para este estudio, hemos implementado el protocolo de XRF primero.

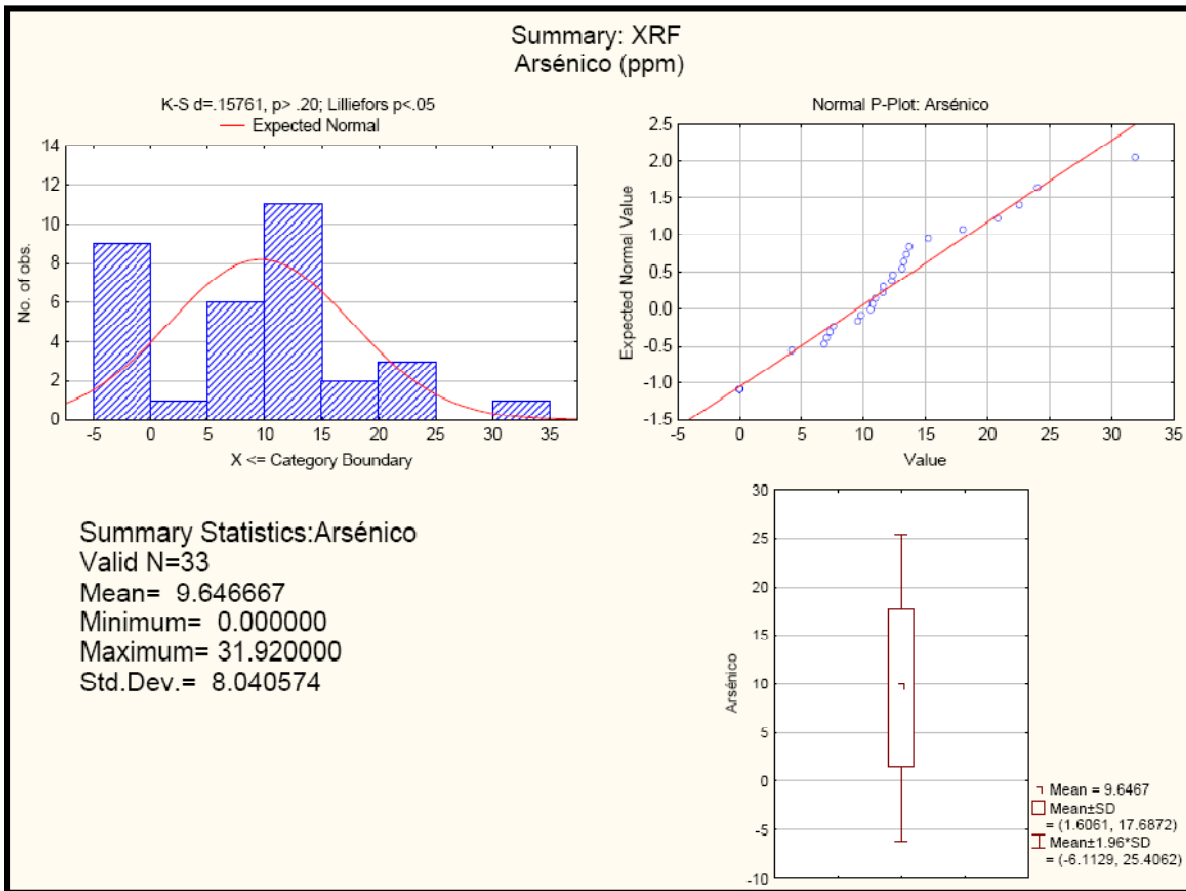


Figura 5.2. Análisis de resultados XRF de Arsénico

5.1.1 METALES XRF (Lote A)

5.1.1.1 Plomo

Los resultados analíticos de XRF indican que los niveles de plomo son más altos de lo esperado en el sitio. El rango de niveles fue de 8.13 partes por millón (ppm) hasta 805.58 ppm con una concentración media de plomo en el sitio fue 123.97 ppm. El nivel de fondo fue entre 6.9 y 11.73 ppm con una media de 9.17 ppm.

Las concentraciones más altas fueron encontradas en el lado Este del sitio (S29, S21, S20), así como en el punto de muestreo S08 en la parte Central al Sur del sitio. Los resultados de plomo XRF en suelos superficiales se muestran en la figura 5-3. Resultados completos XRF se adjuntan en el Anexo F.

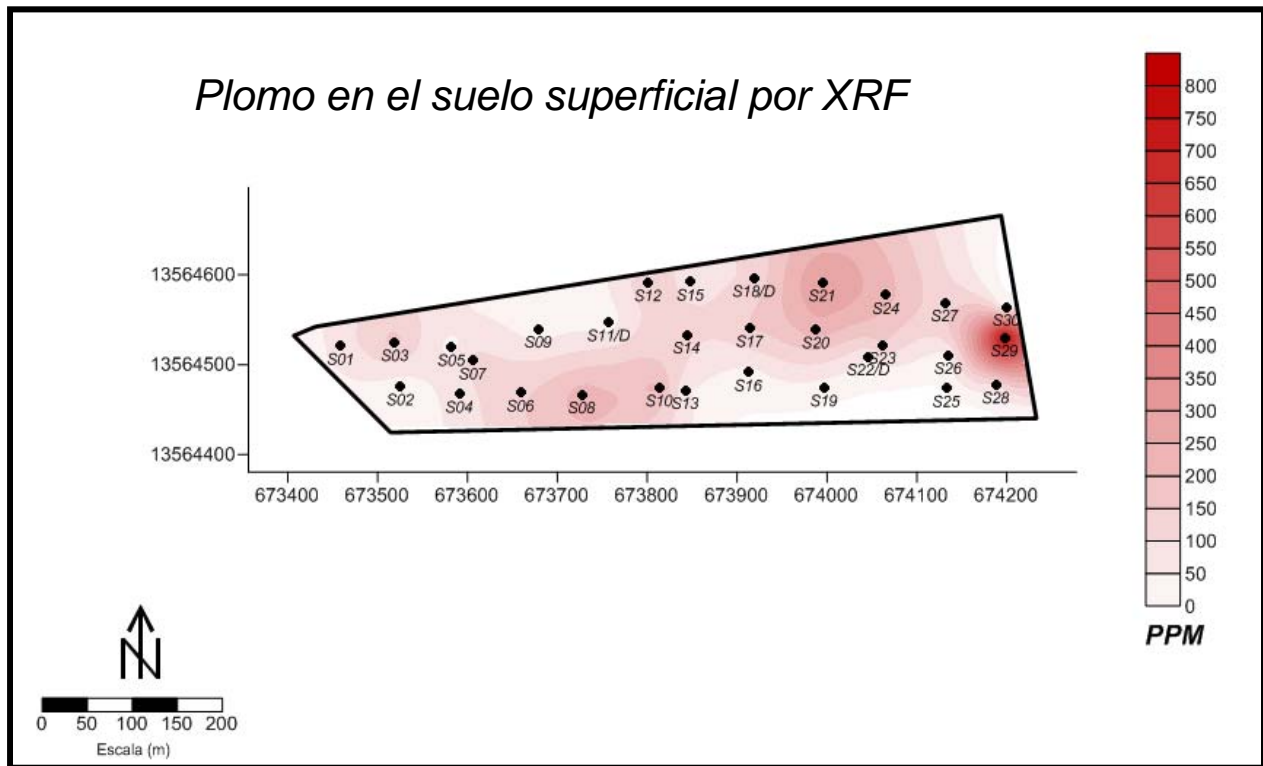


Figura 5-3. Plomo en el suelo superficial por XRF

5.1.1.2 Arsénico

Los niveles de arsénico en el sitio también fueron en promedio superiores a los niveles de fondo. Los niveles de fondo de arsénico variaron desde el No Detectable (ND) a 4.82 ppm, con una media de 4.43 ppm. Las muestras de sitio variaron desde ND a 31.92 ppm, con una media de 9.6 ppm. Figura 5-2 muestra los resultados de arsénico en suelo superficial en el sitio por XRF. Los resultados más elevados fueron encontrados en la parte Este del sitio (S29, S2) y por encima del promedio en la parte Sur Central del punto S08. Los resultados completos se adjuntan en el Anexo F.

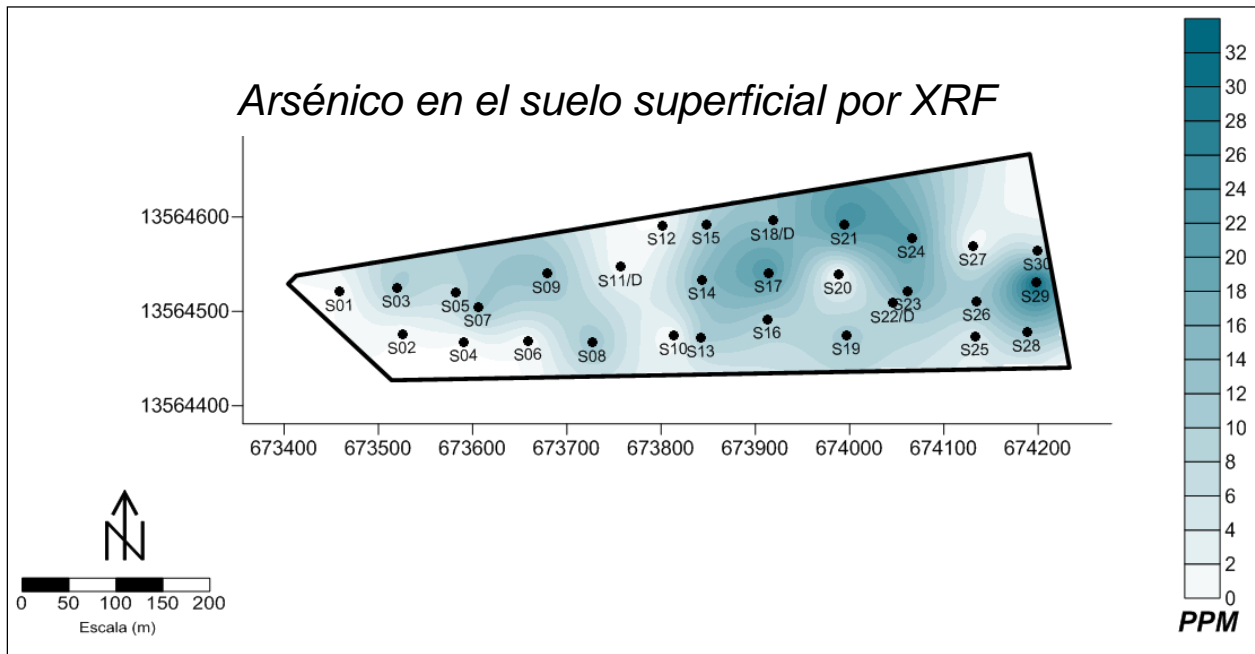


Figura 5-3. Arsénico en el suelo superficial por XRF

5.1.2 METALES LABORATORIO CERTIFICADO (Lotes B, y C)

Metales Lote B

Con el fin de obtener resultados útiles para la ERA, un subgrupo de las muestras se enviaron a un laboratorio certificado para ser analizados para los metales. Los siguientes 12 muestras fueron enviadas para el análisis de metales por el método US EPA 6010: S11, S11D, S17, S18, S18D, S20, S22, S22D, S29, S30, BG1 y BG4. Estas muestras fueron escogidas 1) si tenían duplicados (S11, S18, S22), 2) para cumplir con la correlación de los resultados de XRF, 3) tuvo la mayor concentración XRF para el plomo (S29, BG1). BG4 también se añadió al subconjunto de un

total de 12. Los resultados completos se adjuntan. Notable concentraciones máximas: 760 mg/kg de plomo en S29; 6.2 mg/kg de arsénico en S18D; 760 mg/kg de cobre en S20; y 1300 mg/kg zinc en S17. Los resultados completos se adjuntan en el Anexo F.

Metales Lote C

El resto de las muestras fueron enviadas a un laboratorio certificado diferente. También fueron analizados para metales por la EPA 6010. Sin embargo, los Límites de Detección (DLs) utilizados durante este análisis fueron también demasiado elevados para ser útiles en algunos casos. Véase los DL (Anexo I). Los DLs utilizados fueron alrededor de 50 mg / kg para cada metal. Algunos metales, como el arsénico, tienen niveles de preocupación muy bajos, mucho menos que 50 mg/kg. Por lo tanto, dependiendo del metal, la mayoría de este subgrupo también fue inútil. Sin embargo, los resultados de Ba, Cr, Cu, Pb, Ni, Zn fue utilizados con fines de la ERA. Los resultados de estos metales presentaron concentraciones mucho más allá de los DLs. Por ejemplo S21 mostró 17,300 mg / kg de zinc. Esta fue la mayor concentración de zinc de los tres lotes de datos de metales y era de calidad útil. Por lo tanto, después de la evaluación de fondo de metales, este fue el EPC utilizado: 17300 mg / kg. Los resultados completos se adjuntan en el Anexo F.

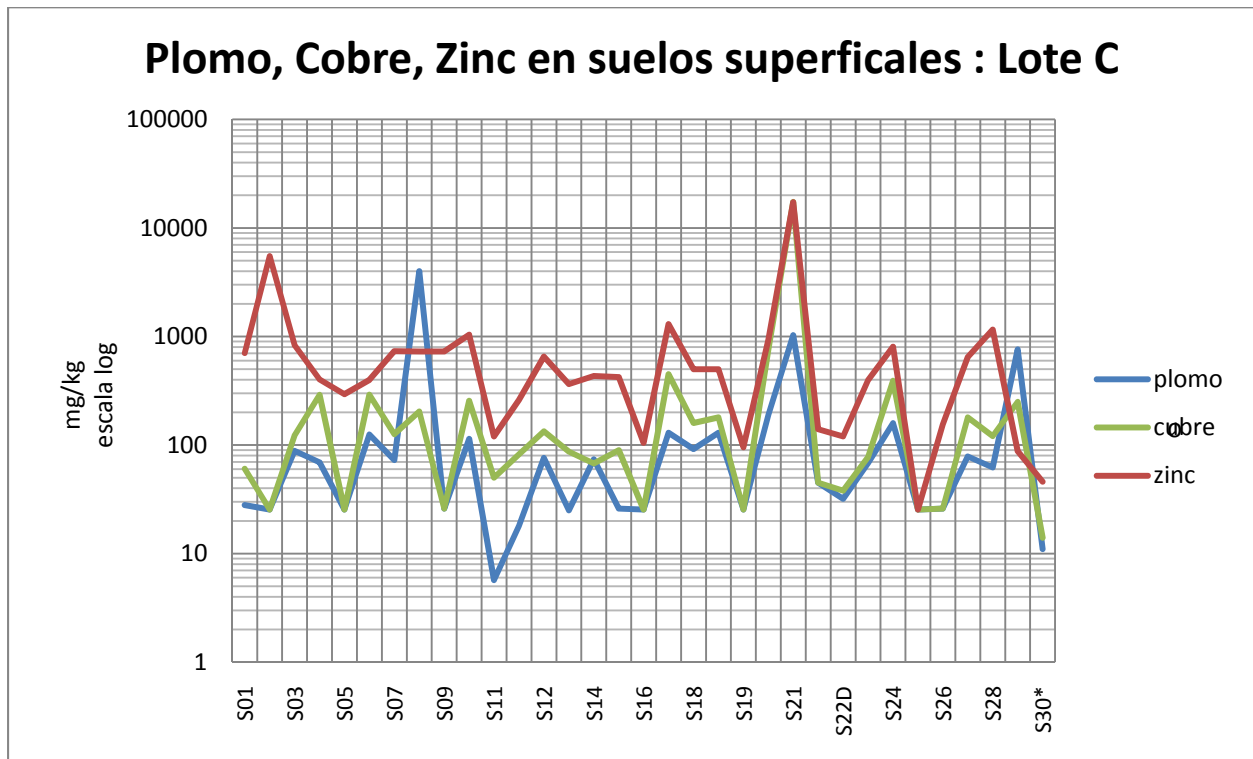


Figura 5-4. Resultados de laboratorio de metales (Lote C)

5.2 ORGANICOS

5.2.1 PCBs y SVOCs

El mismo subgrupo de muestras que fue analizado para dioxinas /furanos se analizó también los PCBs. (US EPA 8082) y para SVOCs (US EPA 8270. DLs se adjuntan en Anexo I. Las muestras analizadas con estos dos parámetros fueron S03, S06, S07, S08, S10, S12, S17, 18D, S20, S21, S23, S24, S27, S29 y BG1. El único PCB detectado fue Aroclor 1242. La detección fue en dos lugares: S10 (15ug/kg) y S18D (11ug/kg). La siguiente tabla muestra todas las detecciones de SVOC y sus concentraciones. Los resultados completos se adjuntan en Anexo F.

5.2.2 DIOXINAS y FURANOS

Debido a los recursos (costo) el proceso de análisis intensivo, sólo 15 muestras fueron enviadas al laboratorio para el análisis de dioxinas / furanos. Los resultados de XRF fueron ordenados por la concentración de plomo y los 14 resultados más elevados en el sitio, y el resultado más alto de los niveles fondo fueron elegidos para el análisis de dioxinas/furanos. Las muestras fueron analizadas por US EPA 1613. Las 15 muestras analizadas fueron las siguientes: S03, S06, S07, S08, S10, S12, S17, S18D, S20, S21, S23, S24, S27, S29, y BG1. Los resultados fueron especiados. Los DLs fueron 1pg / g (1ppt). Los resultados completos se adjuntan en Anexo F. Concentraciones de TCDD variaron de 101 pg / g a 1.9 pg / g en el sitio. Los valores de TEQ fueron de 4,600 pg / g a 44,3 pg/ g como se muestra en las figuras 5-5, 5-6, y 5-7.

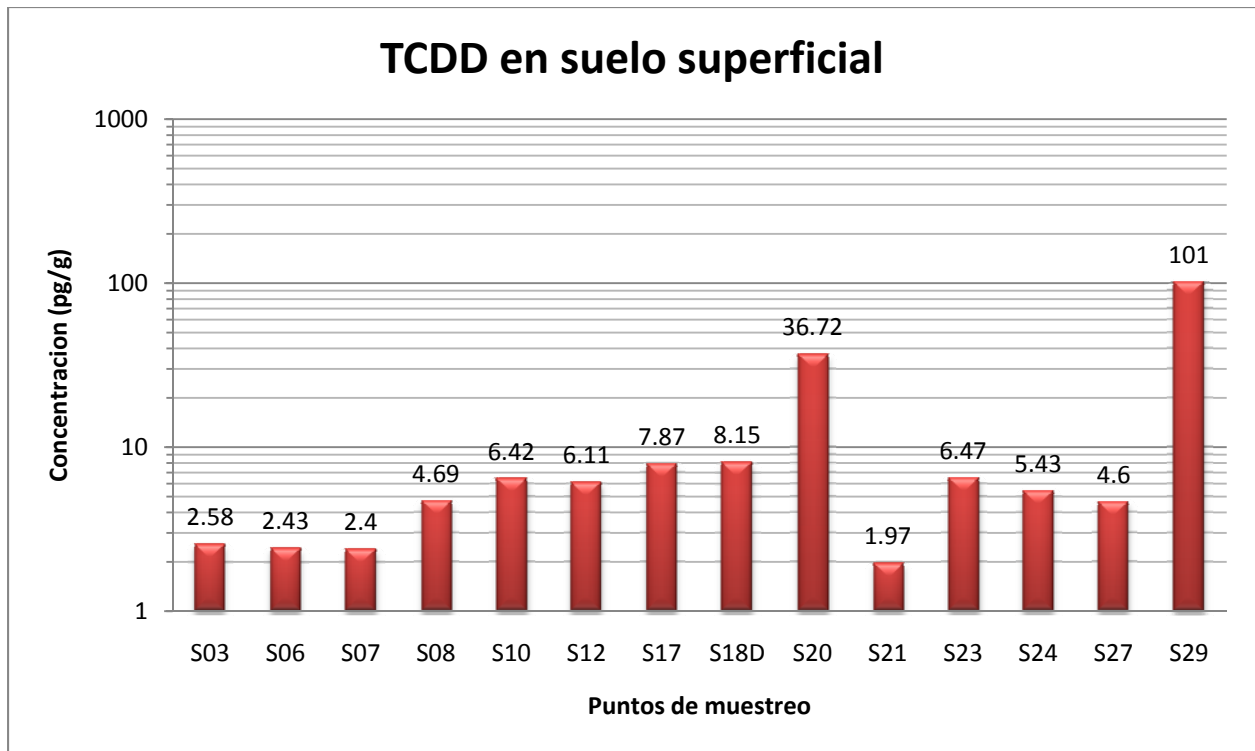


Figura 5-5. Resultados de laboratorio de dioxinas (TCDD)

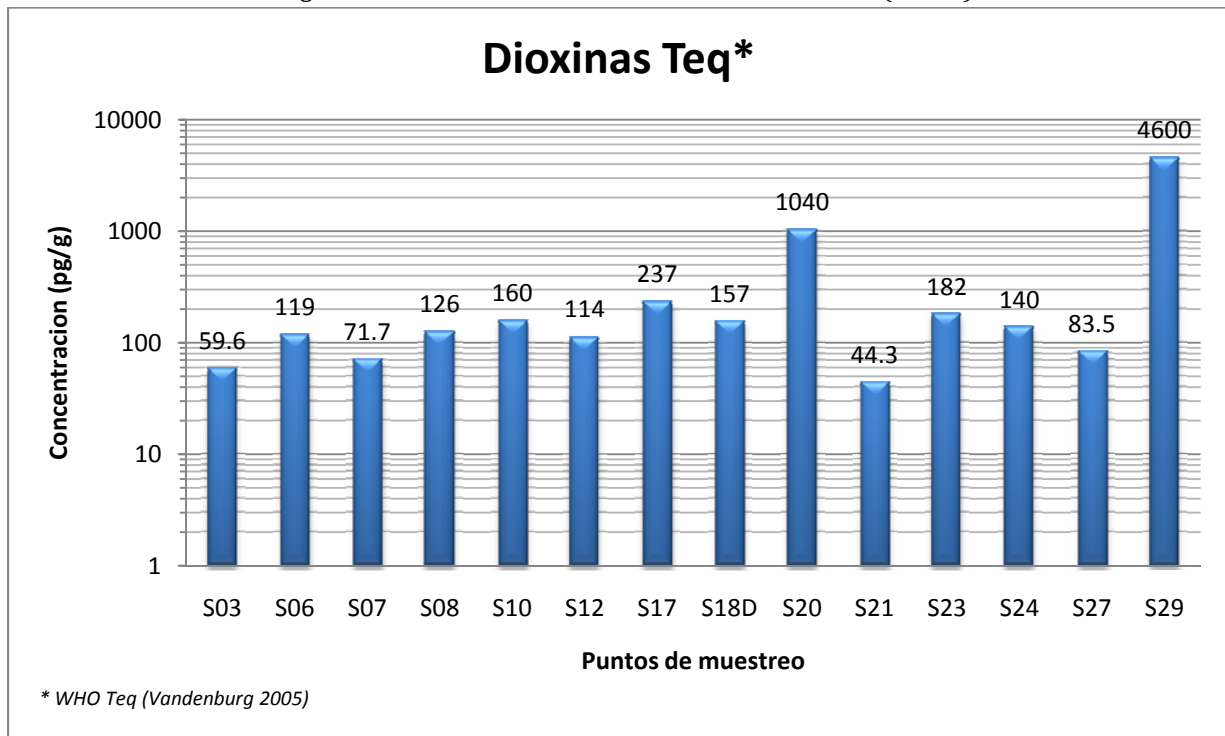


Figura 5-6. Resultados de laboratorio de dioxinas total (TEQ)

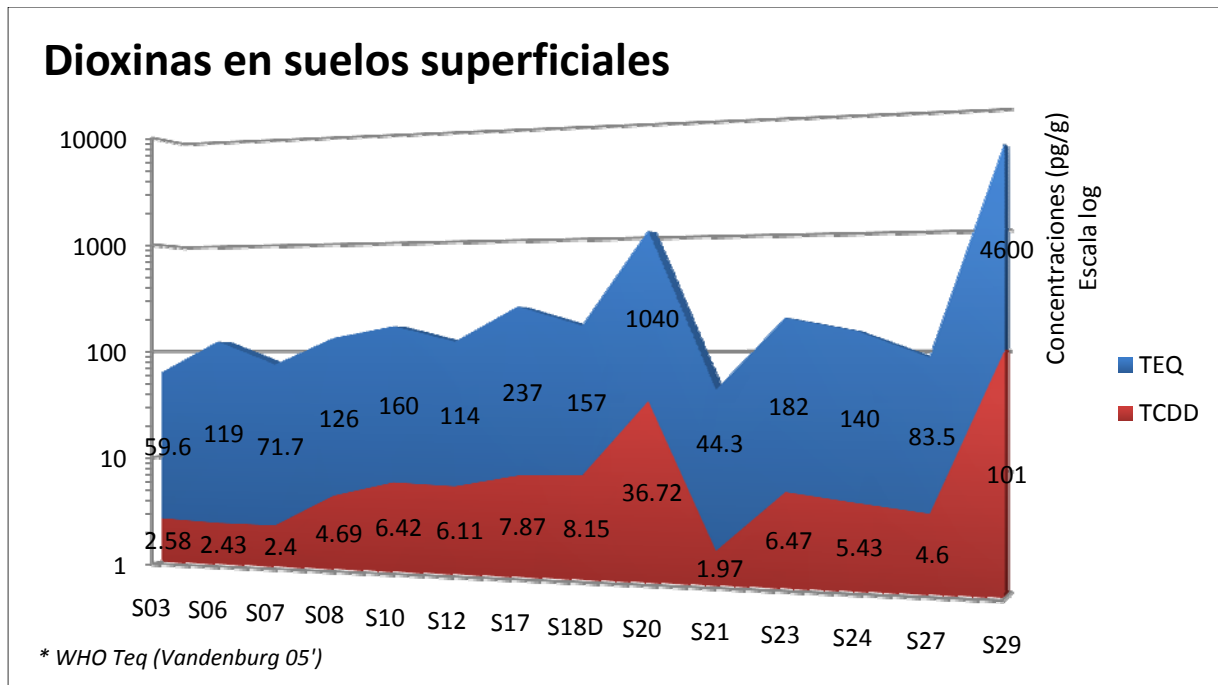


Figura 5-7. Resultados de laboratorio de dioxinas total (TEQ) y TCDD.

5.3 ERA: VADO CARRANZA

La ERA implica la identificación de Contaminantes Críticos (CC), evaluando las vías de exposición y los medios de preocupación, valorando la toxicidad química, y posteriormente, caracterización los riesgos. Los riesgos estimados a la salud se basan en una dosis calculada (es decir, la cantidad de la ingesta de químicos), la cual también integra los parámetros de exposición para los receptores (por ejemplo, el tipo de contacto, la frecuencia de exposición y la duración del mismo) con los criterios específicos de químicos tóxicos (por ejemplo, dosis de referencia y los factores de pendiente) y las concentraciones de los químicos. Los riesgos calculados se comparan con niveles aceptables por para la salud humana. A los efectos de la Para los propósitos de ERA, y aun conociendo que el uso actual y futuro del Sitio es para un relleno sanitario, los riesgos potenciales que se calculan son basados en un escenario de uso del suelo de tipo residencial o industrial, como se explicó anteriormente.

En esta sección muestran los valores utilizados y calculados para estimar el potencial de riesgos para la salud humana asociados con las sustancias encontradas en las muestras de suelo recolectadas en el sitio. Como se ha mencionado, la ERA abarca 34 acres o 13.75 ha. (Figura 5-1).

5.3.1 SELECCIÓN DE LOS CONTAMINANTES CRÍTICOS

Esta sección consiste en identificar los químicos que serán evaluados en este estudio como CCs. USEPA (1989) y SEMARNAT (2006) presentan una guía metodológica para identificar que sustancias químicas detectadas deberán ser incluidas en una evaluación cuantitativa del riesgo.

Estos se definen por la USEPA [1989] como los químicos potencialmente relacionados con el Sitio, cuyos datos son de calidad suficiente para su uso en una evaluación cuantitativa del riesgo.

También son definidos por la SEMARNAT (2006) como: “Contaminante elegido por su toxicidad y peligrosidad para realizar la caracterización de riesgo.” Todos los químicos orgánicos detectados en al menos una muestra, fueron incluidos como CCs. El proceso de detección de los CCs para los compuestos inorgánicos (metales) incluyó una evaluación de fondo, que se discute en la siguiente sección.

La evaluación de las dioxinas como CCs , también se discute a continuación.

5.3.1.2 ANÁLISIS DE LOS NIVELES DE FONDO Y SELECCIÓN DE CC'S

Una evaluación analítica de los datos se llevo a cabo para determinar si los metales detectados en el sitio deberían de ser considerados como candidatos a CCs.

Normalmente, si las concentraciones de un metal se encuentran dentro del rango de niveles de fondo para una zona, el metal no es seleccionado como CC para el sitio y por lo tanto no se lleva adelante en la evaluación de detección. Este proceso intenta seleccionar sólo las fuentes antropogénicas de metales para la evaluación del riesgo.

El enfoque aquí utilizado se describe en el documento de orientación titulado: "Selección de componentes inorgánicos como los productos químicos potenciales de preocupación en las evaluaciones de riesgos en sitios de desechos peligrosos y las instalaciones permitidas" de Cal-EPA (1997)

El método más sencillo para la identificación de los metales como CC, implica hacer una comparación de la concentración más alta (C_{MAX}) detectada en el sitio contra una concentración que representa el rango superior de las condiciones ambientales ($FONDO_{pro}$). Si C_{MAX} no supera éste valor, entonces el metal se excluye como CC. Si lo hace (supera), el metal se adjunta en la evaluación del riesgo como CC.

La tabla 5-1 muestra el proceso para determinar los CC respecto a los valores de fondo, en este caso, para Sb, As y Ba. Los tres metales fueron seleccionados como CC. Consulte el Anexo F

para la comparación completa de los metales con sus niveles de fondo. En base a este análisis, los siguientes metales fueron seleccionados como CC's en este sitio: Sb, As, Ba, Be, Cd, Cr, Co, Cu, Mn, Mo, Ni, Se, TI, V y Zn.

Muestra	Unidades	Sb	As	Ba
S11	mg/kg	1.40	ND	58.00
S11D	mg/kg	13.00	ND	130.00
S17*	mg/kg	22.00	5.40	260.00
S18	mg/kg	19.00	6.00	210.00
S18D	mg/kg	18.00	6.20	230.00
S20*	mg/kg	18.00	6.10	250.00
S22	mg/kg	1.90	6.10	170.00
S22D	mg/kg	1.00	5.90	170.00
S29	mg/kg	53.00	ND	86.00
S30*	mg/kg	ND	4.30	120.00
C _{MAX}	mg/kg	53.00	6.20	260.00
C _{PRO}	mg/kg	16.37	5.71	168.40
BG1	mg/kg	ND	1.00	72.00
BG4	mg/kg	ND	1.20	57.00
Fondo _{MAX}	mg/kg	0.00	1.20	72.00
Fondo _{PRO}	mg/kg	0.00	1.10	64.50
Contaminante Critico: C _{MAX} > Fondo _{PRO}		CC	CC	CC

Tabla 5-1. Análisis de CCs

El Ca y el Fe no fueron seleccionados debido a la no toxicidad de estos metales. Los resultados de Ag mostraron que las concentraciones de este metal en el sitio se encontraban en el mismo rango que los niveles de fondo. Debido a sus características peligrosas, el plomo se maneja de manera diferente, lo cual se explica a continuación. Debido a las limitaciones de recursos para el análisis por separado, el Hg no fue analizado en un laboratorio certificado (lote A, B), ni se analizaron por el método de XFR.

5.3.1.3 PLOMO

El nivel de evaluación utilizado para el plomo fue 150 mg/kg (OEHHA, 2009). Considerando todos los análisis de laboratorio, el valor más alto detectado en el sitio fue de 4000 mg/kg, y el promedio fue de 230 mg / kg (Anexo F). Por lo tanto el plomo fue seleccionado como CC.

Los efectos adversos en la salud asociados con la exposición al plomo, se han correlacionado con las concentraciones medidas en la sangre y no con la ingesta de plomo por el individuo (ATSDR, 1990). Cal-EPA considera que las concentraciones de más de 10 microgramos de plomo por decilitro de sangre (ug/dl) son niveles que podrían indicar posibles efectos adversos para la salud humana (OEHHA, 2009).

Los efectos de el plomo en la salud humana fueron evaluados utilizando el software de Cal-EPA “LeadSpread Version 7.0” y el Modelo de Plomo para Adultos (ALM por sus siglas en ingles) de la US EPA.

El modelo LeadSpread y ALM se presentan en el Anexo J.

5.3.1.4 SVOCs Y PCBS

Como se indico anteriormente, todos los compuestos orgánicos detectados fueron seleccionados como CC's e incluidos en la evaluación del riesgo. Tabla 5-2 Muestra las SVOCs detectadas y sus concentraciones

Compuesto	Aniline	Bis(2-ethylhexyl)phthalate	Di-n-butylphthalate	Di-n-octylphthalate	Diethylphthalate	Dimethylphthalate	Phenol
ug/kg	460	10000	1200	460	820	1200	720

Tabla 5-2. SVOCs detectados

5.3.1.5 DIOXINAS/FURANOS

Como se indico anteriormente, todos los compuestos orgánicos que fueron detectados , incluyendo dioxinas , fueron seleccionados como CC's. Las dioxinas se detectaron en todas las 14 muestras analizadas del sitio y en niveles muy bajos en una muestra fuera del sitio (Anexo

F). Debido a sus características, este grupo químico requiere un enfoque diferente para la evaluación de riesgos.

Para los datos de los congéneres de dioxinas, fue calculado los 'equivalentes tóxicos totales' de las dioxinas o TEQ (Total Toxic Equivalent). Las dioxinas y furanos son una mezcla de hidrocarburos aromáticos halogenados hechos de sustancias químicas relacionadas. El congénere 2,3,7,8-tetraclorodibenzo-p-dioxina (2,3,7,8 TCDD) ha sido el más estudiado de estos hidrocarburos halogenados aromáticos y se cree que es el producto químico más tóxico dentro de la familia de las dioxinas (Huntzinger et. al, 1993; Fiedler 1996; Schuhmacher et. al, 2006).

Debido a su naturaleza y a la falta de información específica sobre su toxicidad para cada uno de los químicos, los congéneres dioxinas/furanos fueron evaluados en términos de su toxicidad relativa a la de 2,3,7,8-TCDD utilizando el factor "Toxicity Equivalency Factors" (TEFs; WHO, 2005). El TEF fue utilizado para derivar los valores de la dioxina-TEQ para cada resultado de la muestra se describen a continuación. Los valores TEF de los congéneres de dioxinas y furanos se da en la Tabla 5-3.

TEF CHART	
Congener	Dioxin/Furan Congener Toxicity Equivency Factor
2,3,7,8 Tetrachlorodibenzo-p-dioxin (2,3,7,8 TCDD)	1
1, 2,3,7,8 Pentachlorodibenzo-p-dioxin (1,2,3,7,8 PeCDD)	1
1,2,3,4,7,8 Hexachlorodibenzo-p-dioxin (1,2,3,4,7,8 HxCDD)	0.1
1,2,3,6,7,8 Hexachlorodibenzo-p-dioxin (1,2,3,6,7,8 HxCDD)	0.1
1,2,3,7,8,9 Hexachlorodibenzo-p-dioxin (1,2,3,7,8,9 HxCDD)	0.1
1,2,3,4,6,7,8,Heptachlorodibenzo-p- dioxin (1,2,3,7,8, HpCDD)	0.01
Octachlorodibenzo-p-dioxin (OCDD)	0.0003
2,3,7,8 Tetrachlorodibenzofuran (2,3,7,8 TCDF)	0.1
1,2,3,7,8 Pentachlorodibenzofuran (1,2,3,7,8 PeCDF)	0.03
2,3,4,7,8 Pentachlorodibenzofuran (2,3,4,7,8 PeCDF)	0.3
1,2,3,4,7,8 Hexachlorodibenzofuran (1,2,3,4,7,8 HxCDF)	0.1
1,2,3,6,7,8 Hexachlorodibenzofuran (1,2,3,6,7,8 HxCDF)	0.1
1,2,3,7,8,9 Hexachlorodibenzofuran (1,2,3,7,8,9 HxCDF)	0.1
2,3,4,6,7,8 Hexachlorodibenzofuran (2,3,4,6,7,8 HxCDF)	0.1
1,2,3,4,6,7,8, Heptachlorodibenzofuran (1,2,3,4,6,7,8 HpCDF)	0.01
1,2,3,4,7,8,9 Heptachlorodibenzofuran (1,2,3,4,7,8,9 HpCDF)	0.01
Octachlorodibenzofuran (OCDF)	0.0003

Tabla 5-3 TEFs para Dioxinas y Furanos

El método utilizado para calcular las concentraciones de dioxinas- TEQ fue descrito por Van den Berg (2005) y se resume a continuación:

- Para cada muestra, seleccione las concentraciones detectadas de cada uno de los 17 2,3,7,8 - sustituidos dioxinas / furanos congéneres;
- Multiplicar la concentración de cada congénere por el TEF apropiado para el congénere específico
- Suma los valores resultantes de la Fase 2 para calcular las concentraciones de las dioxinas-TEQ

5.3.2 EFECTOS CANCERÍGENOS

Como se indicó anteriormente, algunos elementos químicos están clasificados como carcinógenos, basado en la probabilidad de que la exposición puede causar cáncer en seres humanos. Las estimaciones numéricas del potencial cancerígeno de estas sustancias químicas se presentan como factor de pendiente de cáncer (CSF por sus siglas en inglés) (SEMARNAT, 2006; USEPA, 1991).

Los CSFs representa el exceso de riesgo de contraer cáncer de por vida, debido a una exposición continua y constante en la vida diaria, a un nivel específico de un agente carcinógeno.

Los CFSs son generalmente reportados como exceso de riesgo de cáncer incremental por miligramos de sustancia química por kilogramo de peso corporal por día. Si está disponible, CSFs publicado por la Cal-EPA OEHHA [Cal-EPA, 2008] se utilizaron con preferencia sobre los CSFs publicados por otras organizaciones. Para esos CCs en los que Cal-EPA no ha publicado un CSF, los CSF publicados por USEPA en su base de datos IRIS (USEPA, 2008a), se utilizaron como primera preferencia, y si no estuvieron disponibles, entonces los que se enumeran en la tabla de la Región VI (USEPA, 2008b) fueron utilizados. Los CSFs utilizados en esta evaluación se presenta en el Anexo G.

5.3.3 EFECTOS NO-CANCERIGENOS

La evaluación de la toxicidad de los efectos no cancerígenos requiere la estimación de un nivel de exposición por debajo del cual, no se tiene esperado que efectos adversos para la salud en los seres humanos ocurran.

USEPA y SEMARNAT se refieren a estos niveles como dosis de Referencia (RfD) para las vías de exposiciones por la ingestión y el contacto dérmico. En este estudio se utilizaron las dosis de referencia (RfDi) para las exposiciones por inhalación (Cal-EPA, 1999). Los RfDi utilizados en esta evaluación se presentan en la Anexo G.

5.3.4 RESULTADOS

Una evaluación de riesgos se llevó a cabo para el sitio utilizando parámetros de exposición conservadores, tanto para un escenario de uso residencial y un escenario de uso industrial. La evaluación indicó que varios productos químicos detectados en el sitio, plantean un alto nivel de riesgo de cáncer y de peligro para el escenario residencial (Tabla 5-4). Las dioxinas contribuyen a la mayor parte del riesgo en ambos escenarios. Específicamente, el resultado de 4.2×10^{-4} supera el límite más bajo del rango de riesgos para tomar decisiones de 1×10^{-4} y 1×10^{-6} . Este es el rango de riesgos utilizados tanto por gobierno de USA. (US EPA) y la República Mexicana (SEMARNAT). El índice de peligrosidad (HI) en el escenario residencial es 27.91, que supera el valor de HI aceptable de 1. Según los resultados obtenidos en este estudio, en ningún caso debe ser el lugar utilizado como zona de vivienda residencial para los seres humanos. En los resultados bajo el escenario industrial (Tabla 5-5), el HI no superó a 1. Sin embargo, el riesgo de cáncer es superior a 1×10^{-6} , el cual se encuentra dentro del rango de riesgo para tomar decisiones.

Al respecto al plomo, se modeló que 95% de los receptores como niños y niños con pica, excedieron el nivel de plomo en sangre aceptable de 10 ug/dl bajo un escenario residencial. Los adultos y los fetos, como receptores, no superan este nivel de concentración de plomo en la sangre bajo el mismo escenario. Los trabajadores no superaron el nivel de preocupación bajo el escenario industrial.

Escenario Residencial	<i>HI</i>	<i>Riesgo</i>
Ruta de Aire	0.38	6.24E-06
Ruta de Suelo	27.53	4.14E-04
Total	27.91	4.20E-04

Tabla 5-4: Resultados bajo un escenario 'Residencial'

Escenario Industrial	<i>HI</i>	<i>Riesgo</i>
Ruta de Aire	.01	8.65E-07
Ruta se Suelo	0.23	2.68E-05
Total	.24	2.77E-05

Tabla 5-5: Resultados bajo un escenario 'Industrial'

CAPITULO 6

6. CONCLUSIONES

El incremento en el riesgo de cáncer que es permisible depende de la legislación de un país. El valor que considera socialmente aceptable en Mexico y EE UU es de una probabilidad de:

$$10^{-4} \text{ a } 10^{-6}$$

- Evitar la exposición al polvos y suelos superficiales en el lado este del sitio
- Prohibir la práctica de quemar la basura
- Mas estudios: ampliar el ERA (vapores de sub suelos, flora y fauna)
- Remediación en función con el uso del suelo

CAPITULO 7

7. INCERTIDUMBRE

La incertidumbre involucrada con esta investigación y evaluación incluye:

- El uso de las concentraciones máximas para EPCs sobrestima la exposición real. En realidad, la exposición a largo plazo a un solo punto de exposición es muy remota (es decir, un residente es poco probable que se exponga a la máxima exposición de la sustancia química los 350 días al año durante 30 años) - por lo que esto puede ser considerado como una estimación conservador.
- En lugar de los parámetros específicos del sitio para el aire, se utilizó un factor para la evaluación y modelación. Esto puede ser una estimación bajo / sobrestimación de las características específicas del sitio. De hecho, para el modelación de plomo en sangre, usamos datos de la estación de monitoreo del aire de Calexico, California.
- Los tiempos de retención para el análisis de laboratorio para SVOCs y PCBs, fueron excedidos - por esto puede ser incorrecta la estimación de las concentraciones.
- En general, los suelos de la superficie del sitio, como basurero, siempre son perturbados. Por lo tanto la caracterización precisa en un sitio activo no se logrará a través de una campaña de muestreo de una sola vez. Se requiere una plan de larga plaza como monitoreo y mantención.
- Los PAHs no se analizaron en detecciones lo suficientemente bajo para la evaluación del escenario residencial. Sin embargo, se utilizó los resultados de SVOCs

CAPITULO 8

REFERENCIAS

Butt T E., L. E. (2008). Risk assessment of landfill disposal sites – State of the art . *Waste Management* , 28: 952–964.

CIWMB. (2005). *Local Enforcement Agency Advisory #56 Attachment 1: Characterizing Burn Dumps in California*, . California Integrated Waste Management Board, State of California Environmental Protection Agency.

Delgado O.B., O.-B. S.-B. (2007). Comparative analysis of hazardous household waste in two Mexican regions . *Waste Management* , 27: 792-801.

DTSC. (1999). *Preliminary Endangerment Assessment Guidance Manual*. Department of Toxic Substances Control, State of California Environmental Protection Agency.

DTSC. (2003). *Protocol for Burn Dump Site Investigation and Characterization*. State of California, Environmental Protection Agency.

Gomez, F. (2010). *Metales Pesados en Vado Carranza (Tesis: Maestro en Ciencias)*. Mexicali, Baja California, MX: Universidad Autónoma de Baja California.

OULM. (2006). *OULM*. Recuperado el 2008, de Observatorio Urbano Local de Mexicali: http://www.uabc.mx/iis/oulm/cgeoclip_mi05/carte17.htm

Ramírez, J. H. (2006). *Una visión de la problemática ambiental de Mexicali y su valle*. Mexicali: UABC .

Reyes-López J.A., R.-H. J.-M.-D.-L. (2008). Assessment of groundwater contamination by landfill leachate: A case in Mexico . *Waste Manangement* , 1023-1034.

Rojas-Caldelas R.I., C. Z. (2008). Urban observatories for environmental monitoring. *Solid Waste Management* , 40-44.

SEMARNAT. (2001). *Bases de política para la prevención de la contaminación del suelo y su remediación, Primera Edición*. Av. Revolución No. 1425, Col. Tlacopac, Deleg. Álvaro

Obregón, C.P. 01040, México, D.F.: (Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales) Subsecretaria de Gestión para la Protección Ambiental.

URS Corp. (2006). *Preliminary Waste Characterization Report: Watson Park Burn Site, San Jose, California*. URS.

USEPA. (1989). *Risk Assessment Guidance for Superfund (RAGS) Volume I – Human Health Evaluation Manual, Part A*. (United States Environmental Protection Agency).

Valdez, M. (2010). *Impacto de los Residuos Provenientes de un Tiradero a Cielo Abierto Sobre la Calidad del Agua Subterránea (Tesis: Maestro en Ciencias)*. Mexicali, Baja California, MX: Universidad Autónoma de Baja California.

Vinzte, R. (2009). Supervising Hazardous Substances Scientist. (R. Atencio, Entrevistador)

Zairi M., F. M. (2004). Rehabilitation of El Yahoudia dumping site, Tunisia. *Waste Management*, 24: 1023-1034.

Vandenburg et. al. 2005 The 2005 World Health Organization Reevaluation of Human and Mammalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-Like Compound.

US EPA 2003, Recommendations of the Technical Review Workgroup for Lead for an Approach to Assessing Risks Associated with Adult Exposures to Lead in Soil. EPA-540-R-03-001, FINAL 2003.

Huntzinger O., Fiedler H (1993); From Source to Exposure: Some open Questions: *Chemosphere* 27: 121 – 129.

Glenn, E. P., R. Tanner, S. Mendez, T. Kehret, D. Moore, J. García y C. Valdés Casillas (1998). Growth rates, salt tolerance and water use characteristics of native and invasive riparian plants from the Delta of The Colorado River, México. *Journal of Arid Environments* 40: 281-294

Zamora-Arroyo, 2005. Prioridades de conservación en el Delta del Rio Colorado, Sonoran Institute, Environmental Defense, University of Arizona, Pronatura Noroeste Direccion de Conservación Sonora, Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, World Wildlife Fund – Programa Golfo de California e Instituto Nacional de Ecología – SEMARNAT.

INEGI 2010a; Instituto Nacional de Estadística y Geografía, Censo de Población y Vivienda 2010, Resultados Preliminares: <http://www.censo2010.org.mx/>

INEGI 2010b; Mapa digital de México 5.0: <http://gaia.inegi.org.mx/mdm5/viewer.html>

Fiedler H. (1996) Sources of PCDD/PCDF and impact on the environment. *Chemosphere*. 32: 55-64

Schuhmacher M.; Domingo, J.L.; (2006) Long-term study of environmental levels of dioxins and furans in the vicinity of a municipal solid waste incinerator. *Environment International*. 32: 397 – 404

Saucedo, P. (2009). *Tesista: Maestra en Ciencias*. Mexicali, Baja California, MX: UABC (R. Atencio, Entrevistador)

LPGIR (2003) Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos. Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 08 de octubre de 2003.

RLPGIR (2006) El Reglamento de Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos. Publicada el 20 de noviembre de 2006.

ATSDR 2005, Public Health Assessment Guidance Manual (2005 Update), Agency for Toxic Substances and Disease Control

SEMARNAT 2006. Guía técnica para orientar la elaboración de estudios de evaluación de riesgo ambiental de sitios contaminados. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales Subsecretaria de Gestión para la Protección Ambiental.

Health Canada 2004. Canadian Handbook On Health Impact Assessment Volume 4: Health Impacts By Industry Sector. November 2004

Mendoza, C.R. 2006. Representación esquemática de la contaminación de un ambiente acuático por el uso de plaguicidas. en '*Guía técnica para orientar la elaboración de estudios de evaluación de riesgo ambiental de sitios contaminados*' SEMARNAT 2006.

ASTM 2008. Developing Conceptual Site Models for Contaminated Sites. E-1689-95. ASTM International.

US EPA 2007 *Test Methods for Evaluating Solid Waste (SW- 846)*. Disponible en: <http://www.epa.gov/waste/hazard/testmethods/sw846/online/index.htm>

Beneski, Brian. 2007. *Protocol for Collecting Data Using a Niton Field Portable XRF Spectrometer for Certain Metals in Solid Media*. Maine Department of Environmental Protection. Disponible en: www.state.me.us/dep/rwm/hazardouswaste/updatedsops/dr015_2009.doc

Amptek 2009 *X-ray Fluorescence (XRF)*. Disponible en: <http://www.amptek.com/xrf.html>

US EPA 1993. *National Ambient Air Quality Standard for Particulate Matter*. 40 CFR, Part 50.6

USEPA. (1991). *Risk Assessment Guidance for Superfund (RAGS) Volume I – Human Health Evaluation Manual, Supplemental Guidance: ‘Standard Default Exposure Factors’*. (United States Environmental Protection Agency).

DTSC (1992). *Supplemental Guidance for Human Health Multimedia Risk Assessment at Hazardous Waste Sites Permitted Facilities*.

USEPA. (1992). *Dermal Exposure Assessment: Principals and Application, Interim Report*. Office of Health and Environmental Assessment (EPA 600/9-91-011B).

OEHHA 2008. *Cal-EPA Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA) Toxicity Criteria Database*, (Cal-EPA Oficina de Salud Ambiental Evaluación de Riesgos)

USEPA, 2008a. *USEPA Integrated Risk Information System (IRIS)*. Sistema Integrado de Información de Riesgos

ORNL, 2008. *Oak Ridge National Laboratory Screening Levels* (Laboratorio nacional de Oak Ridge)

USEPA, 2008b. *USEPA Region VI Human Health Medium-Specific Screening Levels table*. (Región VI Tabla de evaluación de Salud Humana)

DTSC/CALEPA 1999. *Selecting Inorganic Constituents as Chemicals Of Potential Concern At Risk Assessments At Hazardous Waste Sites And Permitted Facilities*.

ATSDR 1990. Paper: *Impact of Lead-Contaminated Soil on Public Health*. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service Agency for Toxic Substances and Disease Registry Atlanta, Georgia

OEHHA 2009. *Revised California Human Health Screening Levels for Lead*. Cal-EPA Oficina de Salud Ambiental Evaluación de Riesgos

ANEXO A

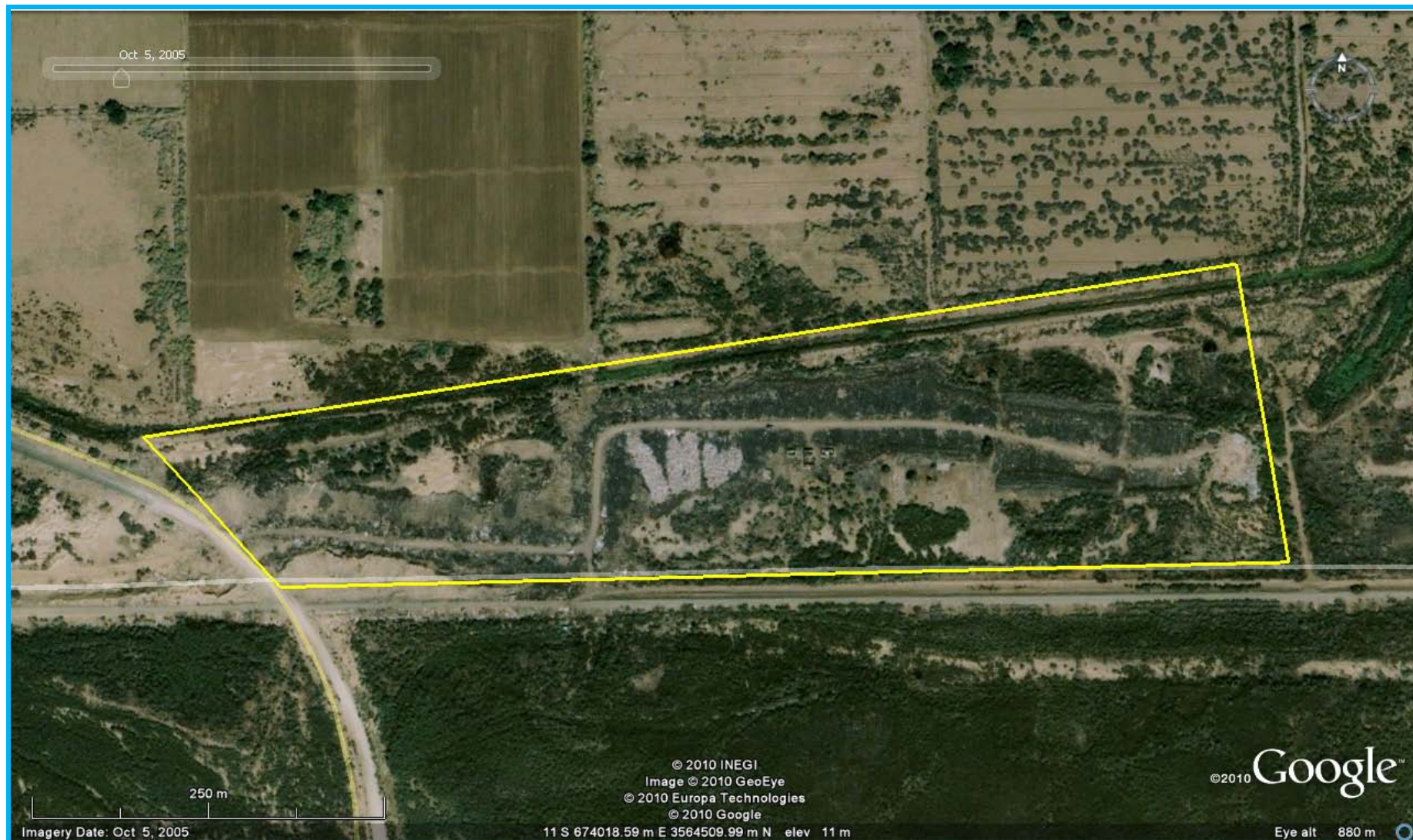
Fotografías Aéreas



Septiembre 2004: Nueva basura acumulada en la parte este del sitio. Los suelos son descoloridos de las cenizas a lo largo del camino interior del sitio.



Mayo 2005: La basura se dispersa por todo el sitio, a lo largo del camino interior. Las cenizas se concentran en la parte este del sitio.



Octubre 2005: Nueva basura se concentra en el centro del sitio, con las cenizas a lo largo del camino interior.



Augusto 2006: La fotografía aérea más reciente de esta colección. La basura ha sido depositada recientemente en la parte este del sitio. Cenizas parecen haber cubierto más área del sitio.

ANEXO B

Fotografías de Sitio y Muestreo



Oct 09. Lopez



Oct 09. Lopez



Oct 2009. Atencio



Oct 2009. Atencio



Oct 2009. Atencio



Oct 08. Gomez



Oct 09. Atencio



Oct 09. Atencio



Oct 09. Atencio



Oct 09. Atencio



Oct 09. Atencio



Oct 09. Atencio



Oct 09. Atencio



Oct 09. Atencio



Oct 09. Atencio



Oct 09. Atencio



Oct 09. Atencio



Oct 09. Atencio



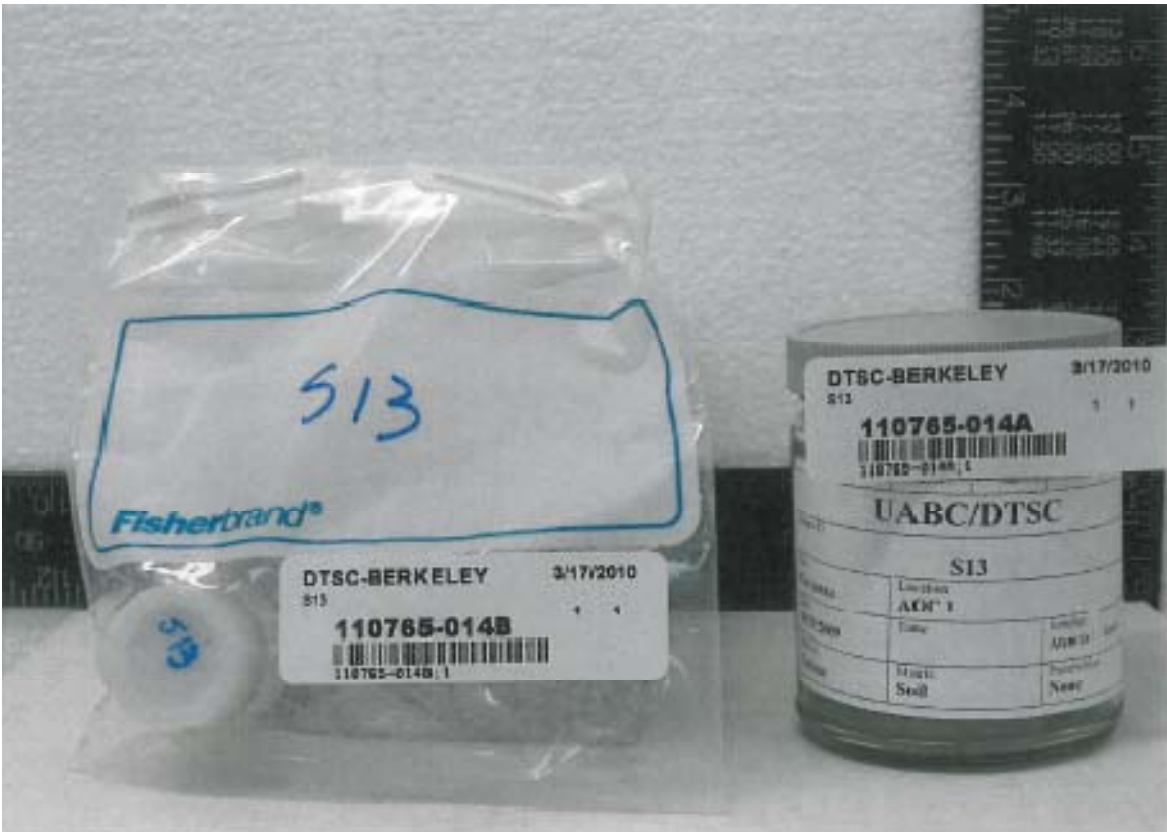
Oct 09. Lopez



Oct 09. Atencio



Oct 09. Atencio



Mar.2010 Atencio

ANEXO C

Coordenadas geográficas de muestreo

Muestra	ID	Lat. (N)	Long. (W)	Profundidad	Datum	Método
1	S01	32°12'14.0"	115°09'34.7"	0-15cm	WGS82 datum	EPA 6200, 6010
2	S02	32°12'12.5"	115°09'32.2"	0-15cm	WGS82 datum	EPA 6200, 6010
3	S03	32°12'14.1"	115°09'32.4"	0-15cm	WGS82 datum	EPA 6200, 6010, 8082, 8270, 1613
4	S04	32°12'12.2"	115°09'29.7"	0-15cm	WGS82 datum	EPA 6200, 6010
5	S05	32°12'13.9"	115°09'30.0"	0-15cm	WGS82 datum	EPA 6200, 6010
6	S06	32°12'12.2"	115°09'27.1"	0-15cm	WGS82 datum	EPA 6200, 6010, 8082, 8270, 1613
7	S07	32°12'13.4"	115°09'29.1"	0-15cm	WGS82 datum	EPA 6200, 6010, 8082, 8270, 1613
8	S08	32°12'12.1"	115°09'24.5"	0-15cm	WGS82 datum	EPA 6200, 6010, 8082, 8270, 1613
9	S09	32°12'14.5"	115°09'26.3"	0-15cm	WGS82 datum	EPA 6200, 6010
10	S10	32°12'12.3"	115°09'21.2"	0-15cm	WGS82 datum	EPA 6200, 6010, 8082, 8270, 1613
11	S11	32°12'14.7"	115°09'23.3"	0-15cm	WGS82 datum	EPA 6200, 6010
12	S11D	32°12'14.7"	115°09'23.3"	0-15cm	WGS82 datum	EPA 6200, 6010
13	S12	32°12'16.1"	115°09'21.6"	0-15cm	WGS82 datum	EPA 6200, 6010, 8082, 8270, 1613
14	S13	32°12'12.2"	115°09'20.1"	0-15cm	WGS82 datum	EPA 6200, 6010
15	S14	32°12'14.2"	115°09'20.0"	0-15cm	WGS82 datum	EPA 6200, 6010
16	S15	32°12'16.1"	115°09'19.8"	0-15cm	WGS82 datum	EPA 6200, 6010
17	S16	32°12'12.8"	115°09'17.4"	0-15cm	WGS82 datum	EPA 6200, 6010
18	S17*	32°12'14.4"	115°09'17.3"	0-15cm	WGS82 datum	EPA 6200, 6010, 8082, 8270, 1613
19	S18	32°12'16.2"	115°09'17.1"	0-15cm	WGS82 datum	EPA 6200, 6010
20	S18D	32°12'16.2"	115°09'17.1"	0-15cm	WGS82 datum	EPA 6200, 6010, 8082, 8270, 1613
21	S19	32°12'12.2"	115°09'14.2"	0-15cm	WGS82 datum	EPA 6200, 6010
22	S20*	32°12'14.3"	115°09'14.5"	0-15cm	WGS82 datum	EPA 6200, 6010, 8082, 8270, 1613
23	S21	32°12'16.0"	115°09'14.2"	0-15cm	WGS82 datum	EPA 6200, 6010, 8082, 8270, 1613
24	S22	32°12'13.3"	115°09'12.3"	0-15cm	WGS82 datum	EPA 6200, 6010
25	S22D	32°12'13.3"	115°09'12.3"	0-15cm	WGS82 datum	EPA 6200, 6010
26	S23	32°12'13.7"	115°09'11.7"	0-15cm	WGS82 datum	EPA 6200, 6010, 8082, 8270, 1613
27	S24	32°12'15.5"	115°09'11.5"	0-15cm	WGS82 datum	EPA 6200, 6010, 8082, 8270, 1613
28	S25	32°12'12.1"	115°09'9.0"	0-15cm	WGS82 datum	EPA 6200, 6010
29	S26	32°12'13.3"	115°09'8.9"	0-15cm	WGS82 datum	EPA 6200, 6010
30	S27	32°12'15.2"	115°09'9.0"	0-15cm	WGS82 datum	EPA 6200, 6010, 8082, 8270, 1613
31	S28	32°12'12.2"	115°09'6.9"	0-15cm	WGS82 datum	EPA 6200, 6010
32	S29	32°12'13.9"	115°09'6.5"	0-15cm	WGS82 datum	EPA 6200, 6010, 8082, 8270, 1613
33	S30*	32°12'15.0"	115°09'6.4"	0-15cm	WGS82 datum	EPA 6200, 6010
34	BG1	32°12'01.1"	115°09'33.7"	30 - 60cm	WGS82 datum	EPA 6200, 6010, 8082, 8270, 1613
35	BG2	32°12'00.0"	115°09'29.8"	30 - 60cm	WGS82 datum	EPA 6200, 6010
36	BG3	32°12'00.2"	115°09'28.1"	30 - 60cm	WGS82 datum	EPA 6200, 6010
37	BG4	32°12'00.1"	115°09'26.0"	30 - 60cm	WGS82 datum	EPA 6200, 6010

ANEXO D

Cadena de Custodia (COC)

Universidad Autónoma de Baja California - Instituto de Ingeniería
Cadena de Custodia (COC) de Muestras

Núm. de COC:		SEM 09-02		Título de proyecto: Carranza		Análisis		Punto de contacto: Dr. Jaime Reyes López		tel.: 686-566-4150
Fecha	Hora	ID de Muestra	Núm. de contenedores			Matriz	Observaciones			
19/10/09	12:00	519	1	X		Suelo				
19/10/09	12:05	520*	1	X		Suelo				
19/10/09	12:10	521	1	X		Suelo				
19/10/09	12:15	522	1	X		Suelo				
19/10/09	12:15	522D	1	X		Suelo				
19/10/09	12:20	523	1	X		Suelo				
19/10/09	12:30	524	1	X		Suelo				
19/10/09	12:35	525	1	X		Suelo				
19/10/09	12:40	526	1	X		Suelo				
19/10/09	12:42	527	1	X		Suelo				
19/10/09	12:45	528	1	X		Suelo				
19/10/09	12:47	529	1	X		Suelo				
19/10/09	12:50	530*	1	X		Suelo				
19/10/09	—	—	—							
19/10/09	13:15	B61	1	X		Suelo				
19/10/09	13:30	B62	1	X		Suelo				
19/10/09	13:35	B63	1	X		Suelo				
19/10/09	13:45	B64	1	X		Suelo				
Conservados: Si <input type="radio"/> No <input checked="" type="radio"/>										
Fecha	Hora	Cedida por:	Fecha	Hora	Recluido por:					
20-oct-09	13:40 hrs	Jaime Reyes López	20-oct-09	13:41	Jaime Reyes López					
21/oct/09	12:25	Manuel Carrera	OCT 22 09	14:30	Manuel Carrera					

Universidad Autónoma de Baja California - Instituto de Ingeniería
Cadena de Custodia (COC) de Muestras

Núm. de COC:	SEM-09-02	Título de proyecto: Carranza	Análisis	Punto de contacto: Dr. Jaime Reyes López	tel.: 686-566-4150
--------------	-----------	------------------------------	----------	--	--------------------

Fecha	Hora	ID de Muestra	Núm. de contenedores	Análisis	Matriz	Observaciones
19/10/09	0900	501	1	X	suelo	
19/10/09	0915	502	1	X	suelo	
19/10/09	0930	503	1	X	suelo	
19/10/09	0945	504	1	X	suelo	
19/10/09	1000	505	1	X	suelo	
19/10/09	1015	506	1	X	suelo	
19/10/09	1030	507	1	X	suelo	
19/10/09	1035	508	1	X	suelo	
19/10/09	1040	509	1	X	suelo	
19/10/09	1045	510	1	X	suelo	
19/10/09	1100	511	1	X	suelo	
19/10/09	1100	510 511 D	1	X	suelo	
19/10/09	1115	512	1	X	suelo	
19/10/09	1117	513	1	X	suelo	
19/10/09	1130	514	1	X	suelo	
19/10/09	1135	515	1	X	suelo	
19/10/09	1140	516	1	X	suelo	
19/10/09	1142	517*	1	X	suelo	
19/10/09	1145	518	1	X	suelo	
19/10/09	1145	518 D	1	X	suelo	

Conservados: Si No

Fecha	Hora	Cedida por:	Fecha	Hora	Recibido por:
20-08-09	13:40hs	Marina Reyes	20-08-09	13:41	[Signature]
21/08/09	12:25	Maribel Cabreña	0-1-22-09	14:30 pm	[Signature]

ANEXO E

Método US EPA 6200

METHOD 6200

FIELD PORTABLE X-RAY FLUORESCENCE SPECTROMETRY FOR THE DETERMINATION OF ELEMENTAL CONCENTRATIONS IN SOIL AND SEDIMENT

SW-846 is not intended to be an analytical training manual. Therefore, method procedures are written based on the assumption that they will be performed by analysts who are formally trained in at least the basic principles of chemical analysis and in the use of the subject technology.

In addition, SW-846 methods, with the exception of required method use for the analysis of method-defined parameters, are intended to be guidance methods which contain general information on how to perform an analytical procedure or technique which a laboratory can use as a basic starting point for generating its own detailed Standard Operating Procedure (SOP), either for its own general use or for a specific project application. The performance data included in this method are for guidance purposes only, and are not intended to be and must not be used as absolute QC acceptance criteria for purposes of laboratory accreditation.

1.0 SCOPE AND APPLICATION

1.1 This method is applicable to the in situ and intrusive analysis of the 26 analytes listed below for soil and sediment samples. Some common elements are not listed in this method because they are considered "light" elements that cannot be detected by field portable x-ray fluorescence (FPXRF). These light elements are: lithium, beryllium, sodium, magnesium, aluminum, silicon, and phosphorus. Most of the analytes listed below are of environmental concern, while a few others have interference effects or change the elemental composition of the matrix, affecting quantitation of the analytes of interest. Generally elements of atomic number 16 or greater can be detected and quantitated by FPXRF. The following RCRA analytes have been determined by this method:

Analytes	CAS Registry No.
Antimony (Sb)	7440-36-0
Arsenic (As)	7440-38-0
Barium (Ba)	7440-39-3
Cadmium (Cd)	7440-43-9
Chromium (Cr)	7440-47-3
Cobalt (Co)	7440-48-4
Copper (Cu)	7440-50-8
Lead (Pb)	7439-92-1
Mercury (Hg)	7439-97-6
Nickel (Ni)	7440-02-0
Selenium (Se)	7782-49-2
Silver (Ag)	7440-22-4
Thallium (Tl)	7440-28-0
Tin (Sn)	7440-31-5

Analytes	CAS Registry No.
Vanadium (V)	7440-62-2
Zinc (Zn)	7440-66-6

In addition, the following non-RCRA analytes have been determined by this method:

Analytes	CAS Registry No.
Calcium (Ca)	7440-70-2
Iron (Fe)	7439-89-6
Manganese (Mn)	7439-96-5
Molybdenum (Mo)	7439-93-7
Potassium (K)	7440-09-7
Rubidium (Rb)	7440-17-7
Strontium (Sr)	7440-24-6
Thorium (Th)	7440-29-1
Titanium (Ti)	7440-32-6
Zirconium (Zr)	7440-67-7

1.2 This method is a screening method to be used with confirmatory analysis using other techniques (e.g., flame atomic absorption spectrometry (FLAA), graphite furnace atomic absorption spectrometry (GFAA), inductively coupled plasma-atomic emission spectrometry, (ICP-AES), or inductively coupled plasma-mass spectrometry, (ICP-MS)). This method's main strength is that it is a rapid field screening procedure. The method's lower limits of detection are typically above the toxicity characteristic regulatory level for most RCRA analytes. However, when the obtainable values for precision, accuracy, and laboratory-established sensitivity of this method meet project-specific data quality objectives (DQOs), FPXRF is a fast, powerful, cost effective technology for site characterization.

1.3 The method sensitivity or lower limit of detection depends on several factors, including the analyte of interest, the type of detector used, the type of excitation source, the strength of the excitation source, count times used to irradiate the sample, physical matrix effects, chemical matrix effects, and interelement spectral interferences. Example lower limits of detection for analytes of interest in environmental applications are shown in Table 1. These limits apply to a clean spiked matrix of quartz sand (silicon dioxide) free of interelement spectral interferences using long (100 -600 second) count times. These sensitivity values are given for guidance only and may not always be achievable, since they will vary depending on the sample matrix, which instrument is used, and operating conditions. A discussion of performance-based sensitivity is presented in Sec. 9.6.

1.4 Analysts should consult the disclaimer statement at the front of the manual and the information in Chapter Two for guidance on the intended flexibility in the choice of methods, apparatus, materials, reagents, and supplies, and on the responsibilities of the analyst for demonstrating that the techniques employed are appropriate for the analytes of interest, in the matrix of interest, and at the levels of concern.

In addition, analysts and data users are advised that, except where explicitly specified in a regulation, the use of SW-846 methods is *not* mandatory in response to Federal testing requirements. The information contained in this method is provided by EPA as guidance to be used by the analyst and the regulated community in making judgments necessary to generate results that meet the data quality objectives for the intended application.

1.5 Use of this method is restricted to use by, or under supervision of, personnel appropriately experienced and trained in the use and operation of an XRF instrument. Each analyst must demonstrate the ability to generate acceptable results with this method.

2.0 SUMMARY OF METHOD

2.1 The FPXRF technologies described in this method use either sealed radioisotope sources or x-ray tubes to irradiate samples with x-rays. When a sample is irradiated with x-rays, the source x-rays may undergo either scattering or absorption by sample atoms. This latter process is known as the photoelectric effect. When an atom absorbs the source x-rays, the incident radiation dislodges electrons from the innermost shells of the atom, creating vacancies. The electron vacancies are filled by electrons cascading in from outer electron shells. Electrons in outer shells have higher energy states than inner shell electrons, and the outer shell electrons give off energy as they cascade down into the inner shell vacancies. This rearrangement of electrons results in emission of x-rays characteristic of the given atom. The emission of x-rays, in this manner, is termed x-ray fluorescence.

Three electron shells are generally involved in emission of x-rays during FPXRF analysis of environmental samples. The three electron shells include the K, L, and M shells. A typical emission pattern, also called an emission spectrum, for a given metal has multiple intensity peaks generated from the emission of K, L, or M shell electrons. The most commonly measured x-ray emissions are from the K and L shells; only metals with an atomic number greater than 57 have measurable M shell emissions.

Each characteristic x-ray line is defined with the letter K, L, or M, which signifies which shell had the original vacancy and by a subscript alpha (α), beta (β), or gamma (γ) etc., which indicates the higher shell from which electrons fell to fill the vacancy and produce the x-ray. For example, a K_α line is produced by a vacancy in the K shell filled by an L shell electron, whereas a K_β line is produced by a vacancy in the K shell filled by an M shell electron. The K_α transition is on average 6 to 7 times more probable than the K_β transition; therefore, the K_α line is approximately 7 times more intense than the K_β line for a given element, making the K_α line the choice for quantitation purposes.

The K lines for a given element are the most energetic lines and are the preferred lines for analysis. For a given atom, the x-rays emitted from L transitions are always less energetic than those emitted from K transitions. Unlike the K lines, the main L emission lines (L_α and L_β) for an element are of nearly equal intensity. The choice of one or the other depends on what interfering element lines might be present. The L emission lines are useful for analyses involving elements of atomic number (Z) 58 (cerium) through 92 (uranium).

An x-ray source can excite characteristic x-rays from an element only if the source energy is greater than the absorption edge energy for the particular line group of the element, that is, the K absorption edge, L absorption edge, or M absorption edge energy. The absorption edge energy is somewhat greater than the corresponding line energy. Actually, the K absorption edge energy is approximately the sum of the K, L, and M line energies of the particular element, and the L absorption edge energy is approximately the sum of the L and M line energies. FPXRF is more sensitive to an element with an absorption edge energy close to but less than

the excitation energy of the source. For example, when using a cadmium-109 source, which has an excitation energy of 22.1 kiloelectron volts (keV), FPXRF would exhibit better sensitivity for zirconium which has a K line energy of 15.77 keV than to chromium, which has a K line energy of 5.41 keV.

2.2 Under this method, inorganic analytes of interest are identified and quantitated using a field portable energy-dispersive x-ray fluorescence spectrometer. Radiation from one or more radioisotope sources or an electrically excited x-ray tube is used to generate characteristic x-ray emissions from elements in a sample. Up to three sources may be used to irradiate a sample. Each source emits a specific set of primary x-rays that excite a corresponding range of elements in a sample. When more than one source can excite the element of interest, the source is selected according to its excitation efficiency for the element of interest.

For measurement, the sample is positioned in front of the probe window. This can be done in two manners using FPXRF instruments, specifically, in situ or intrusive. If operated in the in situ mode, the probe window is placed in direct contact with the soil surface to be analyzed. When an FPXRF instrument is operated in the intrusive mode, a soil or sediment sample must be collected, prepared, and placed in a sample cup. The sample cup is then placed on top of the window inside a protective cover for analysis.

Sample analysis is then initiated by exposing the sample to primary radiation from the source. Fluorescent and backscattered x-rays from the sample enter through the detector window and are converted into electric pulses in the detector. The detector in FPXRF instruments is usually either a solid-state detector or a gas-filled proportional counter. Within the detector, energies of the characteristic x-rays are converted into a train of electric pulses, the amplitudes of which are linearly proportional to the energy of the x-rays. An electronic multichannel analyzer (MCA) measures the pulse amplitudes, which is the basis of qualitative x-ray analysis. The number of counts at a given energy per unit of time is representative of the element concentration in a sample and is the basis for quantitative analysis. Most FPXRF instruments are menu-driven from software built into the units or from personal computers (PC).

The measurement time of each source is user-selectable. Shorter source measurement times (30 seconds) are generally used for initial screening and hot spot delineation, and longer measurement times (up to 300 seconds) are typically used to meet higher precision and accuracy requirements.

FPXRF instruments can be calibrated using the following methods: internally using fundamental parameters determined by the manufacturer, empirically based on site-specific calibration standards (SSCS), or based on Compton peak ratios. The Compton peak is produced by backscattering of the source radiation. Some FPXRF instruments can be calibrated using multiple methods.

3.0 DEFINITIONS

- 3.1 FPXRF -- Field portable x-ray fluorescence.
- 3.2 MCA -- Multichannel analyzer for measuring pulse amplitude.
- 3.3 SSCS -- Site-specific calibration standards.
- 3.4 FP -- Fundamental parameter.
- 3.5 ROI -- Region of interest.

3.6 SRM -- Standard reference material; a standard containing certified amounts of metals in soil or sediment.

3.7 eV -- Electron volt; a unit of energy equivalent to the amount of energy gained by an electron passing through a potential difference of one volt.

3.8 Refer to Chapter One, Chapter Three, and the manufacturer's instructions for other definitions that may be relevant to this procedure.

4.0 INTERFERENCES

4.1 The total method error for FPXRF analysis is defined as the square root of the sum of squares of both instrument precision and user- or application-related error. Generally, instrument precision is the least significant source of error in FPXRF analysis. User- or application-related error is generally more significant and varies with each site and method used. Some sources of interference can be minimized or controlled by the instrument operator, but others cannot. Common sources of user- or application-related error are discussed below.

4.2 Physical matrix effects result from variations in the physical character of the sample. These variations may include such parameters as particle size, uniformity, homogeneity, and surface condition. For example, if any analyte exists in the form of very fine particles in a coarser-grained matrix, the analyte's concentration measured by the FPXRF will vary depending on how fine particles are distributed within the coarser-grained matrix. If the fine particles "settle" to the bottom of the sample cup (i.e., against the cup window), the analyte concentration measurement will be higher than if the fine particles are not mixed in well and stay on top of the coarser-grained particles in the sample cup. One way to reduce such error is to grind and sieve all soil samples to a uniform particle size thus reducing sample-to-sample particle size variability. Homogeneity is always a concern when dealing with soil samples. Every effort should be made to thoroughly mix and homogenize soil samples before analysis. Field studies have shown heterogeneity of the sample generally has the largest impact on comparability with confirmatory samples.

4.3 Moisture content may affect the accuracy of analysis of soil and sediment sample analyses. When the moisture content is between 5 and 20 percent, the overall error from moisture may be minimal. However, moisture content may be a major source of error when analyzing samples of surface soil or sediment that are saturated with water. This error can be minimized by drying the samples in a convection or toaster oven. Microwave drying is not recommended because field studies have shown that microwave drying can increase variability between FPXRF data and confirmatory analysis and because metal fragments in the sample can cause arcing to occur in a microwave.

4.4 Inconsistent positioning of samples in front of the probe window is a potential source of error because the x-ray signal decreases as the distance from the radioactive source increases. This error is minimized by maintaining the same distance between the window and each sample. For the best results, the window of the probe should be in direct contact with the sample, which means that the sample should be flat and smooth to provide a good contact surface.

4.5 Chemical matrix effects result from differences in the concentrations of interfering elements. These effects occur as either spectral interferences (peak overlaps) or as x-ray absorption and enhancement phenomena. Both effects are common in soils contaminated with heavy metals. As examples of absorption and enhancement effects; iron (Fe) tends to absorb copper (Cu) x-rays, reducing the intensity of the Cu measured by the detector, while chromium (Cr) will be enhanced at the expense of Fe because the absorption edge of Cr is slightly lower in energy than the fluorescent peak of iron. The effects can be corrected mathematically through the use of fundamental parameter (FP) coefficients. The effects also can be compensated for using SSCS, which contain all the elements present on site that can interfere with one another.

4.6 When present in a sample, certain x-ray lines from different elements can be very close in energy and, therefore, can cause interference by producing a severely overlapped spectrum. The degree to which a detector can resolve the two different peaks depends on the energy resolution of the detector. If the energy difference between the two peaks in electron volts is less than the resolution of the detector in electron volts, then the detector will not be able to fully resolve the peaks.

The most common spectrum overlaps involve the K_{β} line of element Z-1 with the K_{α} line of element Z. This is called the K_{α}/K_{β} interference. Because the $K_{\alpha}:K_{\beta}$ intensity ratio for a given element usually is about 7:1, the interfering element, Z-1, must be present at large concentrations to cause a problem. Two examples of this type of spectral interference involve the presence of large concentrations of vanadium (V) when attempting to measure Cr or the presence of large concentrations of Fe when attempting to measure cobalt (Co). The V K_{α} and K_{β} energies are 4.95 and 5.43 keV, respectively, and the Cr K_{α} energy is 5.41 keV. The Fe K_{α} and K_{β} energies are 6.40 and 7.06 keV, respectively, and the Co K_{α} energy is 6.92 keV. The difference between the V K_{β} and Cr K_{α} energies is 20 eV, and the difference between the Fe K_{β} and the Co K_{α} energies is 140 eV. The resolution of the highest-resolution detectors in FPXRF instruments is 170 eV. Therefore, large amounts of V and Fe will interfere with quantitation of Cr or Co, respectively. The presence of Fe is a frequent problem because it is often found in soils at tens of thousands of parts per million (ppm).

4.7 Other interferences can arise from K/L, K/M, and L/M line overlaps, although these overlaps are less common. Examples of such overlap involve arsenic (As) K_{α} /lead (Pb) L_{α} and sulfur (S) K_{α} /Pb M_{α} . In the As/Pb case, Pb can be measured from the Pb L_{β} line, and As can be measured from either the As K_{α} or the As K_{β} line; in this way the interference can be corrected. If the As K_{β} line is used, sensitivity will be decreased by a factor of two to five times because it is a less intense line than the As K_{α} line. If the As K_{α} line is used in the presence of Pb, mathematical corrections within the instrument software can be used to subtract out the Pb interference. However, because of the limits of mathematical corrections, As concentrations cannot be efficiently calculated for samples with Pb:As ratios of 10:1 or more. This high ratio of Pb to As may result in reporting of a "nondetect" or a "less than" value (e.g., <300 ppm) for As, regardless of the actual concentration present.

No instrument can fully compensate for this interference. It is important for an operator to understand this limitation of FPXRF instruments and consult with the manufacturer of the FPXRF instrument to evaluate options to minimize this limitation. The operator's decision will be based on action levels for metals in soil established for the site, matrix effects, capabilities of the instrument, data quality objectives, and the ratio of lead to arsenic known to be present at the site. If a site is encountered that contains lead at concentrations greater than ten times the concentration of arsenic it is advisable that all critical soil samples be sent off site for confirmatory analysis using other techniques (e.g., flame atomic absorption spectrometry (FLAA), graphite furnace atomic absorption spectrometry (GFAA), inductively coupled plasma-

atomic emission spectrometry, (ICP-AES), or inductively coupled plasma-mass spectrometry, (ICP-MS)).

4.8 If SSCS are used to calibrate an FPXRF instrument, the samples collected must be representative of the site under investigation. Representative soil sampling ensures that a sample or group of samples accurately reflects the concentrations of the contaminants of concern at a given time and location. Analytical results for representative samples reflect variations in the presence and concentration ranges of contaminants throughout a site. Variables affecting sample representativeness include differences in soil type, contaminant concentration variability, sample collection and preparation variability, and analytical variability, all of which should be minimized as much as possible.

4.9 Soil physical and chemical effects may be corrected using SSCS that have been analyzed by inductively coupled plasma (ICP) or atomic absorption (AA) methods. However, a major source of error can be introduced if these samples are not representative of the site or if the analytical error is large. Another concern is the type of digestion procedure used to prepare the soil samples for the reference analysis. Analytical results for the confirmatory method will vary depending on whether a partial digestion procedure, such as Method 3050, or a total digestion procedure, such as Method 3052, is used. It is known that depending on the nature of the soil or sediment, Method 3050 will achieve differing extraction efficiencies for different analytes of interest. The confirmatory method should meet the project-specific data quality objectives (DQOs).

XRF measures the total concentration of an element; therefore, to achieve the greatest comparability of this method with the reference method (reduced bias), a total digestion procedure should be used for sample preparation. However, in the study used to generate the performance data for this method (see Table 8), the confirmatory method used was Method 3050, and the FPXRF data compared very well with regression correlation coefficients (r often exceeding 0.95, except for barium and chromium). The critical factor is that the digestion procedure and analytical reference method used should meet the DQOs of the project and match the method used for confirmation analysis.

4.10 Ambient temperature changes can affect the gain of the amplifiers producing instrument drift. Gain or drift is primarily a function of the electronics (amplifier or preamplifier) and not the detector as most instrument detectors are cooled to a constant temperature. Most FPXRF instruments have a built-in automatic gain control. If the automatic gain control is allowed to make periodic adjustments, the instrument will compensate for the influence of temperature changes on its energy scale. If the FPXRF instrument has an automatic gain control function, the operator will not have to adjust the instrument's gain unless an error message appears. If an error message appears, the operator should follow the manufacturer's procedures for troubleshooting the problem. Often, this involves performing a new energy calibration. The performance of an energy calibration check to assess drift is a quality control measure discussed in Sec. 9.2.

If the operator is instructed by the manufacturer to manually conduct a gain check because of increasing or decreasing ambient temperature, it is standard to perform a gain check after every 10 to 20 sample measurements or once an hour whichever is more frequent. It is also suggested that a gain check be performed if the temperature fluctuates more than 10° F. The operator should follow the manufacturer's recommendations for gain check frequency.

5.0 SAFETY

5.1 This method does not address all safety issues associated with its use. The user is responsible for maintaining a safe work environment and a current awareness file of OSHA regulations regarding the safe handling of the chemicals listed in this method. A reference file of material safety data sheets (MSDSs) should be available to all personnel involved in these analyses.

NOTE: No MSDS applies directly to the radiation-producing instrument because that is covered under the Nuclear Regulatory Commission (NRC) or applicable state regulations.

5.2 Proper training for the safe operation of the instrument and radiation training should be completed by the analyst prior to analysis. Radiation safety for each specific instrument can be found in the operator's manual. Protective shielding should never be removed by the analyst or any personnel other than the manufacturer. The analyst should be aware of the local state and national regulations that pertain to the use of radiation-producing equipment and radioactive materials with which compliance is required. There should be a person appointed within the organization that is solely responsible for properly instructing all personnel, maintaining inspection records, and monitoring x-ray equipment at regular intervals.

Licenses for radioactive materials are of two types, specifically: (1) a general license which is usually initiated by the manufacturer for receiving, acquiring, owning, possessing, using, and transferring radioactive material incorporated in a device or equipment, and (2) a specific license which is issued to named persons for the operation of radioactive instruments as required by local, state, or federal agencies. A copy of the radioactive material license (for specific licenses only) and leak tests should be present with the instrument at all times and available to local and national authorities upon request.

X-ray tubes do not require radioactive material licenses or leak tests, but do require approvals and licenses which vary from state to state. In addition, fail-safe x-ray warning lights should be illuminated whenever an x-ray tube is energized. Provisions listed above concerning radiation safety regulations, shielding, training, and responsible personnel apply to x-ray tubes just as to radioactive sources. In addition, a log of the times and operating conditions should be kept whenever an x-ray tube is energized. An additional hazard present with x-ray tubes is the danger of electric shock from the high voltage supply, however, if the tube is properly positioned within the instrument, this is only a negligible risk. Any instrument (x-ray tube or radioisotope based) is capable of delivering an electric shock from the basic circuitry when the system is inappropriately opened.

5.3 Radiation monitoring equipment should be used with the handling and operation of the instrument. The operator and the surrounding environment should be monitored continually for analyst exposure to radiation. Thermal luminescent detectors (TLD) in the form of badges and rings are used to monitor operator radiation exposure. The TLDs or badges should be worn in the area of maximum exposure. The maximum permissible whole-body dose from occupational exposure is 5 Roentgen Equivalent Man (REM) per year. Possible exposure pathways for radiation to enter the body are ingestion, inhaling, and absorption. The best precaution to prevent radiation exposure is distance and shielding.

6.0 EQUIPMENT AND SUPPLIES

The mention of trade names or commercial products in this manual is for illustrative purposes only, and does not constitute an EPA endorsement or exclusive recommendation for

use. The products and instrument settings cited in SW-846 methods represent those products and settings used during method development or subsequently evaluated by the Agency. Glassware, reagents, supplies, equipment, and settings other than those listed in this manual may be employed provided that method performance appropriate for the intended application has been demonstrated and documented.

6.1 FPXRF spectrometer -- An FPXRF spectrometer consists of four major components: (1) a source that provides x-rays; (2) a sample presentation device; (3) a detector that converts x-ray-generated photons emitted from the sample into measurable electronic signals; and (4) a data processing unit that contains an emission or fluorescence energy analyzer, such as an MCA, that processes the signals into an x-ray energy spectrum from which elemental concentrations in the sample may be calculated, and a data display and storage system. These components and additional, optional items, are discussed below.

6.1.1 Excitation sources -- FPXRF instruments use either a sealed radioisotope source or an x-ray tube to provide the excitation source. Many FPXRF instruments use sealed radioisotope sources to produce x-rays in order to irradiate samples. The FPXRF instrument may contain between one and three radioisotope sources. Common radioisotope sources used for analysis for metals in soils are iron Fe-55 (^{55}Fe), cadmium Cd-109 (^{109}Cd), americium Am-241 (^{241}Am), and curium Cm-244 (^{244}Cm). These sources may be contained in a probe along with a window and the detector; the probe may be connected to a data reduction and handling system by means of a flexible cable. Alternatively, the sources, window, and detector may be included in the same unit as the data reduction and handling system.

The relative strength of the radioisotope sources is measured in units of millicuries (mCi). All other components of the FPXRF system being equal, the stronger the source, the greater the sensitivity and precision of a given instrument. Radioisotope sources undergo constant decay. In fact, it is this decay process that emits the primary x-rays used to excite samples for FPXRF analysis. The decay of radioisotopes is measured in "half-lives." The half-life of a radioisotope is defined as the length of time required to reduce the radioisotopes strength or activity by half. Developers of FPXRF technologies recommend source replacement at regular intervals based on the source's half-life. This is due to the ever increasing time required for the analysis rather than a decrease in instrument performance. The characteristic x-rays emitted from each of the different sources have energies capable of exciting a certain range of analytes in a sample. Table 2 summarizes the characteristics of four common radioisotope sources.

X-ray tubes have higher radiation output, no intrinsic lifetime limit, produce constant output over their lifetime, and do not have the disposal problems of radioactive sources but are just now appearing in FPXRF instruments. An electrically-excited x-ray tube operates by bombarding an anode with electrons accelerated by a high voltage. The electrons gain an energy in electron volts equal to the accelerating voltage and can excite atomic transitions in the anode, which then produces characteristic x-rays. These characteristic x-rays are emitted through a window which contains the vacuum necessary for the electron acceleration. An important difference between x-ray tubes and radioactive sources is that the electrons which bombard the anode also produce a continuum of x-rays across a broad range of energies in addition to the characteristic x-rays. This continuum is weak compared to the characteristic x-rays but can provide substantial excitation since it covers a broad energy range. It has the undesired property of producing background in the spectrum near the analyte x-ray lines when it is scattered by the sample. For this reason a filter is often used between the x-ray tube and the sample to suppress the continuum radiation while passing the characteristic x-rays from the anode. This filter is sometimes incorporated into the window of the x-ray tube. The choice of

accelerating voltage is governed both by the anode material, since the electrons must have sufficient energy to excite the anode, which requires a voltage greater than the absorption edge of the anode material and by the instrument's ability to cool the x-ray tube. The anode is most efficiently excited by voltages 2 to 2.5 times the edge energy (most x-rays per unit power to the tube), although voltages as low as 1.5 times the absorption edge energy will work. The characteristic x-rays emitted by the anode are capable of exciting a range of elements in the sample just as with a radioactive source. Table 3 gives the recommended operating voltages and the sample elements excited for some common anodes.

6.1.2 Sample presentation device -- FPXRF instruments can be operated in two modes: in situ and intrusive. If operated in the in situ mode, the probe window is placed in direct contact with the soil surface to be analyzed. When an FPXRF instrument is operated in the intrusive mode, a soil or sediment sample must be collected, prepared, and placed in a sample cup. For FPXRF instruments operated in the intrusive mode, the probe may be rotated so that the window faces either upward or downward. A protective sample cover is placed over the window, and the sample cup is placed on top of the window inside the protective sample cover for analysis.

6.1.3 Detectors -- The detectors in the FPXRF instruments can be either solid-state detectors or gas-filled, proportional counter detectors. Common solid-state detectors include mercuric iodide (HgI_2), silicon pin diode and lithium-drifted silicon $\text{Si}(\text{Li})$. The HgI_2 detector is operated at a moderately subambient temperature controlled by a low power thermoelectric cooler. The silicon pin diode detector also is cooled via the thermoelectric Peltier effect. The $\text{Si}(\text{Li})$ detector must be cooled to at least $-90\text{ }^\circ\text{C}$ either with liquid nitrogen or by thermoelectric cooling via the Peltier effect. Instruments with a $\text{Si}(\text{Li})$ detector have an internal liquid nitrogen dewar with a capacity of 0.5 to 1.0 L. Proportional counter detectors are rugged and lightweight, which are important features of a field portable detector. However, the resolution of a proportional counter detector is not as good as that of a solid-state detector. The energy resolution of a detector for characteristic x-rays is usually expressed in terms of full width at half-maximum (FWHM) height of the manganese K_α peak at 5.89 keV. The typical resolutions of the above mentioned detectors are as follows: HgI_2 -270 eV; silicon pin diode-250 eV; $\text{Si}(\text{Li})$ -170 eV; and gas-filled, proportional counter-750 eV.

During operation of a solid-state detector, an x-ray photon strikes a biased, solid-state crystal and loses energy in the crystal by producing electron-hole pairs. The electric charge produced is collected and provides a current pulse that is directly proportional to the energy of the x-ray photon absorbed by the crystal of the detector. A gas-filled, proportional counter detector is an ionization chamber filled with a mixture of noble and other gases. An x-ray photon entering the chamber ionizes the gas atoms. The electric charge produced is collected and provides an electric signal that is directly proportional to the energy of the x-ray photon absorbed by the gas in the detector.

6.1.4 Data processing units -- The key component in the data processing unit of an FPXRF instrument is the MCA. The MCA receives pulses from the detector and sorts them by their amplitudes (energy level). The MCA counts pulses per second to determine the height of the peak in a spectrum, which is indicative of the target analyte's concentration. The spectrum of element peaks are built on the MCA. The MCAs in FPXRF instruments have from 256 to 2,048 channels. The concentrations of target analytes are usually shown in ppm on a liquid crystal display (LCD) in the instrument. FPXRF instruments can store both spectra and from 3,000 to 5,000 sets of numerical analytical results. Most FPXRF instruments are menu-driven from software built into the

units or from PCs. Once the data-storage memory of an FPXRF unit is full or at any other time, data can be downloaded by means of an RS-232 port and cable to a PC.

6.2 Spare battery and battery charger.

6.3 Polyethylene sample cups -- 31 to 40 mm in diameter with collar, or equivalent (appropriate for FPXRF instrument).

6.4 X-ray window film -- Mylar™, Kapton™, Spectrolene™, polypropylene, or equivalent; 2.5 to 6.0 μm thick.

6.5 Mortar and pestle -- Glass, agate, or aluminum oxide; for grinding soil and sediment samples.

6.6 Containers -- Glass or plastic to store samples.

6.7 Sieves -- 60-mesh (0.25 mm), stainless-steel, Nylon, or equivalent for preparing soil and sediment samples.

6.8 Trowels -- For smoothing soil surfaces and collecting soil samples.

6.9 Plastic bags -- Used for collection and homogenization of soil samples.

6.10 Drying oven -- Standard convection or toaster oven, for soil and sediment samples that require drying.

7.0 REAGENTS AND STANDARDS

7.1 Reagent grade chemicals must be used in all tests. Unless otherwise indicated, it is intended that all reagents conform to the specifications of the Committee on Analytical Reagents of the American Chemical Society, where such specifications are available. Other grades may be used, provided it is first ascertained that the reagent is of sufficiently high purity to permit its use without lessening the accuracy of the determination.

7.2 Pure element standards -- Each pure, single-element standard is intended to produce strong characteristic x-ray peaks of the element of interest only. Other elements present must not contribute to the fluorescence spectrum. A set of pure element standards for commonly sought analytes is supplied by the instrument manufacturer, if designated for the instrument; not all instruments require the pure element standards. The standards are used to set the region of interest (ROI) for each element. They also can be used as energy calibration and resolution check samples.

7.3 Site-specific calibration standards -- Instruments that employ fundamental parameters (FP) or similar mathematical models in minimizing matrix effects may not require SSCS. If the FP calibration model is to be optimized or if empirical calibration is necessary, then SSCSs must be collected, prepared, and analyzed.

7.3.1 The SSCS must be representative of the matrix to be analyzed by FPXRF. These samples must be well homogenized. A minimum of 10 samples spanning the concentration ranges of the analytes of interest and of the interfering elements must be obtained from the site. A sample size of 4 to 8 ounces is recommended, and standard glass sampling jars should be used.

7.3.2 Each sample should be oven-dried for 2 to 4 hr at a temperature of less than 150 °C. If mercury is to be analyzed, a separate sample portion should be dried at ambient temperature as heating may volatilize the mercury. When the sample is dry, all large, organic debris and nonrepresentative material, such as twigs, leaves, roots, insects, asphalt, and rock should be removed. The sample should be homogenized (see Sec. 7.3.3) and then a representative portion ground with a mortar and pestle or other mechanical means, prior to passing through a 60-mesh sieve. Only the coarse rock fraction should remain on the screen.

7.3.3 The sample should be homogenized by using a riffle splitter or by placing 150 to 200 g of the dried, sieved sample on a piece of kraft or butcher paper about 1.5 by 1.5 feet in size. Each corner of the paper should be lifted alternately, rolling the soil over on itself and toward the opposite corner. The soil should be rolled on itself 20 times. Approximately 5 g of the sample should then be removed and placed in a sample cup for FPXRF analysis. The rest of the prepared sample should be sent off site for ICP or AA analysis. The method use for confirmatory analysis should meet the data quality objectives of the project.

7.4 Blank samples -- The blank samples should be from a "clean" quartz or silicon dioxide matrix that is free of any analytes at concentrations above the established lower limit of detection. These samples are used to monitor for cross-contamination and laboratory-induced contaminants or interferences.

7.5 Standard reference materials -- Standard reference materials (SRMs) are standards containing certified amounts of metals in soil or sediment. These standards are used for accuracy and performance checks of FPXRF analyses. SRMs can be obtained from the National Institute of Standards and Technology (NIST), the U.S. Geological Survey (USGS), the Canadian National Research Council, and the national bureau of standards in foreign nations. Pertinent NIST SRMs for FPXRF analysis include 2704, Buffalo River Sediment; 2709, San Joaquin Soil; and 2710 and 2711, Montana Soil. These SRMs contain soil or sediment from actual sites that has been analyzed using independent inorganic analytical methods by many different laboratories. When these SRMs are unavailable, alternate standards may be used (e.g., NIST 2702).

8.0 SAMPLE COLLECTION, PRESERVATION, AND STORAGE

Sample handling and preservation procedures used in FPXRF analyses should follow the guidelines in Chapter Three, "Inorganic Analytes."

9.0 QUALITY CONTROL

9.1 Follow the manufacturer's instructions for the quality control procedures specific to use of the testing product. Refer to Chapter One for additional guidance on quality assurance (QA) and quality control (QC) protocols. Any effort involving the collection of analytical data should include development of a structured and systematic planning document, such as a Quality Assurance Project Plan (QAPP) or a Sampling and Analysis Plan (SAP), which translates project objectives and specifications into directions for those that will implement the project and assess the results.

9.2 Energy calibration check -- To determine whether an FPXRF instrument is operating within resolution and stability tolerances, an energy calibration check should be run. The energy calibration check determines whether the characteristic x-ray lines are shifting,

which would indicate drift within the instrument. As discussed in Sec. 4.10, this check also serves as a gain check in the event that ambient temperatures are fluctuating greatly (more than 10 °F).

9.2.1 The energy calibration check should be run at a frequency consistent with manufacturer's recommendations. Generally, this would be at the beginning of each working day, after the batteries are changed or the instrument is shut off, at the end of each working day, and at any other time when the instrument operator believes that drift is occurring during analysis. A pure element such as iron, manganese, copper, or lead is often used for the energy calibration check. A manufacturer-recommended count time per source should be used for the check.

9.2.2 The instrument manufacturer's manual specifies the channel or kiloelectron volt level at which a pure element peak should appear and the expected intensity of the peak. The intensity and channel number of the pure element as measured using the source should be checked and compared to the manufacturer's recommendation. If the energy calibration check does not meet the manufacturer's criteria, then the pure element sample should be repositioned and reanalyzed. If the criteria are still not met, then an energy calibration should be performed as described in the manufacturer's manual. With some FPXRF instruments, once a spectrum is acquired from the energy calibration check, the peak can be optimized and realigned to the manufacturer's specifications using their software.

9.3 Blank samples -- Two types of blank samples should be analyzed for FPXRF analysis, specifically, instrument blanks and method blanks.

9.3.1 An instrument blank is used to verify that no contamination exists in the spectrometer or on the probe window. The instrument blank can be silicon dioxide, a polytetrafluoroethylene (PTFE) block, a quartz block, "clean" sand, or lithium carbonate. This instrument blank should be analyzed on each working day before and after analyses are conducted and once per every twenty samples. An instrument blank should also be analyzed whenever contamination is suspected by the analyst. The frequency of analysis will vary with the data quality objectives of the project. A manufacturer-recommended count time per source should be used for the blank analysis. No element concentrations above the established lower limit of detection should be found in the instrument blank. If concentrations exceed these limits, then the probe window and the check sample should be checked for contamination. If contamination is not a problem, then the instrument must be "zeroed" by following the manufacturer's instructions.

9.3.2 A method blank is used to monitor for laboratory-induced contaminants or interferences. The method blank can be "clean" silica sand or lithium carbonate that undergoes the same preparation procedure as the samples. A method blank must be analyzed at least daily. The frequency of analysis will depend on the data quality objectives of the project. If the method blank does not contain the target analyte at a level that interferes with the project-specific data quality objectives then the method blank would be considered acceptable. In the absence of project-specific data quality objectives, if the blank is less than the lowest level of detection or less than 10% of the lowest sample concentration for the analyte, whichever is greater, then the method blank would be considered acceptable. If the method blank cannot be considered acceptable, the cause of the problem must be identified, and all samples analyzed with the method blank must be reanalyzed.

9.4 Calibration verification checks -- A calibration verification check sample is used to check the accuracy of the instrument and to assess the stability and consistency of the analysis for the analytes of interest. A check sample should be analyzed at the beginning of each working day, during active sample analyses, and at the end of each working day. The frequency of calibration checks during active analysis will depend on the data quality objectives of the project. The check sample should be a well characterized soil sample from the site that is representative of site samples in terms of particle size and degree of homogeneity and that contains contaminants at concentrations near the action levels. If a site-specific sample is not available, then an NIST or other SRM that contains the analytes of interest can be used to verify the accuracy of the instrument. The measured value for each target analyte should be within ± 20 percent (%D) of the true value for the calibration verification check to be acceptable. If a measured value falls outside this range, then the check sample should be reanalyzed. If the value continues to fall outside the acceptance range, the instrument should be recalibrated, and the batch of samples analyzed before the unacceptable calibration verification check must be reanalyzed.

9.5 Precision measurements -- The precision of the method is monitored by analyzing a sample with low, moderate, or high concentrations of target analytes. The frequency of precision measurements will depend on the data quality objectives for the data. A minimum of one precision sample should be run per day. Each precision sample should be analyzed 7 times in replicate. It is recommended that precision measurements be obtained for samples with varying concentration ranges to assess the effect of concentration on method precision. Determining method precision for analytes at concentrations near the site action levels can be extremely important if the FPXRF results are to be used in an enforcement action; therefore, selection of at least one sample with target analyte concentrations at or near the site action levels or levels of concern is recommended. A precision sample is analyzed by the instrument for the same field analysis time as used for other project samples. The relative standard deviation (RSD) of the sample mean is used to assess method precision. For FPXRF data to be considered adequately precise, the RSD should not be greater than 20 percent with the exception of chromium. RSD values for chromium should not be greater than 30 percent. If both in situ and intrusive analytical techniques are used during the course of one day, it is recommended that separate precision calculations be performed for each analysis type.

The equation for calculating RSD is as follows:

$$\text{RSD} = (\text{SD}/\text{Mean Concentration}) \times 100$$

where:

RSD = Relative standard deviation for the precision measurement for the analyte
SD = Standard deviation of the concentration for the analyte
Mean concentration = Mean concentration for the analyte

The precision or reproducibility of a measurement will improve with increasing count time, however, increasing the count time by a factor of 4 will provide only 2 times better precision, so there is a point of diminishing return. Increasing the count time also improves the sensitivity, but decreases sample throughput.

9.6 The lower limits of detection should be established from actual measured performance based on spike recoveries in the matrix of concern or from acceptable method performance on a certified reference material of the appropriate matrix and within the appropriate calibration range for the application. This is considered the best estimate of the true method sensitivity as opposed to a statistical determination based on the standard deviation of

replicate analyses of a low-concentration sample. While the statistical approach demonstrates the potential data variability for a given sample matrix at one point in time, it does not represent what can be detected or most importantly the lowest concentration that can be calibrated. For this reason the sensitivity should be established as the lowest point of detection based on acceptable target analyte recovery in the desired sample matrix.

9.7 Confirmatory samples -- The comparability of the FPXRF analysis is determined by submitting FPXRF-analyzed samples for analysis at a laboratory. The method of confirmatory analysis must meet the project and XRF measurement data quality objectives. The confirmatory samples must be splits of the well homogenized sample material. In some cases the prepared sample cups can be submitted. A minimum of 1 sample for each 20 FPXRF-analyzed samples should be submitted for confirmatory analysis. This frequency will depend on project-specific data quality objectives. The confirmatory analyses can also be used to verify the quality of the FPXRF data. The confirmatory samples should be selected from the lower, middle, and upper range of concentrations measured by the FPXRF. They should also include samples with analyte concentrations at or near the site action levels. The results of the confirmatory analysis and FPXRF analyses should be evaluated with a least squares linear regression analysis. If the measured concentrations span more than one order of magnitude, the data should be log-transformed to standardize variance which is proportional to the magnitude of measurement. The correlation coefficient (r) for the results should be 0.7 or greater for the FPXRF data to be considered screening level data. If the r is 0.9 or greater and inferential statistics indicate the FPXRF data and the confirmatory data are statistically equivalent at a 99 percent confidence level, the data could potentially meet definitive level data criteria.

10.0 CALIBRATION AND STANDARDIZATION

10.1 Instrument calibration -- Instrument calibration procedures vary among FPXRF instruments. Users of this method should follow the calibration procedures outlined in the operator's manual for each specific FPXRF instrument. Generally, however, three types of calibration procedures exist for FPXRF instruments, namely: FP calibration, empirical calibration, and the Compton peak ratio or normalization method. These three types of calibration are discussed below.

10.2 Fundamental parameters calibration -- FP calibration procedures are extremely variable. An FP calibration provides the analyst with a "standardless" calibration. The advantages of FP calibrations over empirical calibrations include the following:

- No previously collected site-specific samples are necessary, although site-specific samples with confirmed and validated analytical results for all elements present could be used.
- Cost is reduced because fewer confirmatory laboratory results or calibration standards are necessary.

However, the analyst should be aware of the limitations imposed on FP calibration by particle size and matrix effects. These limitations can be minimized by adhering to the preparation procedure described in Sec. 7.3. The two FP calibration processes discussed below are based on an effective energy FP routine and a back scatter with FP (BFP) routine. Each FPXRF FP calibration process is based on a different iterative algorithmic method. The calibration procedure for each routine is explained in detail in the manufacturer's user manual for each FPXRF instrument; in addition, training courses are offered for each instrument.

10.2.1 Effective energy FP calibration -- The effective energy FP calibration is performed by the manufacturer before an instrument is sent to the analyst. Although SSCS can be used, the calibration relies on pure element standards or SRMs such as those obtained from NIST for the FP calibration. The effective energy routine relies on the spectrometer response to pure elements and FP iterative algorithms to compensate for various matrix effects.

Alpha coefficients are calculated using a variation of the Sherman equation, which calculates theoretical intensities from the measurement of pure element samples. These coefficients indicate the quantitative effect of each matrix element on an analyte's measured x-ray intensity. Next, the Lachance Traill algorithm is solved as a set of simultaneous equations based on the theoretical intensities. The alpha coefficients are then downloaded into the specific instrument.

The working effective energy FP calibration curve must be verified before sample analysis begins on each working day, after every 20 samples are analyzed, and at the end of sampling. This verification is performed by analyzing either an NIST SRM or an SSCS that is representative of the site-specific samples. This SRM or SSCS serves as a calibration check. A manufacturer-recommended count time per source should be used for the calibration check. The analyst must then adjust the y-intercept and slope of the calibration curve to best fit the known concentrations of target analytes in the SRM or SSCS.

A percent difference (%D) is then calculated for each target analyte. The %D should be within ± 20 percent of the certified value for each analyte. If the %D falls outside this acceptance range, then the calibration curve should be adjusted by varying the slope of the line or the y-intercept value for the analyte. The SRM or SSCS is reanalyzed until the %D falls within ± 20 percent. The group of 20 samples analyzed before an out-of-control calibration check should be reanalyzed.

The equation to calibrate %D is as follows:

$$\%D = ((C_s - C_k) / C_k) \times 100$$

where:

%D = Percent difference

C_k = Certified concentration of standard sample

C_s = Measured concentration of standard sample

10.2.2 BFP calibration -- BFP calibration relies on the ability of the liquid nitrogen-cooled, Si(Li) solid-state detector to separate the coherent (Compton) and incoherent (Rayleigh) backscatter peaks of primary radiation. These peak intensities are known to be a function of sample composition, and the ratio of the Compton to Rayleigh peak is a function of the mass absorption of the sample. The calibration procedure is explained in detail in the instrument manufacturer's manual. Following is a general description of the BFP calibration procedure.

The concentrations of all detected and quantified elements are entered into the computer software system. Certified element results for an NIST SRM or confirmed and validated results for an SSCS can be used. In addition, the concentrations of oxygen and silicon must be entered; these two concentrations are not found in standard metals analyses. The manufacturer provides silicon and oxygen concentrations for typical soil types. Pure element standards are then analyzed using a manufacturer-recommended

count time per source. The results are used to calculate correction factors in order to adjust for spectrum overlap of elements.

The working BFP calibration curve must be verified before sample analysis begins on each working day, after every 20 samples are analyzed, and at the end of the analysis. This verification is performed by analyzing either an NIST SRM or an SSCS that is representative of the site-specific samples. This SRM or SSCS serves as a calibration check. The standard sample is analyzed using a manufacturer-recommended count time per source to check the calibration curve. The analyst must then adjust the y-intercept and slope of the calibration curve to best fit the known concentrations of target analytes in the SRM or SSCS.

A %D is then calculated for each target analyte. The %D should fall within ± 20 percent of the certified value for each analyte. If the %D falls outside this acceptance range, then the calibration curve should be adjusted by varying the slope of the line the y-intercept value for the analyte. The standard sample is reanalyzed until the %D falls within ± 20 percent. The group of 20 samples analyzed before an out-of-control calibration check should be reanalyzed.

10.3 Empirical calibration -- An empirical calibration can be performed with SSCS, site-typical standards, or standards prepared from metal oxides. A discussion of SSCS is included in Sec. 7.3; if no previously characterized samples exist for a specific site, site-typical standards can be used. Site-typical standards may be selected from commercially available characterized soils or from SSCS prepared for another site. The site-typical standards should closely approximate the site's soil matrix with respect to particle size distribution, mineralogy, and contaminant analytes. If neither SSCS nor site-typical standards are available, it is possible to make gravimetric standards by adding metal oxides to a "clean" sand or silicon dioxide matrix that simulates soil. Metal oxides can be purchased from various chemical vendors. If standards are made on site, a balance capable of weighing items to at least two decimal places is necessary. Concentrated ICP or AA standard solutions can also be used to make standards. These solutions are available in concentrations of 10,000 parts per million, thus only small volumes have to be added to the soil.

An empirical calibration using SSCS involves analysis of SSCS by the FPXRF instrument and by a conventional analytical method such as ICP or AA. A total acid digestion procedure should be used by the laboratory for sample preparation. Generally, a minimum of 10 and a maximum of 30 well characterized SSCS, site-typical standards, or prepared metal oxide standards are necessary to perform an adequate empirical calibration. The exact number of standards depends on the number of analytes of interest and interfering elements. Theoretically, an empirical calibration with SSCS should provide the most accurate data for a site because the calibration compensates for site-specific matrix effects.

The first step in an empirical calibration is to analyze the pure element standards for the elements of interest. This enables the instrument to set channel limits for each element for spectral deconvolution. Next the SSCS, site-typical standards, or prepared metal oxide standards are analyzed using a count time of 200 seconds per source or a count time recommended by the manufacturer. This will produce a spectrum and net intensity of each analyte in each standard. The analyte concentrations for each standard are then entered into the instrument software; these concentrations are those obtained from the laboratory, the certified results, or the gravimetrically determined concentrations of the prepared standards. This gives the instrument analyte values to regress against corresponding intensities during the modeling stage. The regression equation correlates the concentrations of an analyte with its net intensity.

The calibration equation is developed using a least squares fit regression analysis. After the regression terms to be used in the equation are defined, a mathematical equation can be developed to calculate the analyte concentration in an unknown sample. In some FPXRF instruments, the software of the instrument calculates the regression equation. The software uses calculated intercept and slope values to form a multiterm equation. In conjunction with the software in the instrument, the operator can adjust the multiterm equation to minimize interelement interferences and optimize the intensity calibration curve.

It is possible to define up to six linear or nonlinear terms in the regression equation. Terms can be added and deleted to optimize the equation. The goal is to produce an equation with the smallest regression error and the highest correlation coefficient. These values are automatically computed by the software as the regression terms are added, deleted, or modified. It is also possible to delete data points from the regression line if these points are significant outliers or if they are heavily weighing the data. Once the regression equation has been selected for an analyte, the equation can be entered into the software for quantitation of analytes in subsequent samples. For an empirical calibration to be acceptable, the regression equation for a specific analyte should have a correlation coefficient of 0.98 or greater or meet the DQOs of the project.

In an empirical calibration, one must apply the DQOs of the project and ascertain critical or action levels for the analytes of interest. It is within these concentration ranges or around these action levels that the FPXRF instrument should be calibrated most accurately. It may not be possible to develop a good regression equation over several orders of analyte concentration.

10.4 Compton normalization method -- The Compton normalization method is based on analysis of a single, certified standard and normalization for the Compton peak. The Compton peak is produced from incoherent backscattering of x-ray radiation from the excitation source and is present in the spectrum of every sample. The Compton peak intensity changes with differing matrices. Generally, matrices dominated by lighter elements produce a larger Compton peak, and those dominated by heavier elements produce a smaller Compton peak. Normalizing to the Compton peak can reduce problems with varying matrix effects among samples. Compton normalization is similar to the use of internal standards in organics analysis. The Compton normalization method may not be effective when analyte concentrations exceed a few percent.

The certified standard used for this type of calibration could be an NIST SRM such as 2710 or 2711. The SRM must be a matrix similar to the samples and must contain the analytes of interests at concentrations near those expected in the samples. First, a response factor has to be determined for each analyte. This factor is calculated by dividing the net peak intensity by the analyte concentration. The net peak intensity is gross intensity corrected for baseline reading. Concentrations of analytes in samples are then determined by multiplying the baseline corrected analyte signal intensity by the normalization factor and by the response factor. The normalization factor is the quotient of the baseline corrected Compton K_{α} peak intensity of the SRM divided by that of the samples. Depending on the FPXRF instrument used, these calculations may be done manually or by the instrument software.

11.0 PROCEDURE

11.1 Operation of the various FPXRF instruments will vary according to the manufacturers' protocols. Before operating any FPXRF instrument, one should consult the manufacturer's manual. Most manufacturers recommend that their instruments be allowed to warm up for 15 to 30 minutes before analysis of samples. This will help alleviate drift or energy calibration problems later during analysis.

11.2 Each FPXRF instrument should be operated according to the manufacturer's recommendations. There are two modes in which FPXRF instruments can be operated: in situ and intrusive. The in situ mode involves analysis of an undisturbed soil sediment or sample. Intrusive analysis involves collection and preparation of a soil or sediment sample before analysis. Some FPXRF instruments can operate in both modes of analysis, while others are designed to operate in only one mode. The two modes of analysis are discussed below.

11.3 For in situ analysis, remove any large or nonrepresentative debris from the soil surface before analysis. This debris includes rocks, pebbles, leaves, vegetation, roots, and concrete. Also, the soil surface must be as smooth as possible so that the probe window will have good contact with the surface. This may require some leveling of the surface with a stainless-steel trowel. During the study conducted to provide example performance data for this method, this modest amount of sample preparation was found to take less than 5 min per sample location. The last requirement is that the soil or sediment not be saturated with water. Manufacturers state that their FPXRF instruments will perform adequately for soils with moisture contents of 5 to 20 percent but will not perform well for saturated soils, especially if ponded water exists on the surface. Another recommended technique for in situ analysis is to tamp the soil to increase soil density and compactness for better repeatability and representativeness. This condition is especially important for heavy element analysis, such as barium. Source count times for in situ analysis usually range from 30 to 120 seconds, but source count times will vary among instruments and depending on the desired method sensitivity. Due to the heterogeneous nature of the soil sample, in situ analysis can provide only "screening" type data.

11.4 For intrusive analysis of surface or sediment, it is recommended that a sample be collected from a 4- by 4-inch square that is 1 inch deep. This will produce a soil sample of approximately 375 g or 250 cm³, which is enough soil to fill an 8-ounce jar. However, the exact dimensions and sample depth should take into consideration the heterogeneous deposition of contaminants and will ultimately depend on the desired project-specific data quality objectives. The sample should be homogenized, dried, and ground before analysis. The sample can be homogenized before or after drying. The homogenization technique to be used after drying is discussed in Sec. 4.2. If the sample is homogenized before drying, it should be thoroughly mixed in a beaker or similar container, or if the sample is moist and has a high clay content, it can be kneaded in a plastic bag. One way to monitor homogenization when the sample is kneaded in a plastic bag is to add sodium fluorescein dye to the sample. After the moist sample has been homogenized, it is examined under an ultraviolet light to assess the distribution of sodium fluorescein throughout the sample. If the fluorescent dye is evenly distributed in the sample, homogenization is considered complete; if the dye is not evenly distributed, mixing should continue until the sample has been thoroughly homogenized. During the study conducted to provide data for this method, the time necessary for homogenization procedure using the fluorescein dye ranged from 3 to 5 min per sample. As demonstrated in Secs. 13.5 and 13.7, homogenization has the greatest impact on the reduction of sampling variability. It produces little or no contamination. Often, the direct analysis through the plastic bag is possible without the more labor intensive steps of drying, grinding, and sieving given in Secs. 11.5 and 11.6. Of course, to achieve the best data quality possible all four steps should be followed.

11.5 Once the soil or sediment sample has been homogenized, it should be dried. This can be accomplished with a toaster oven or convection oven. A small aliquot of the sample (20 to 50 g) is placed in a suitable container for drying. The sample should be dried for 2 to 4 hr in the convection or toaster oven at a temperature not greater than 150 °C. Samples may also be air dried under ambient temperature conditions using a 10- to 20-g portion. Regardless of what drying mechanism is used, the drying process is considered complete when a constant sample weight can be obtained. Care should be taken to avoid sample cross-contamination and these measures can be evaluated by including an appropriate method blank sample along with any sample preparation process.

CAUTION: Microwave drying is not a recommended procedure. Field studies have shown that microwave drying can increase variability between the FPXRF data and confirmatory analysis. High levels of metals in a sample can cause arcing in the microwave oven, and sometimes slag forms in the sample. Microwave oven drying can also melt plastic containers used to hold the sample.

11.6 The homogenized dried sample material should be ground with a mortar and pestle and passed through a 60-mesh sieve to achieve a uniform particle size. Sample grinding should continue until at least 90 percent of the original sample passes through the sieve. The grinding step normally takes an average of 10 min per sample. An aliquot of the sieved sample should then be placed in a 31.0-mm polyethylene sample cup (or equivalent) for analysis. The sample cup should be one-half to three-quarters full at a minimum. The sample cup should be covered with a 2.5 μm Mylar (or equivalent) film for analysis. The rest of the soil sample should be placed in a jar, labeled, and archived for possible confirmation analysis. All equipment including the mortar, pestle, and sieves must be thoroughly cleaned so that any cross-contamination is below the established lower limit of detection of the procedure or DQOs of the analysis. If all recommended sample preparation steps are followed, there is a high probability the desired laboratory data quality may be obtained.

12.0 DATA ANALYSIS AND CALCULATIONS

Most FPXRF instruments have software capable of storing all analytical results and spectra. The results are displayed in ppm and can be downloaded to a personal computer, which can be used to provide a hard copy printout. Individual measurements that are smaller than three times their associated SD should not be used for quantitation. See the manufacturer's instructions regarding data analysis and calculations.

13.0 METHOD PERFORMANCE

13.1 Performance data and related information are provided in SW-846 methods only as examples and guidance. The data do not represent required performance criteria for users of the methods. Instead, performance criteria should be developed on a project-specific basis, and the laboratory should establish in-house QC performance criteria for the application of this method. These performance data are not intended to be and must not be used as absolute QC acceptance criteria for purposes of laboratory accreditation.

13.2 The sections to follow discuss three performance evaluation factors; namely, precision, accuracy, and comparability. The example data presented in Tables 4 through 8 were generated from results obtained from six FPXRF instruments (see Sec. 13.3). The soil samples analyzed by the six FPXRF instruments were collected from two sites in the United States. The soil samples contained several of the target analytes at concentrations ranging from "nondetect" to tens of thousands of mg/kg. These data are provided for guidance purposes only.

13.3 The six FPXRF instruments included the TN 9000 and TN Lead Analyzer manufactured by TN Spectrace; the X-MET 920 with a SiLi detector and X-MET 920 with a gas-filled proportional detector manufactured by Metorex, Inc.; the XL Spectrum Analyzer manufactured by Niton; and the MAP Spectrum Analyzer manufactured by Scitec. The TN 9000 and TN Lead Analyzer both have a HgI_2 detector. The TN 9000 utilized an Fe-55, Cd-109, and Am-241 source. The TN Lead Analyzer had only a Cd-109 source. The X-Met 920 with the SiLi detector had a Cd-109 and Am-241 source. The X-MET 920 with the gas-filled proportional detector had only a Cd-109 source. The XL Spectrum Analyzer utilized a silicon pin-diode

detector and a Cd-109 source. The MAP Spectrum Analyzer utilized a solid-state silicon detector and a Cd-109 source.

13.4 All example data presented in Tables 4 through 8 were generated using the following calibrations and source count times. The TN 9000 and TN Lead Analyzer were calibrated using fundamental parameters using NIST SRM 2710 as a calibration check sample. The TN 9000 was operated using 100, 60, and 60 second count times for the Cd-109, Fe-55, and Am-241 sources, respectively. The TN Lead analyzer was operated using a 60 second count time for the Cd-109 source. The X-MET 920 with the Si(Li) detector was calibrated using fundamental parameters and one well characterized site-specific soil standard as a calibration check. It used 140 and 100 second count times for the Cd-109 and Am-241 sources, respectively. The X-MET 920 with the gas-filled proportional detector was calibrated empirically using between 10 and 20 well characterized site-specific soil standards. It used 120 second times for the Cd-109 source. The XL Spectrum Analyzer utilized NIST SRM 2710 for calibration and the Compton peak normalization procedure for quantitation based on 60 second count times for the Cd-109 source. The MAP Spectrum Analyzer was internally calibrated by the manufacturer. The calibration was checked using a well-characterized site-specific soil standard. It used 240 second times for the Cd-109 source.

13.5 Precision measurements -- The example precision data are presented in Table 4. These data are provided for guidance purposes only. Each of the six FPXRF instruments performed 10 replicate measurements on 12 soil samples that had analyte concentrations ranging from "nondetects" to thousands of mg/kg. Each of the 12 soil samples underwent 4 different preparation techniques from in situ (no preparation) to dried and ground in a sample cup. Therefore, there were 48 precision data points for five of the instruments and 24 precision points for the MAP Spectrum Analyzer. The replicate measurements were taken using the source count times discussed at the beginning of this section.

For each detectable analyte in each precision sample a mean concentration, standard deviation, and RSD was calculated for each analyte. The data presented in Table 4 is an average RSD for the precision samples that had analyte concentrations at 5 to 10 times the lower limit of detection for that analyte for each instrument. Some analytes such as mercury, selenium, silver, and thorium were not detected in any of the precision samples so these analytes are not listed in Table 4. Some analytes such as cadmium, nickel, and tin were only detected at concentrations near the lower limit of detection so that an RSD value calculated at 5 to 10 times this limit was not possible.

One FPXRF instrument collected replicate measurements on an additional nine soil samples to provide a better assessment of the effect of sample preparation on precision. Table 5 shows these results. These data are provided for guidance purposes only. The additional nine soil samples were comprised of three from each texture and had analyte concentrations ranging from near the lower limit of detection for the FPXRF analyzer to thousands of mg/kg. The FPXRF analyzer only collected replicate measurements from three of the preparation methods; no measurements were collected from the in situ homogenized samples. The FPXRF analyzer conducted five replicate measurements of the in situ field samples by taking measurements at five different points within the 4-inch by 4-inch sample square. Ten replicate measurements were collected for both the intrusive undried and unground and intrusive dried and ground samples contained in cups. The cups were shaken between each replicate measurement.

Table 5 shows that the precision dramatically improved from the in situ to the intrusive measurements. In general there was a slight improvement in precision when the sample was dried and ground. Two factors caused the precision for the in situ measurements to be poorer. The major factor is soil heterogeneity. By moving the probe within the 4-inch by 4-inch square,

measurements of different soil samples were actually taking place within the square. Table 5 illustrates the dominant effect of soil heterogeneity. It overwhelmed instrument precision when the FPXRF analyzer was used in this mode. The second factor that caused the RSD values to be higher for the in situ measurements is the fact that only five instead of ten replicates were taken. A lesser number of measurements caused the standard deviation to be larger which in turn elevated the RSD values.

13.6 Accuracy measurements -- Five of the FPXRF instruments (not including the MAP Spectrum Analyzer) analyzed 18 SRMs using the source count times and calibration methods given at the beginning of this section. The 18 SRMs included 9 soil SRMs, 4 stream or river sediment SRMs, 2 sludge SRMs, and 3 ash SRMs. Each of the SRMs contained known concentrations of certain target analytes. A percent recovery was calculated for each analyte in each SRM for each FPXRF instrument. Table 6 presents a summary of this data. With the exception of cadmium, chromium, and nickel, the values presented in Table 6 were generated from the 13 soil and sediment SRMs only. The 2 sludge and 3 ash SRMs were included for cadmium, chromium, and nickel because of the low or nondetectable concentrations of these three analytes in the soil and sediment SRMs.

Only 12 analytes are presented in Table 6. These are the analytes that are of environmental concern and provided a significant number of detections in the SRMs for an accuracy assessment. No data is presented for the X-MET 920 with the gas-filled proportional detector. This FPXRF instrument was calibrated empirically using site-specific soil samples. The percent recovery values from this instrument were very sporadic and the data did not lend itself to presentation in Table 6.

Table 7 provides a more detailed summary of accuracy data for one particular FPXRF instrument (TN 9000) for the 9 soil SRMs and 4 sediment SRMs. These data are provided for guidance purposes only. Table 7 shows the certified value, measured value, and percent recovery for five analytes. These analytes were chosen because they are of environmental concern and were most prevalently certified for in the SRM and detected by the FPXRF instrument. The first nine SRMs are soil and the last 4 SRMs are sediment. Percent recoveries for the four NIST SRMs were often between 90 and 110 percent for all analytes.

13.7 Comparability -- Comparability refers to the confidence with which one data set can be compared to another. In this case, FPXRF data generated from a large study of six FPXRF instruments was compared to SW-846 Methods 3050 and 6010 which are the standard soil extraction for metals and analysis by inductively coupled plasma. An evaluation of comparability was conducted by using linear regression analysis. Three factors were determined using the linear regression. These factors were the y-intercept, the slope of the line, and the coefficient of determination (r^2).

As part of the comparability assessment, the effects of soil type and preparation methods were studied. Three soil types (textures) and four preparation methods were examined during the study. The preparation methods evaluated the cumulative effect of particle size, moisture, and homogenization on comparability. Due to the large volume of data produced during this study, linear regression data for six analytes from only one FPXRF instrument is presented in Table 8. Similar trends in the data were seen for all instruments. These data are provided for guidance purposes only.

Table 8 shows the regression parameters for the whole data set, broken out by soil type, and by preparation method. These data are provided for guidance purposes only. The soil types are as follows: soil 1--sand; soil 2--loam; and soil 3--silty clay. The preparation methods are as follows: preparation 1--in situ in the field; preparation 2--intrusive, sample collected and homogenized; preparation 3--intrusive, with sample in a sample cup but sample still wet and not

ground; and preparation 4—intrusive, with sample dried, ground, passed through a 40-mesh sieve, and placed in sample cup.

For arsenic, copper, lead, and zinc, the comparability to the confirmatory laboratory was excellent with r^2 values ranging from 0.80 to 0.99 for all six FPXRF instruments. The slopes of the regression lines for arsenic, copper, lead, and zinc, were generally between 0.90 and 1.00 indicating the data would need to be corrected very little or not at all to match the confirmatory laboratory data. The r^2 values and slopes of the regression lines for barium and chromium were not as good as for the other for analytes, indicating the data would have to be corrected to match the confirmatory laboratory.

Table 8 demonstrates that there was little effect of soil type on the regression parameters for any of the six analytes. The only exceptions were for barium in soil 1 and copper in soil 3. In both of these cases, however, it is actually a concentration effect and not a soil effect causing the poorer comparability. All barium and copper concentrations in soil 1 and 3, respectively, were less than 350 mg/kg.

Table 8 shows there was a preparation effect on the regression parameters for all six analytes. With the exception of chromium, the regression parameters were primarily improved going from preparation 1 to preparation 2. In this step, the sample was removed from the soil surface, all large debris was removed, and the sample was thoroughly homogenized. The additional two preparation methods did little to improve the regression parameters. This data indicates that homogenization is the most critical factor when comparing the results. It is essential that the sample sent to the confirmatory laboratory match the FPXRF sample as closely as possible.

Sec. 11.0 of this method discusses the time necessary for each of the sample preparation techniques. Based on the data quality objectives for the project, an analyst must decide if it is worth the extra time necessary to dry and grind the sample for small improvements in comparability. Homogenization requires 3 to 5 min. Drying the sample requires one to two hours. Grinding and sieving requires another 10 to 15 min per sample. Lastly, when grinding and sieving is conducted, time has to be allotted to decontaminate the mortars, pestles, and sieves. Drying and grinding the samples and decontamination procedures will often dictate that an extra person be on site so that the analyst can keep up with the sample collection crew. The cost of requiring an extra person on site to prepare samples must be balanced with the gain in data quality and sample throughput.

13.8 The following documents may provide additional guidance and insight on this method and technique:

13.8.1 A. D. Hewitt, "Screening for Metals by X-ray Fluorescence Spectrometry/Response Factor/Compton K_{α} Peak Normalization Analysis," American Environmental Laboratory, pp 24-32, 1994.

13.8.2 S. Piorek and J. R. Pasmore, "Standardless, In Situ Analysis of Metallic Contaminants in the Natural Environment With a PC-Based, High Resolution Portable X-Ray Analyzer," Third International Symposium on Field Screening Methods for Hazardous Waste and Toxic Chemicals, Las Vegas, Nevada, February 24-26, 1993, Vol 2, pp 1135-1151, 1993.

13.8.3 S. Shefsky, "Sample Handling Strategies for Accurate Lead-in-soil Measurements in the Field and Laboratory," *International Symposium of Field Screening Methods for Hazardous Waste and Toxic Chemicals*, Las Vegas, NV, January 29-31, 1997.

14.0 POLLUTION PREVENTION

14.1 Pollution prevention encompasses any technique that reduces or eliminates the quantity and/or toxicity of waste at the point of generation. Numerous opportunities for pollution prevention exist in laboratory operation. The EPA has established a preferred hierarchy of environmental management techniques that places pollution prevention as the management option of first choice. Whenever feasible, laboratory personnel should use pollution prevention techniques to address their waste generation. When wastes cannot be feasibly reduced at the source, the Agency recommends recycling as the next best option.

14.2 For information about pollution prevention that may be applicable to laboratories and research institutions consult *Less is Better: Laboratory Chemical Management for Waste Reduction* available from the American Chemical Society's Department of Government Relations and Science Policy, 1155 16th St., N.W. Washington, D.C. 20036, <http://www.acs.org>.

15.0 WASTE MANAGEMENT

The Environmental Protection Agency requires that laboratory waste management practices be conducted consistent with all applicable rules and regulations. The Agency urges laboratories to protect the air, water, and land by minimizing and controlling all releases from hoods and bench operations, complying with the letter and spirit of any sewer discharge permits and regulations, and by complying with all solid and hazardous waste regulations, particularly the hazardous waste identification rules and land disposal restrictions. For further information on waste management, consult *The Waste Management Manual for Laboratory Personnel* available from the American Chemical Society at the address listed in Sec. 14.2.

16.0 REFERENCES

1. Metorex, X-MET 920 User's Manual.
2. Spectrace Instruments, "Energy Dispersive X-ray Fluorescence Spectrometry: An Introduction," 1994.
3. TN Spectrace, Spectrace 9000 Field Portable/Benchtop XRF Training and Applications Manual.
4. Unpublished SITE data, received from PRC Environment Management, Inc.

17.0 TABLES, DIAGRAMS, FLOWCHARTS, AND VALIDATION DATA

The following pages contain the tables referenced by this method. A flow diagram of the procedure follows the tables.

TABLE 1

EXAMPLE INTERFERENCE FREE LOWER LIMITS OF DETECTION

Analyte	Chemical Abstract Series Number	Lower Limit of Detection in Quartz Sand (milligrams per kilogram)
Antimony (Sb)	7440-36-0	40
Arsenic (As)	7440-38-0	40
Barium (Ba)	7440-39-3	20
Cadmium (Cd)	7440-43-9	100
Calcium (Ca)	7440-70-2	70
Chromium (Cr)	7440-47-3	150
Cobalt (Co)	7440-48-4	60
Copper (Cu)	7440-50-8	50
Iron (Fe)	7439-89-6	60
Lead (Pb)	7439-92-1	20
Manganese (Mn)	7439-96-5	70
Mercury (Hg)	7439-97-6	30
Molybdenum (Mo)	7439-93-7	10
Nickel (Ni)	7440-02-0	50
Potassium (K)	7440-09-7	200
Rubidium (Rb)	7440-17-7	10
Selenium (Se)	7782-49-2	40
Silver (Ag)	7440-22-4	70
Strontium (Sr)	7440-24-6	10
Thallium (Tl)	7440-28-0	20
Thorium (Th)	7440-29-1	10
Tin (Sn)	7440-31-5	60
Titanium (Ti)	7440-32-6	50
Vanadium (V)	7440-62-2	50
Zinc (Zn)	7440-66-6	50
Zirconium (Zr)	7440-67-7	10

Source: Refs. 1, 2, and 3

These data are provided for guidance purposes only.

TABLE 2

SUMMARY OF RADIOISOTOPE SOURCE CHARACTERISTICS

Source	Activity (mCi)	Half-Life (Years)	Excitation Energy (keV)	Elemental Analysis Range	
Fe-55	20-50	2.7	5.9	Sulfur to Chromium Molybdenum to Barium	K Lines L Lines
Cd-109	5-30	1.3	22.1 and 87.9	Calcium to Rhodium Tantalum to Lead Barium to Uranium	K Lines K Lines L Lines
Am-241	5-30	432	26.4 and 59.6	Copper to Thulium Tungsten to Uranium	K Lines L Lines
Cm-244	60-100	17.8	14.2	Titanium to Selenium Lanthanum to Lead	K Lines L Lines

Source: Refs. 1, 2, and 3

TABLE 3

SUMMARY OF X-RAY TUBE SOURCE CHARACTERISTICS

Anode Material	Recommended Voltage Range (kV)	K-alpha Emission (keV)	Elemental Analysis Range	
Cu	18-22	8.04	Potassium to Cobalt Silver to Gadolinium	K Lines L Lines
Mo	40-50	17.4	Cobalt to Yttrium Europium to Radon	K Lines L Lines
Ag	50-65	22.1	Zinc to Technicium Ytterbium to Neptunium	K Lines L Lines

Source: Ref. 4

Notes: The sample elements excited are chosen by taking as the lower limit the same ratio of excitation line energy to element absorption edge as in Table 2 (approximately 0.45) and the requirement that the excitation line energy be above the element absorption edge as the upper limit (L2 edges used for L lines). K-beta excitation lines were ignored.

TABLE 4
EXAMPLE PRECISION VALUES

Analyte	Average Relative Standard Deviation for Each Instrument at 5 to 10 Times the Lower Limit of Detection					
	TN 9000	TN Lead Analyzer	X-MET 920 (SiLi Detector)	X-MET 920 (Gas-Filled Detector)	XL Spectrum Analyzer	MAP Spectrum Analyzer
Antimony	6.54	NR	NR	NR	NR	NR
Arsenic	5.33	4.11	3.23	1.91	12.47	6.68
Barium	4.02	NR	3.31	5.91	NR	NR
Cadmium	29.84 ^a	NR	24.80 ^a	NR	NR	NR
Calcium	2.16	NR	NR	NR	NR	NR
Chromium	22.25	25.78	22.72	3.91	30.25	NR
Cobalt	33.90	NR	NR	NR	NR	NR
Copper	7.03	9.11	8.49	9.12	12.77	14.86
Iron	1.78	1.67	1.55	NR	2.30	NR
Lead	6.45	5.93	5.05	7.56	6.97	12.16
Manganese	27.04	24.75	NR	NR	NR	NR
Molybdenum	6.95	NR	NR	NR	12.60	NR
Nickel	30.85 ^a	NR	24.92 ^a	20.92 ^a	NA	NR
Potassium	3.90	NR	NR	NR	NR	NR
Rubidium	13.06	NR	NR	NR	32.69 ^a	NR
Strontium	4.28	NR	NR	NR	8.86	NR
Tin	24.32 ^a	NR	NR	NR	NR	NR
Titanium	4.87	NR	NR	NR	NR	NR
Zinc	7.27	7.48	4.26	2.28	10.95	0.83
Zirconium	3.58	NR	NR	NR	6.49	NR

These data are provided for guidance purposes only.

Source: Ref. 4

^a These values are biased high because the concentration of these analytes in the soil samples was near the lower limit of detection for that particular FPXRF instrument.

NR Not reported.

NA Not applicable; analyte was reported but was below the established lower limit detection.

TABLE 5

EXAMPLES OF PRECISION AS AFFECTED BY SAMPLE PREPARATION

Analyte	Average Relative Standard Deviation for Each Preparation Method		
	In Situ-Field	Intrusive-Undried and Unground	Intrusive-Dried and Ground
Antimony	30.1	15.0	14.4
Arsenic	22.5	5.36	3.76
Barium	17.3	3.38	2.90
Cadmium ^a	41.2	30.8	28.3
Calcium	17.5	1.68	1.24
Chromium	17.6	28.5	21.9
Cobalt	28.4	31.1	28.4
Copper	26.4	10.2	7.90
Iron	10.3	1.67	1.57
Lead	25.1	8.55	6.03
Manganese	40.5	12.3	13.0
Mercury	ND	ND	ND
Molybdenum	21.6	20.1	19.2
Nickel ^a	29.8	20.4	18.2
Potassium	18.6	3.04	2.57
Rubidium	29.8	16.2	18.9
Selenium	ND	20.2	19.5
Silver ^a	31.9	31.0	29.2
Strontium	15.2	3.38	3.98
Thallium	39.0	16.0	19.5
Thorium	NR	NR	NR
Tin	ND	14.1	15.3
Titanium	13.3	4.15	3.74
Vanadium	NR	NR	NR
Zinc	26.6	13.3	11.1
Zirconium	20.2	5.63	5.18

These data are provided for guidance purposes only.

Source: Ref. 4

^a These values may be biased high because the concentration of these analytes in the soil samples was near the lower limit of detection.

ND Not detected.

NR Not reported.

TABLE 6
EXAMPLE ACCURACY VALUES

Analyte	Instrument															
	TN 9000				TN Lead Analyzer				X-MET 920 (SiLi Detector)				XL Spectrum Analyzer			
	n	Range of % Rec.	Mean % Rec.	SD	n	Range of % Rec.	Mean % Rec.	SD	n	Range of % Rec.	Mean % Rec.	SD	n	Range of % Rec.	Mean % Rec.	SD
Sb	2	100-149	124.3	NA	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
As	5	68-115	92.8	17.3	5	44-105	83.4	23.2	4	9.7-91	47.7	39.7	5	38-535	189.8	206
Ba	9	98-198	135.3	36.9	--	--	--	--	9	18-848	168.2	262	--	--	--	--
Cd	2	99-129	114.3	NA	--	--	--	--	6	81-202	110.5	45.7	--	--	--	--
Cr	2	99-178	138.4	NA	--	--	--	--	7	22-273	143.1	93.8	3	98-625	279.2	300
Cu	8	61-140	95.0	28.8	6	38-107	79.1	27.0	11	10-210	111.8	72.1	8	95-480	203.0	147
Fe	6	78-155	103.7	26.1	6	89-159	102.3	28.6	6	48-94	80.4	16.2	6	26-187	108.6	52.9
Pb	11	66-138	98.9	19.2	11	68-131	97.4	18.4	12	23-94	72.7	20.9	13	80-234	107.3	39.9
Mn	4	81-104	93.1	9.70	3	92-152	113.1	33.8	--	--	--	--	--	--	--	--
Ni	3	99-122	109.8	12.0	--	--	--	--	--	--	--	--	3	57-123	87.5	33.5
Sr	8	110-178	132.6	23.8	--	--	--	--	--	--	--	--	7	86-209	125.1	39.5
Zn	11	41-130	94.3	24.0	10	81-133	100.0	19.7	12	46-181	106.6	34.7	11	31-199	94.6	42.5

Source: Ref. 4. These data are provided for guidance purposes only.

n: Number of samples that contained a certified value for the analyte and produced a detectable concentration from the FPXRF instrument.

SD: Standard deviation; NA: Not applicable; only two data points, therefore, a SD was not calculated.

%Rec.: Percent recovery.

-- No data.

TABLE 7

EXAMPLE ACCURACY FOR TN 9000^a

Standard Reference Material	Arsenic			Barium			Copper			Lead			Zinc		
	Cert. Conc.	Meas. Conc.	%Rec.	Cert. Conc.	Meas. Conc.	%Rec.	Cert. Conc.	Meas. Conc.	%Rec.	Cert. Conc.	Meas. Conc.	%Rec.	Cert. Conc.	Meas. Conc.	%Rec.
RTC CRM-021	24.8	ND	NA	586	1135	193.5	4792	2908	60.7	144742	149947	103.6	546	224	40.9
RTC CRM-020	397	429	92.5	22.3	ND	NA	753	583	77.4	5195	3444	66.3	3022	3916	129.6
BCR CRM 143R	--	--	--	--	--	--	131	105	80.5	180	206	114.8	1055	1043	99.0
BCR CRM 141	--	--	--	--	--	--	32.6	ND	NA	29.4	ND	NA	81.3	ND	NA
USGS GXR-2	25.0	ND	NA	2240	2946	131.5	76.0	106	140.2	690	742	107.6	530	596	112.4
USGS GXR-6	330	294	88.9	1300	2581	198.5	66.0	ND	NA	101	80.9	80.1	118	ND	NA
NIST 2711	105	104	99.3	726	801	110.3	114	ND	NA	1162	1172	100.9	350	333	94.9
NIST 2710	626	722	115.4	707	782	110.6	2950	2834	96.1	5532	5420	98.0	6952	6476	93.2
NIST 2709	17.7	ND	NA	968	950	98.1	34.6	ND	NA	18.9	ND	NA	106	98.5	93.0
NIST 2704	23.4	ND	NA	414	443	107.0	98.6	105	106.2	161	167	103.5	438	427	97.4
CNRC PACS-1	211	143	67.7	--	772	NA	452	302	66.9	404	332	82.3	824	611	74.2
SARM-51	--	--	--	335	466	139.1	268	373	139.2	5200	7199	138.4	2200	2676	121.6
SARM-52	--	--	--	410	527	128.5	219	193	88.1	1200	1107	92.2	264	215	81.4

Source: Ref. 4. These data are provided for guidance purposes only.

^a All concentrations in milligrams per kilogram.

%Rec.: Percent recovery; ND: Not detected; NA: Not applicable.

-- No data.

TABLE 8

EXAMPLE REGRESSION PARAMETERS FOR COMPARABILITY¹

	Arsenic				Barium				Copper			
	n	r ²	Int.	Slope	n	r ²	Int.	Slope	n	r ²	Int.	Slope
All Data	824	0.94	1.62	0.94	1255	0.71	60.3	0.54	984	0.93	2.19	0.93
Soil 1	368	0.96	1.41	0.95	393	0.05	42.6	0.11	385	0.94	1.26	0.99
Soil 2	453	0.94	1.51	0.96	462	0.56	30.2	0.66	463	0.92	2.09	0.95
Soil 3	—	—	—	—	400	0.85	44.7	0.59	136	0.46	16.60	0.57
Prep 1	207	0.87	2.69	0.85	312	0.64	53.7	0.55	256	0.87	3.89	0.87
Prep 2	208	0.97	1.38	0.95	315	0.67	64.6	0.52	246	0.96	2.04	0.93
Prep 3	204	0.96	1.20	0.99	315	0.78	64.6	0.53	236	0.97	1.45	0.99
Prep 4	205	0.96	1.45	0.98	313	0.81	58.9	0.55	246	0.96	1.99	0.96
	Lead				Zinc				Chromium			
	n	r ²	Int.	Slope	n	r ²	Int.	Slope	n	r ²	Int.	Slope
All Data	1205	0.92	1.66	0.95	1103	0.89	1.86	0.95	280	0.70	64.6	0.42
Soil 1	357	0.94	1.41	0.96	329	0.93	1.78	0.93	—	—	—	—
Soil 2	451	0.93	1.62	0.97	423	0.85	2.57	0.90	—	—	—	—
Soil 3	397	0.90	2.40	0.90	351	0.90	1.70	0.98	186	0.66	38.9	0.50
Prep 1	305	0.80	2.88	0.86	286	0.79	3.16	0.87	105	0.80	66.1	0.43
Prep 2	298	0.97	1.41	0.96	272	0.95	1.86	0.93	77	0.51	81.3	0.36
Prep 3	302	0.98	1.26	0.99	274	0.93	1.32	1.00	49	0.73	53.7	0.45
Prep 4	300	0.96	1.38	1.00	271	0.94	1.41	1.01	49	0.75	31.6	0.56

Source: Ref. 4. These data are provided for guidance purposes only.

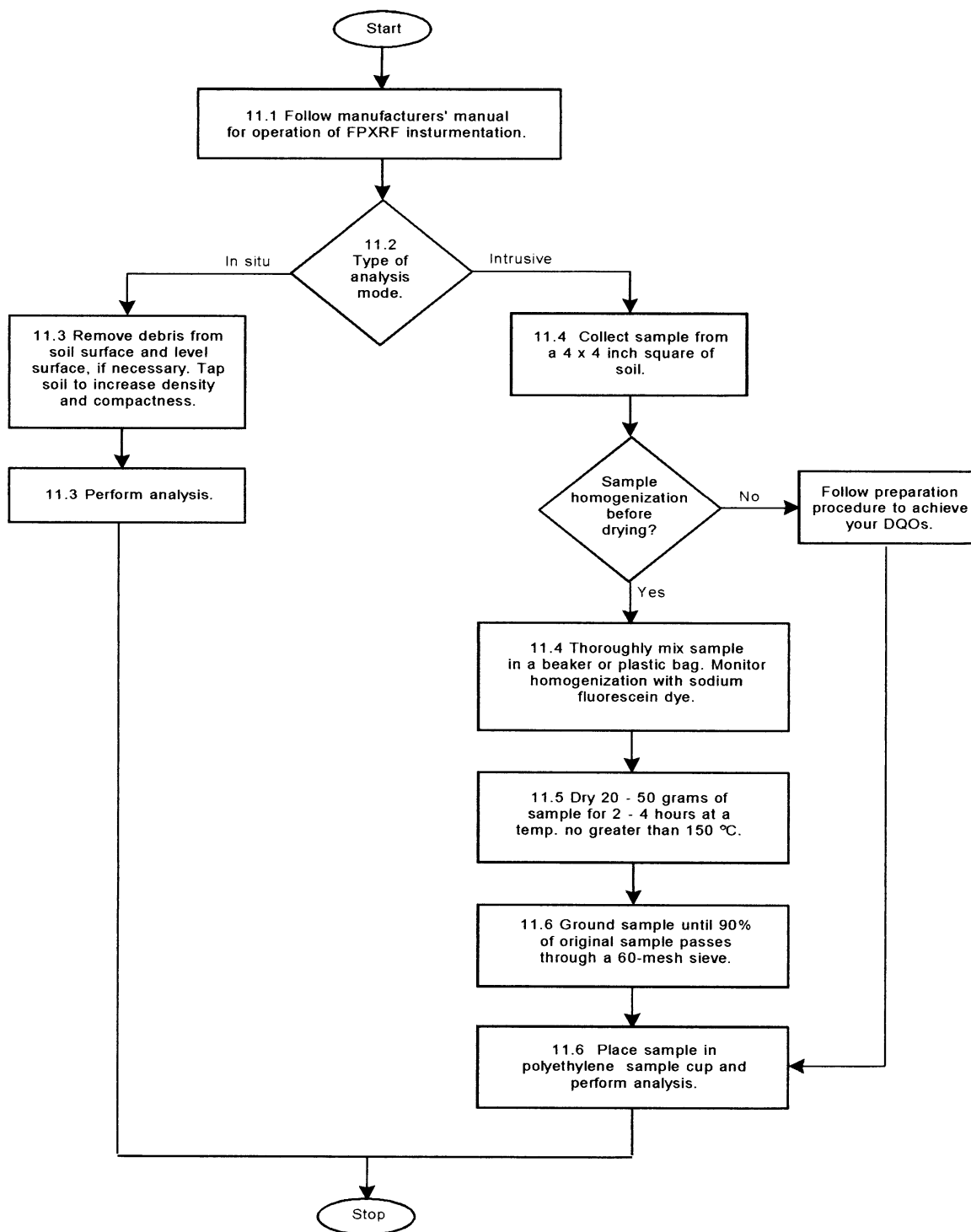
¹ Log-transformed data

n: Number of data points; r²: Coefficient of determination; Int.: Y-intercept

— No applicable data

METHOD 6200

FIELD PORTABLE X-RAY FLUORESCENCE SPECTROMETRY FOR THE DETERMINATION OF ELEMENTAL CONCENTRATIONS IN SOIL AND SEDIMENT



ANEXO F

Resultados Analíticos

LOTE A: Resultados de Metales XRF

Muestra	Antimony	DL	Arsenic	DL	Barium	DL	Cadmium	DL	Calcium	DL	Chromium	DL	Cobalt	DL	Copper	DL	Iron	DL	Lead	DL	Manganese	DL	Molybdenum	DL	Nickel	DL	Selenium	DL	Silver	DL	Vanadium	DL	Zinc	DL	
S01	ppm	62.11	30	ND	11	427.35	100	13.78	12	61894.01	500	52.49	85	147.69	260	129.46	35	19114.13	100	75.25	13	396.29	85	< LOD	15	< LOD	65	< LOD	20	8.48	10	< LOD	70	837.82	25
S02	ppm	103.80	30	ND	11	556.43	100	< LOD	12	42770.87	500	26.27	85	102.75	260	28.26	35	6889.00	100	20.12	13	190.62	85	< LOD	15	< LOD	65	< LOD	20	11.48	10	< ND	70	3420.71	25
S03	ppm	133.08	30	10.96	11	558.99	100	18.08	12	69658.23	500	89.61	85	179.42	260	274.30	35	23728.22	100	168.62	13	545.34	85	< LOD	15	< LOD	65	< LOD	20	14.36	10	<	70	1252.33	25
S04	ppm	96.13	30	ND	11	533.04	100	12.46	12	73281.13	500	33.30	85	72.97	260	76.29	35	12593.86	100	73.59	13	346.55	85	< LOD	15	< LOD	65	< LOD	20	< LOD	10	< ND	70	396.99	25
S05	ppm	78.29	30	7.02	11	521.54	100	12.20	12	46516.11	500	44.67	85	< LOD	260	53.16	35	13064.74	100	34.43	13	253.78	85	< LOD	15	< LOD	65	< LOD	20	< LOD	10	< ND	70	210.09	25
S06	ppm	103.08	30	ND	11	1022.09	100	10.01	12	76218.85	500	56.22	85	168.81	260	265.55	35	18749.98	100	141.62	13	487.68	85	< LOD	15	51.52	65	< LOD	20	< LOD	10	<	70	450.38	25
S07	ppm	139.55	30	13.25	11	620.41	100	16.31	12	75250.80	500	90.37	85	157.51	260	294.19	35	19306.52	100	120.23	13	483.26	85	< LOD	15	< LOD	65	< LOD	20	11.34	10	<	70	862.32	25
S08	ppm	89.71	30	12.27	11	584.02	100	< LOD	12	77197.80	500	75.36	85	< LOD	260	246.98	35	25380.80	100	226.20	13	443.79	85	< LOD	15	174.82	65	< LOD	20	< LOD	10	137.63	70	801.74	25
S09	ppm	63.78	30	13.69	11	601.83	100	< LOD	12	81245.80	500	29.60	85	< LOD	260	13.26	35	21457.54	100	19.39	13	452.66	85	< LOD	15	170.31	65	< LOD	20	< LOD	10	128.57	70	136.91	25
S10	ppm	192.26	30	ND	11	531.43	100	12.37	12	118820.45	500	123.32	85	146.76	260	365.80	35	17053.74	100	207.52	13	459.30	85	9.70	15	53.22	65	< LOD	20	< LOD	10	<	70	1583.88	25
S11	ppm	99.84	30	ND	11	326.03	100	18.25	12	87106.43	500	< LOD	85	59.68	260	97.89	35	5911.94	100	23.09	13	262.34	85	22.22	15	< LOD	65	< LOD	20	9.51	10	<	70	309.38	25
S11D	ppm	117.70	30	7.55	11	474.72	100	16.86	12	96228.05	500	21.84	85	59.23	260	99.52	35	6285.05	100	30.11	13	262.50	85	26.26	15	< LOD	65	5.17	20	12.05	10	<	70	446.96	25
S12	ppm	116.31	30	ND	11	530.70	100	15.31	12	80918.95	500	124.44	85	209.73	260	264.34	35	21457.43	100	143.24	13	555.51	85	< LOD	15	< LOD	65	< LOD	20	< LOD	10	<	70	681.25	25
S13	ppm	121.45	30	10.57	11	589.81	100	< LOD	12	88571.81	500	35.88	85	< LOD	260	93.56	35	13853.24	100	56.44	13	403.36	85	< LOD	15	124.11	65	< LOD	20	< LOD	10	66.90	70	393.85	25
S14	ppm	73.38	30	15.21	11	569.37	100	< LOD	12	77956.87	500	574.96	85	< LOD	260	105.52	35	22955.44	100	112.72	13	519.91	85	< LOD	15	175.05	65	< LOD	20	< LOD	10	114.91	70	704.40	25
S15	ppm	110.97	30	10.74	11	524.94	100	< LOD	12	77537.82	500	80.47	85	< LOD	260	93.31	35	23251.60	100	77.15	13	571.16	85	< LOD	15	134.77	65	< LOD	20	< LOD	10	88.50	70	578.63	25
S16	ppm	86.12	30	9.54	11	487.35	100	11.74	12	48257.29	500	37.42	85	138.35	260	40.68	35	20687.70	100	32.70	13	416.84	85	< LOD	15	< LOD	65	2.76	20	< LOD	10	<	70	101.28	25
S17*	ppm	129.64	30	22.57	11	587.67	100	< LOD	12	92136.66	500	172.46	85	< LOD	260	435.28	35	24250.13	100	152.65	13	615.13	85	< LOD	15	169.12	65	< LOD	20	< LOD	10	113.90	70	1700.65	25
S18	ppm	110.93	30	13.46	11	536.04	100	< LOD	12	87592.14	500	150.21	85	< LOD	260	149.27	35	23293.50	100	108.64	13	634.27	85	< LOD	15	142.14	65	< LOD	20	< LOD	10	88.02	70	711.13	25
S18D	ppm	115.94	30	13.12	11	479.08	100	< LOD	12	84996.81	500	168.13	85	< LOD	260	149.36	35	24988.72	100	138.89	13	678.70	85	< LOD	15	147.83	65	< LOD	20	< LOD	10	125.23	70	718.77	25
S19	ppm	30.63	30	11.56	11	426.63	100	< LOD	12	57748.32	500	< LOD	85	< LOD	260	16.07	35	21011.85	100	27.51	13	528.54	85	< LOD	15	136.46	65	< LOD	20	< LOD	10	106.64	70	112.63	25
S20*	ppm	112.57	30	ND	11	540.65	100	< LOD	12	76145.31	500	113.23	85	< LOD	260	843.83	35	23044.71	100	230.89	13	528.22	85	< LOD	15	150.08	65	< LOD	20	< LOD	10	126.37	70	1167.82	25
S21	ppm	150.22	30	24.02	11	454.47	100	< LOD	12	64251.88	500	88.07	85	< LOD	260	1008.16	35	24342.66	100	308.43	13	531.16	85	< LOD	15	142.39	65	< LOD	20	< LOD	10	139.39	70	1848.40	25
S22	ppm	42.03	30	9.80	11	431.48	100	< LOD	12	51973.40	500	23.77	85	< LOD	260	39.63	35	19939.95	100	51.67	13	461.22	85	< LOD	15	123.06	65	< LOD	20	< LOD	10	97.82	70	211.20	25
S22D	ppm	26.92	30	7.29	11	384.72	100	< LOD	12	51056.05	500	44.51	85	< LOD	260	21.97	35	20968.36	100	44.15	13	477.97	85	< LOD	15	94.49	65	< LOD	20	< LOD	10	116.93	70	200.37	25
S23	ppm	145.01	30	18.00	11	626.56	100	12.98	12	82402.54	500	154.98	85	< LOD	260	262.13	35	25733.45	100	147.75	13	563.15	85	< LOD	15	160.87	65	< LOD	20	< LOD	10	119.01	70	1045.67	25
S24	ppm	120.66	30	20.82	11	488.99	100	14.29	12	80927.42	500	255.56	85	< LOD	260	272.35	35	19116.10	100	219.19	13	467.97	85	< LOD	15	141.37	65	< LOD	20	< LOD	10	94.61	70	1037.97	25
S25	ppm	76.70	30	4.19	11	546.36	100	< LOD	12	40912.02	500	< LOD	85	< LOD	260	< LOD	35	6771.08	100	8.13	13	175.68	85	< LOD	15	65.71	65	< LOD	20	< LOD	10	54.59	70	47.52	25
S26	ppm	36.19	30	11.60	11	425.80	100	< LOD	12	64258.00	500	28.39	85	< LOD	260	54.84	35	21233.89	100	40.50	13	505.39	85	< LOD	15	135.61	65	< LOD	20	< LOD	10	108.75	70	241.36	25
S27	ppm	42.97	30	ND	11	381.28	100	< LOD	12	58993.22	500	169.71	85	< LOD	260	98.08	35	21882.59	100	132.61	13	467.02	85	< LOD	15	129.07	65	< LOD	20	< LOD	10	105.79	70	661.25	25
S28	ppm	95.00	30	12.36	11	593.40	100	< LOD	12	84057.34	500	103.27	85	< LOD	260	137.18	35	18959.77	100	92.90	13	438.43	85	< LOD	15	148.37	65	< LOD	20	< LOD	10	106.37	70	1039.64	25
S29	ppm	227.05	30	31.92	11	431.22	100	< LOD	12	34193.79	500	< LOD	85	< LOD	260	221.25	35	4848.94	100	805.58	13	165.94	85	< LOD	15	82.37	65	< LOD	20	< LOD	10	<	70	1104.27	25
S30*	ppm	34.21	30	6.83	11	405.71	100	< LOD	12	59195.14	500	28.56	85	< LOD	260	24.51	35	14866.68	100	19.06	13	296.62	85	< LOD	15	79.11	65	< LOD	20	< LOD	10	67.13	70	82.27	25
MAX ONSITE	ppm	227.05		31.92		1022.09		18.68		118820.45		574.96		209.73		1008.16		25733.45		805.58		678.70		26.26		175.05		5.17		14.36		139.39		3420.71	
AVG ONSITE	ppm	99.52		13.26		521.21		14.25		71220.25		103.35		131.17		196.44		18366.46		123.97		441.89		19.39		127.47		3.97		11.20		105.35		730.61	
BG1	ppm	40.46	30	ND	11	535.75	100	< LOD	12	35309.27	500	< LOD	85	< LOD	260	< LOD	35	6673.18	100	11.73	13	178.06	85	< LOD	15	35.77	65	< LOD	20	< LOD	10	< LOD	70	26.22	25
BG2	ppm	55.57	30	ND	11	508.42	100	< LOD	12	26443.11	500	< LOD	85	< LOD	260	< LOD	35	4149.30	100	9.13	13	102.83	85	< LOD	15	47.67	65	< LOD	20	< LOD	10	< LOD	70	25.43	25
BG3	ppm	67.86	30	4.80	11	558.26	100	< LOD	12	29688.65	500	< LOD	85	< LOD	260	< LOD	35	7573.46	100	6.90	13	201.78	85	< LOD	15	67.08	65	< LOD	20	< LOD	10	60.41	70	37.03	25
BG4	ppm	78.08	30	4.06	11	581.97	100	< LOD	12	35489.69	500	< LOD	85	< LOD	260	< LOD	35	4963.16	100	8.93	13	140.12	85	< LOD	15	42.06	65	< LOD	20	< LOD					

LOTE B: Resultados de Metales Laboratorio y Análisis de Metales de Fondo

Muestra	Unidades	Sb	As	Ba	Be	Cd	Cr	Co	Cu	Mn	Mo	Ni	Se	Ag	Tl	V	Zn	Pb
S11		1.40	ND	58.00	ND	0.54	4.60	1.40	50.00	250.00	8.60	4.50	ND	ND	ND	7.70	120.00	5.70
S11D	mg/kg	13.00	ND	130.00	ND	0.74	11.00	3.20	82.00	270.00	19.00	12.00	0.82	ND	ND	23.00	260.00	18.00
S17*	mg/kg	22.00	5.40	260.00	0.38	9.10	36.00	17.00	450.00	570.00	2.60	25.00	1.90	ND	ND	27.00	1300.00	130.00
S18	mg/kg	19.00	6.00	210.00	0.55	3.40	30.00	7.70	160.00	510.00	1.60	18.00	1.30	ND	0.29	26.00	500.00	92.00
S18D	mg/kg	18.00	6.20	230.00	0.58	3.60	33.00	8.20	180.00	510.00	1.70	19.00	1.20	ND	ND	27.00	500.00	130.00
S20*	mg/kg	18.00	6.10	250.00	0.52	5.00	29.00	8.00	760.00	350.00	1.30	23.00	1.60	ND	ND	26.00	930.00	190.00
S22	mg/kg	1.90	6.10	170.00	0.58	0.82	13.00	6.00	45.00	370.00	0.44	14.00	2.60	ND	ND	23.00	140.00	45.00
S22D	mg/kg	1.00	5.90	170.00	0.58	0.68	13.00	6.10	38.00	340.00	0.35	13.00	2.50	ND	ND	23.00	120.00	32.00
S29	mg/kg	53.00	ND	86.00	ND	0.38	7.00	11.00	250.00	120.00	0.32	17.00	ND	ND	ND	8.40	88.00	760.00
S30*	mg/kg	ND	4.30	120.00	0.38	0.39	8.30	4.10	14.00	250.00	0.14	9.50	0.46	ND	ND	17.00	46.00	11.00
C _{MAX}	mg/kg	53.00	6.20	260.00	0.58	9.10	36.00	17.00	760.00	570.00	19.00	25.00	2.60	0.00	0.29	27.00	1300.00	760.00
C _{PRO}	mg/kg	16.37	5.71	168.40	0.51	2.47	18.49	7.27	202.90	354.00	3.61	15.50	1.55	0.00	0.29	20.81	400.40	141.37
BG1	mg/kg	ND	1.00	72.00	ND	0.18	7.20	2.00	3.00	140.00	ND	4.00	ND	ND	ND	16.00	14.00	5.00
BG4	mg/kg	ND	1.20	57.00	ND	0.17	4.90	2.00	4.10	120.00	ND	4.00	ND	ND	ND	11.00	15.00	7.20
Fondo _{MAX}	mg/kg	0.00	1.20	72.00	0.00	0.18	7.20	2.00	4.10	140.00	0.00	4.00	0.00	0.00	0.00	16.00	15.00	7.20
Fondo _{PRO}	mg/kg	0.00	1.10	64.50	0.00	0.18	6.05	2.00	3.55	130.00	0.00	4.00	0.00	0.00	0.00	13.50	14.50	6.10
Contaminante Crítico: C _{MAX} > Fondo _{PRO}		CC	CC	CC	CC	CC	CC	CC	CC	CC	CC	CC	CC		CC	CC	CC	CC

LOTE C: Resultados de Metales Laboratorio

Muestra	Unidad	Nivel de detección	Arsenic	Barium	Beryllium	Cadmium	Chromium	Cobalt	Copper	Lead	Molybdenum	Nickel	Selenium	Thallium	Vanadium	Zinc
S01	mg/kg	56	ND	258.00	ND	ND	ND	ND	60.60	ND	ND	ND	ND	ND	ND	704.00
S02	mg/kg	51	ND	112.00	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	5510.00
S03	mg/kg	51	ND	236.00	ND	ND	40.60	ND	123.00	88.50	ND	ND	ND	ND	ND	831.00
S04	mg/kg	51	ND	211.00	ND	ND	ND	ND	290.00	69.20	ND	437.00	ND	ND	ND	402.00
S05	mg/kg	51	ND	168.00	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	294.00
S06	mg/kg	51	ND	859.00	ND	ND	ND	ND	291.00	125.00	ND	ND	ND	ND	ND	398.00
S07	mg/kg	50	ND	229.00	ND	ND	ND	ND	126.00	72.60	ND	ND	ND	ND	ND	734.00
S08	mg/kg	51	ND	305.00	ND	ND	ND	ND	204.00	4000.00	ND	ND	ND	ND	ND	728.00
S09	mg/kg	52	ND	248.00	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	D	728.00
S10	mg/kg	51	ND	436.00	ND	ND	ND	ND	256.00	114.00	ND	ND	ND	ND	ND	1040.00
S12	mg/kg	52	ND	245.00	ND	ND	ND	ND	134.00	76.30	ND	ND	ND	ND	ND	653.00
S13	mg/kg	50	ND	234.00	ND	ND	ND	ND	87.10	D	ND	ND	ND	ND	ND	364.00
S14	mg/kg	50	ND	205.00	ND	ND	67.60	ND	67.70	74.00	ND	ND	ND	ND	ND	433.00
S15	mg/kg	52	ND	237.00	ND	ND	ND	ND	89.80	D	ND	ND	ND	ND	ND	423.00
S16	mg/kg	51	ND	206.00	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	105.00
S19	mg/kg	51	ND	206.00	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	95.20
S21	mg/kg	52	ND	232.00	ND	ND	ND	ND	17400.00	1030.00	ND	ND	ND	ND	ND	17300.00
S23	mg/kg	50	ND	228.00	ND	ND	ND	ND	77.50	68.30	ND	ND	ND	ND	ND	397.00
S24	mg/kg	51	ND	280.00	ND	ND	80.70	ND	391.00	159.00	ND	ND	ND	ND	ND	806.00
S25	mg/kg	51	ND	87.20	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
S26	mg/kg	52	ND	202.00	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	155.00
S27	mg/kg	51	ND	247.00	ND	ND	ND	ND	180.00	78.60	ND	ND	ND	ND	ND	647.00
S28	mg/kg	52	ND	282.00	ND	ND	72.60	ND	121.00	62.20	ND	ND	ND	ND	ND	1160.00
MAX ONSITE	mg/kg		0.00	859.00	0.00	0.00	80.70	0.00	17400.00	4000.00	0.00	437.00	0.00	0.00	0.00	17300.00
AVG ONSITE	mg/kg		-	258.83	-	-	65.38	-	1243.67	462.90	-	437.00	-	-	-	1541.24
BG2	mg/kg	50	ND	86.10	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
BG3	mg/kg	51	ND	75.20	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND

ND = bajo de nivel de detección

DIOXINAS / FURANOS US EPA Método 1613

Muestra	Unidades	2,3,7,8- Cl4DD	1,2,3,7,8- Cl5DD	1,2,3,4,7,8- Cl6DD	1,2,3,6,7,8- Cl6DD	1,2,3,7,8,9- Cl6DD	1,2,3,4,6,7, 8-Cl7DD	1,2,3,4,6,7, 8,9-Cl8DD	2,3,7,8- Cl4DF	1,2,3,7,8- Cl5DF	2,3,4,7,8- Cl5DF	1,2,3,4,7,8- Cl6DF	1,2,3,6,7,8- Cl6DF	1,2,3,7,8,9- Cl6DF
S03	pg/g	2.58	14.4	6.19	18	11.6	82.1	128	35.1	26.7	47.2	51.6	38.5	22
S06	pg/g	2.43	23.5	11.5	32.3	25	175.285	283	46.3	55	96	102	92.8	55.2
S07	pg/g	2.4	16.4	7.841	17.4	15	89.7	120	36.2	32.6	57.3	59.1	57.2	22.4
S08	pg/g	4.69	43.9	19.4	54.2	45.6	257	367	45.9	43.1	78.6	89.2	66.8	21.3
S10	pg/g	6.42	58.6	26.9	86	66.9	394	412	49.6	43	90.4	100	80.6	31.1
S12	pg/g	6.11	39.2	17.28	50.6	34.8	264.6	425	57.1	35.4	72.9	61.6	54.7	28.1
S17	pg/g	7.87	89.5	57	155.5	105.4	738.006	750	53.4	52.6	124.1	151	110.8	34.7
S18D	pg/g	8.15	54.1	25.522	79.3	59.2	453.7	712	53.6	43.7	89.9	102.3	78.5	26.2
S20	pg/g	36.72	343.7	215.2	494.2	362.6	2971	4102	726.1	290.1	619.7	687.9	502.1	153.9
S21	pg/g	1.97	13.2	6.8	14	9.8	65	95	25.3	21.5	28.5	34	27.8	11.3
S23	pg/g	6.47	60.7	30.8	94.4	72.5	469	556	67.8	67.9	98.2	124	101	53.3
S24	pg/g	5.43	40.9	20.9	57.2	45.2	342	554	43.1	43.2	101	92.9	83.1	32.1
S27	pg/g	4.6	34	16	41.9	34.4	207	243	34.8	25	42.8	40.1	34	14.5
S29	pg/g	101	906	504	2230	1990	17900	57500	962	1700	2140	5120	4010	2560
BG1	pg/g	0.082	0.235	0.393	0.361	4.49	10.6	27.8	0.828	1.6	1.66	2.83	2.42	4.19

DIOXINAS / FURANOS US EPA Método 1613

Muestra	2,3,4,6,7,8- C16DF	1,2,3,4,6,7, 8-C17DF	1,2,3,4,7,8, 9-C17DF	1,2,3,4,6,7, 8,9-C18DF	C14DD	C15DD	C16DD	C17DD	C14DF	C15DF	C16DF	C17DF
S03	61.6	203	15.9	75.3	331	321	371	182	898	622	465	305
S06	187	484	42	136	756	778	933	417	1860	1500	1360	770
S07	93.3	263	18.7	65.4	432	402	443	196	1120	765	702	395
S08	119	331	19.1	83.6	1460	1300	1520	547	1930	1270	944	480
S10	144	376	23.6	93.5	1820	2080	2360	930	2300	1550	1210	557
S12	89.6	295	12.9	98.4	1470	1340	1670	608	1620	1080	764	400
S17	204	526	27.2	118	3110	4570	6090	1810	2680	2350	1780	742
S18D	140.9	449	22	122.7	1980	2060	2940	1060	1380	1330	1080	614
S20	951	2418	105.2	487.5	19600	15800	17900	6160	15900	11100	7630	3360
S21	47	142	9	39.5	388	305	327	161	989	569	388	213
S23	180	520	41.5	242	49.1	47.9	149	48.8	57	100	182	79.7
S24	163	425	30.1	165	76.7	72.7	235	77.3	88.8	154	282	137
S27	59.1	155	12	79.8	72.8	71.7	227	79.3	87.1	154	272	131
S29	5790	32500	4330	51000	67.2	64.1	194	56.7	79.8	143	227	96.9
BG1	6.72	13	4.14	21.5	76.5	74.8	228	82.3	92.3	159	291	141

COLLECTOR'S Number	S08	result in mg/kg	2005 WHO TEF mg/kg	TCDD / HxCDD Mix mg/kg	RSLs Res US EPA May 2010	COPC under Residential Scenario	RSLs Inds US EPA May 2010	COPC under Industrial Scenario	S10			TCDD / HxCDD Mix mg/kg	RSLs Res US EPA May 2010	COPC under Residential Scenario	RSLs Inds US EPA May 2010	COPC under Industrial Scenario	S12			TCDD / HxCDD Mix mg/kg	RSLs Res US EPA May 2010	COPC under Residential Scenario	RSLs Inds US EPA May 2010	COPC under Industrial Scenario
									pg/g (dry wt)	result in mg/kg	2005 WHO TEF mg/kg						pg/g (dry wt)	result in mg/kg	2005 WHO TEF mg/kg					
UNITS	pg/g (dry wt)	mg/kg	mg/kg	Mix mg/kg	May 2010	Scenario	May 2010	Scenario	pg/g (dry wt)	mg/kg	mg/kg	Mix mg/kg	May 2010	Scenario	May 2010	Scenario	pg/g (dry wt)	mg/kg	mg/kg	Mix mg/kg	May 2010	Scenario	May 2010	Scenario
2,3,7,8-Cl4DD	4.69	5E-06	4.7E-06	0.00000469	4.50E-06	Yes	1.80E-05	No	6.42	6E-06	6.4E-06	0.00000642	4.50E-06	Yes	1.80E-05	No	6.11	6E-06	6.1E-06	0.00000611	4.50E-06	Yes	1.80E-05	No
1,2,3,7,8-Cl5DD	43.9	4E-05	4.4E-05						58.6	6E-05	5.9E-05						39.2	4E-05	3.9E-05					
1,2,3,4,7,8-Cl6DD	19.4	2E-05	1.9E-06						26.9	3E-05	2.7E-06						17.28	2E-05	1.7E-06					
1,2,3,6,7,8-Cl6DD	54.2	5E-05	5.4E-06	1.19E-05	9.40E-05	No	3.90E-04	No	86	9E-05	8.6E-06	1.80E-05	9.40E-05	No	3.90E-04	No	50.6	5E-05	5.1E-06	1.03E-05	9.40E-05	No	3.90E-04	No
1,2,3,7,8,9-Cl6DD	45.6	5E-05	4.6E-06						66.9	7E-05	6.7E-06						34.8	3E-05	3.5E-06					
1,2,3,4,6,7,8-Cl7DD	257	3E-04	2.6E-06						394	4E-04	3.9E-06						264.6	3E-04	2.6E-06					
1,2,3,4,6,7,8,9-Cl8DD	367	4E-04	1.1E-07						412	4E-04	1.2E-07						425	4E-04	1.3E-07					
2,3,7,8-Cl4DF	45.9	5E-05	4.6E-06						49.6	5E-05	5E-06						57.1	6E-05	5.7E-06					
1,2,3,7,8-Cl5DF	43.1	4E-05	1.3E-06						43	4E-05	1.3E-06						35.4	4E-05	1.1E-06					
2,3,4,7,8-Cl5DF	78.6	8E-05	2.4E-05						90.4	9E-05	2.7E-05						72.9	7E-05	2.2E-05					
1,2,3,4,7,8-Cl6DF	89.2	9E-05	8.9E-06						100	1E-04	0.00001						61.6	6E-05	6.2E-06					
1,2,3,6,7,8-Cl6DF	66.8	7E-05	6.7E-06						80.6	8E-05	8.1E-06						54.7	5E-05	5.5E-06					
1,2,3,7,8,9-Cl6DF	21.3	2E-05	2.1E-06						31.1	3E-05	3.1E-06						28.1	3E-05	2.8E-06					
2,3,4,6,7,8-Cl6DF	119	1E-04	1.2E-05						144	1E-04	1.4E-05						89.6	9E-05	9E-06					
1,2,3,4,6,7,8-Cl7DF	331	3E-04	3.3E-06						376	4E-04	3.8E-06						295	3E-04	3E-06					
1,2,3,4,7,8,9-Cl7DF	19.1	2E-05	1.9E-07						23.6	2E-05	2.4E-07						12.9	1E-05	1.3E-07					
1,2,3,4,6,7,8,9-Cl8DF	83.6	8E-05	2.5E-08						93.5	9E-05	2.8E-08						98.4	1E-04	3E-08					
PCB-77		0	0							0	0							0	0					
PCB-81		0	0							0	0							0	0					
PCB-126		0	0							0	0							0	0					
PCB-169		0	0							0	0							0	0					
Cl4DD	1460	0.001	4.4E-08						1820	0.002	5.5E-08						1470	0.001	4.4E-08					
Cl5DD	1300	0.001	3.9E-08						2080	0.002	6.2E-08						1340	0.001	4E-08					
Cl6DD	1520	0.002	4.6E-08						2360	0.002	7.1E-08						1670	0.002	5E-08					
Cl7DD	547	5E-04	1.6E-08						930	9E-04	2.8E-08						608	6E-04	1.8E-08					
Cl4DF	1930	0.002	5.8E-08						2300	0.002	6.9E-08						1620	0.002	4.9E-08					
Cl5DF	1270	0.001	3.8E-08						1550	0.002	4.7E-08						1080	0.001	3.2E-08					
Cl6DF	944	9E-04	2.8E-08						1210	0.001	3.6E-08						764	8E-04	2.3E-08					
Cl7DF	480	5E-04	1.4E-08						557	6E-04	1.7E-08						400	4E-04	1.2E-08					
			1.26E-04								1.60E-04								1.14E-04					
			1.26E-04								1.60E-04								1.14E-04					

COLLECTOR'S Number	S17		2005 WHO TEF		TCDD / HxCDD Mix mg/kg	RSLs Res US EPA May 2010	COPC under Residential Scenario	RSLs Inds US EPA May 2010	COPC under Industrial Scenario	S18D		2005 WHO TEF		TCDD / HxCDD Mix mg/kg	RSLs Res US EPA May 2010	COPC under Residential Scenario	RSLs Inds US EPA May 2010	COPC under Industrial Scenario	S20		2005 WHO TEF		TCDD / HxCDD Mix mg/kg	RSLs Res US EPA May 2010	COPC under Residential Scenario	RSLs Inds US EPA May 2010	COPC under Industrial Scenario
	UNITS	pg/g (dry wt)	mg/kg	mg/kg						pg/g (dry wt)	mg/kg	mg/kg	pg/g (dry wt)						mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg					
2,3,7,8-Cl4DD	7.87	8E-06	7.9E-06	0.00000787	4.50E-06	Yes	1.80E-05	No	8.15	8E-06	8.2E-06	0.00000815	4.50E-06	Yes	1.80E-05	No	36.72	4E-05	3.7E-05	0.00003672	4.50E-06	Yes	1.80E-05	Yes			
1,2,3,7,8-Cl5DD	89.5	9E-05	9E-05						54.1	5E-05	5.4E-05						343.7	3E-04	0.00034								
1,2,3,4,7,8-Cl6DD	57	6E-05	5.7E-06						25.522	3E-05	2.6E-06						215.2	2E-04	2.2E-05								
1,2,3,6,7,8-Cl6DD	155.5	2E-04	1.6E-05	3.18E-05	9.40E-05	No	3.90E-04	No	79.3	8E-05	7.9E-06	1.64E-05	9.40E-05	No	3.90E-04	No	494.2	5E-04	4.9E-05	1.07E-04	9.40E-05	Yes	3.90E-04	No			
1,2,3,7,8,9-Cl6DD	105.4	1E-04	1.1E-05						59.2	6E-05	5.9E-06						362.6	4E-04	3.6E-05								
1,2,3,4,6,7,8-Cl7DD	738.006	7E-04	7.4E-06						453.7	5E-04	4.5E-06						2971	0.003	3E-05								
1,2,3,4,6,7,8,9-Cl8DD	750	8E-04	2.3E-07						712	7E-04	2.1E-07						4102	0.004	1.2E-06								
2,3,7,8-Cl4DF	53.4	5E-05	5.3E-06						53.6	5E-05	5.4E-06						726.1	7E-04	7.3E-05								
1,2,3,7,8-Cl5DF	52.6	5E-05	1.6E-06						43.7	4E-05	1.3E-06						290.1	3E-04	8.7E-06								
2,3,4,7,8-Cl5DF	124.1	1E-04	3.7E-05						89.9	9E-05	2.7E-05						619.7	6E-04	0.00019								
1,2,3,4,7,8-Cl6DF	151	2E-04	1.5E-05						102.3	1E-04	1E-05						687.9	7E-04	6.9E-05								
1,2,3,6,7,8-Cl6DF	110.8	1E-04	1.1E-05						78.5	8E-05	7.9E-06						502.1	5E-04	5E-05								
1,2,3,7,8,9-Cl6DF	34.7	3E-05	3.5E-06						26.2	3E-05	2.6E-06						153.9	2E-04	1.5E-05								
2,3,4,6,7,8-Cl6DF	204	2E-04	2E-05						140.9	1E-04	1.4E-05						951	1E-03	9.5E-05								
1,2,3,4,6,7,8-Cl7DF	526	5E-04	5.3E-06						449	4E-04	4.5E-06						2418	0.002	2.4E-05								
1,2,3,4,7,8,9-Cl7DF	27.2	3E-05	2.7E-07						22	2E-05	2.2E-07						105.2	1E-04	1.1E-06								
1,2,3,4,6,7,8,9-Cl8DF	118	1E-04	3.5E-08						122.7	1E-04	3.7E-08						487.5	5E-04	1.5E-07								
PCB-77		0	0							0	0							0	0								
PCB-81		0	0							0	0							0	0								
PCB-126		0	0							0	0							0	0								
PCB-169		0	0							0	0							0	0								
Cl4DD	3110	0.003	9.3E-08						1980	0.002	5.9E-08						19600	0.02	5.9E-07								
Cl5DD	4570	0.005	1.4E-07						2060	0.002	6.2E-08						15800	0.016	4.7E-07								
Cl6DD	6090	0.006	1.8E-07						2940	0.003	8.8E-08						17900	0.018	5.4E-07								
Cl7DD	1810	0.002	5.4E-08						1060	0.001	3.2E-08						6160	0.006	1.8E-07								
Cl4DF	2680	0.003	8E-08						1380	0.001	4.1E-08						15900	0.016	4.8E-07								
Cl5DF	2350	0.002	7.1E-08						1330	0.001	4E-08						11100	0.011	3.3E-07								
Cl6DF	1780	0.002	5.3E-08						1080	0.001	3.2E-08						7630	0.008	2.3E-07								
Cl7DF	742	7E-04	2.2E-08						614	6E-04	1.8E-08						3360	0.003	1E-07								
			2.37E-04								1.57E-04								1.04E-03								

2.37E-04

1.57E-04

1.04E-03

COLLECTOR'S Number	S21			2005 WHO TEF			TCDD / HxCDD Mix mg/kg	RSLs Res US EPA May 2010	COPC under Residential Scenario	RSLs Inds US EPA May 2010	COPC under Industrial Scenario	S23			2005 WHO TEF			TCDD / HxCDD Mix mg/kg	RSLs Res US EPA May 2010	COPC under Residential Scenario	RSLs Inds US EPA May 2010	COPC under Industrial Scenario	S24			2005 WHO TEF		
	UNITS	pg/g (dry wt)	result in mg/kg	mg/kg	mg/kg	pg/g (dry wt)						mg/kg	mg/kg	pg/g (dry wt)	mg/kg	mg/kg	pg/g (dry wt)						mg/kg	mg/kg				
1,2,3,7,8-Cl4DD	1.97	2E-06	2E-06	0.00000197	4.50E-06	No	1.80E-05	No	6.47	6E-06	6.5E-06	0.00000647	4.50E-06	Yes	1.80E-05	No	5.43	5E-06	5.4E-06	0.00000543	4.50E-06	Yes	1.80E-05	No	40.9	4E-05	4.1E-05	
1,2,3,7,8-Cl5DD	13.2	1E-05	1.3E-05						60.7	6E-05	6.1E-05						40.9	4E-05	4.1E-05						20.9	2E-05	2.1E-06	
1,2,3,4,7,8-Cl6DD	6.8	7E-06	6.8E-07						30.8	3E-05	3.1E-06						20.9	2E-05	2.1E-06						57.2	6E-05	5.7E-06	
1,2,3,6,7,8-Cl6DD	14	1E-05	1.4E-06	3.06E-06	9.40E-05	No	3.90E-04	No	94.4	9E-05	9.4E-06	1.98E-05	9.40E-05	No	3.90E-04	No	57.2	6E-05	5.7E-06	1.23E-05	9.40E-05	No	3.90E-04	No	72.5	7E-05	7.3E-06	
1,2,3,7,8,9-Cl6DD	9.8	1E-05	9.8E-07						72.5	7E-05	7.3E-06						45.2	5E-05	4.5E-06						342	3E-04	3.4E-06	
1,2,3,4,6,7,8-Cl7DD	65	7E-05	6.5E-07						469	5E-04	4.7E-06						342	3E-04	3.4E-06						554	6E-04	1.7E-07	
1,2,3,4,6,7,8,9-Cl8DD	95	1E-04	2.9E-08						556	6E-04	1.7E-07						554	6E-04	1.7E-07									
2,3,7,8-Cl4DF	25.3	3E-05	2.5E-06						67.8	7E-05	6.8E-06						43.1	4E-05	4.3E-06									
1,2,3,7,8-Cl5DF	21.5	2E-05	6.5E-07						67.9	7E-05	2E-06						43.2	4E-05	1.3E-06									
2,3,4,7,8-Cl5DF	28.5	3E-05	8.6E-06						98.2	1E-04	2.9E-05						101	1E-04	3E-05									
1,2,3,4,7,8-Cl6DF	34	3E-05	3.4E-06						124	1E-04	1.2E-05						92.9	9E-05	9.3E-06									
1,2,3,6,7,8-Cl6DF	27.8	3E-05	2.8E-06						101	1E-04	1E-05						83.1	8E-05	8.3E-06									
1,2,3,7,8,9-Cl6DF	11.3	1E-05	1.1E-06						53.3	5E-05	5.3E-06						32.1	3E-05	3.2E-06									
2,3,4,6,7,8-Cl6DF	47	5E-05	4.7E-06						180	2E-04	1.8E-05						163	2E-04	1.6E-05									
1,2,3,4,6,7,8-Cl7DF	142	1E-04	1.4E-06						520	5E-04	5.2E-06						425	4E-04	4.3E-06									
1,2,3,4,7,8,9-Cl7DF	9	9E-06	9E-08						41.5	4E-05	4.2E-07						30.1	3E-05	3E-07									
1,2,3,4,6,7,8,9-Cl8DF	39.5	4E-05	1.2E-08						242	2E-04	7.3E-08						165	2E-04	5E-08									
PCB-77			0						0		0						0		0									
PCB-81			0						0		0						0		0									
PCB-126			0						0		0						0		0									
PCB-169			0						0		0						0		0									
Cl4DD	388	4E-04	1.2E-08						49.1	5E-05	1.5E-09						76.7	8E-05	2.3E-09									
Cl5DD	305	3E-04	9.2E-09						47.9	5E-05	1.4E-09						72.7	7E-05	2.2E-09									
Cl6DD	327	3E-04	9.8E-09						149	1E-04	4.5E-09						235	2E-04	7.1E-09									
Cl7DD	161	2E-04	4.8E-09						48.8	5E-05	1.5E-09						77.3	8E-05	2.3E-09									
Cl4DF	989	1E-03	3E-08						57	6E-05	1.7E-09						88.8	9E-05	2.7E-09									
Cl5DF	569	6E-04	1.7E-08						100	1E-04	3E-09						154	2E-04	4.6E-09									
Cl6DF	388	4E-04	1.2E-08						182	2E-04	5.5E-09						282	3E-04	8.5E-09									
Cl7DF	213	2E-04	6.4E-09						79.7	8E-05	2.4E-09						137	1E-04	4.1E-09									
			4.43E-05								1.82E-04								1.40E-04									

4.43E-05

1.82E-04

1.40E-04

COLLECTOR'S Number	S27		2005 WHO TEF		TCDD / HxCDD Mix mg/kg	RSLs Res US EPA May 2010	COPC under Residential Scenario	RSLs Inds US EPA May 2010	COPC under Industrial Scenario	S29		2005 WHO TEF		TCDD / HxCDD Mix mg/kg	RSLs Res US EPA May 2010	COPC under Residential Scenario	RSLs Inds US EPA May 2010	COPC under Industrial Scenario	BG1		2005 WHO TEF		TCDD / HxCDD Mix mg/kg	RSLs Res US EPA May 2010	COPC under Residential Scenario	RSLs Inds US EPA May 2010	COPC under Industrial Scenario
	UNITS	pg/g (dry wt)	result in mg/kg	mg/kg						mg/kg	pg/g (dry wt)	result in mg/kg	mg/kg						pg/g (dry wt)	result in mg/kg	mg/kg	mg/kg					
1,2,3,7,8-Cl4DD	4.6	5E-06	4.6E-06	4.60E-06	4.50E-06	Yes	1.80E-05	No	101	1E-04	0.000101	1.01E-04	4.50E-06	Yes	1.80E-05	Yes	0.082	8E-08	8.2E-08	8.20E-08	4.50E-06	No	1.80E-05	No			
1,2,3,7,8-Cl5DD	34	3E-05	3.4E-05						906	9E-04	0.000906						0.235	2E-07	2.4E-07								
1,2,3,4,7,8-Cl6DD	16	2E-05	1.6E-06						504	5E-04	5.04E-05						0.393	4E-07	3.9E-08								
1,2,3,6,7,8-Cl6DD	41.9	4E-05	4.2E-06	9.23E-06	9.40E-05	No	3.90E-04	No	2230	0.002	2.23E-04	4.72E-04	9.40E-05	Yes	3.90E-04	Yes	0.361	4E-07	3.6E-08	5.24E-07	9.40E-05	No	3.90E-04	No			
1,2,3,7,8,9-Cl6DD	34.4	3E-05	3.4E-06						1990	0.002	1.99E-04						4.49	4E-06	4.5E-07								
1,2,3,4,6,7,8-Cl7DD	207	2E-04	2.1E-06						17900	0.018	0.000179						10.6	1E-05	1.1E-07								
1,2,3,4,6,7,8,9-Cl8DD	243	2E-04	7.3E-08						57500	0.058	1.73E-05						27.8	3E-05	8.3E-09								
2,3,7,8-Cl4DF	34.8	3E-05	3.5E-06						962	1E-03	9.62E-05						0.828	8E-07	8.3E-08								
1,2,3,7,8-Cl5DF	25	3E-05	7.5E-07						1700	0.002	0.000051						1.6	2E-06	4.8E-08								
2,3,4,7,8-Cl5DF	42.8	4E-05	1.3E-05						2140	0.002	0.000642						1.66	2E-06	5E-07								
1,2,3,4,7,8-Cl6DF	40.1	4E-05	4E-06						5120	0.005	0.000512						2.83	3E-06	2.8E-07								
1,2,3,6,7,8-Cl6DF	34	3E-05	3.4E-06						4010	0.004	0.000401						2.42	2E-06	2.4E-07								
1,2,3,7,8,9-Cl6DF	14.5	1E-05	1.5E-06						2560	0.003	0.000256						4.19	4E-06	4.2E-07								
2,3,4,6,7,8-Cl6DF	59.1	6E-05	5.9E-06						5790	0.006	0.000579						6.72	7E-06	6.7E-07								
1,2,3,4,6,7,8-Cl7DF	155	2E-04	1.6E-06						32500	0.033	0.000325						13	1E-05	1.3E-07								
1,2,3,4,7,8,9-Cl7DF	12	1E-05	1.2E-07						4330	0.004	4.33E-05						4.14	4E-06	4.1E-08								
1,2,3,4,6,7,8,9-Cl8DF	79.8	8E-05	2.4E-08						51000	0.051	1.53E-05						21.5	2E-05	6.5E-09								
PCB-77	0	0	0						0	0	0						0	0	0								
PCB-81	0	0	0						0	0	0						0	0	0								
PCB-126	0	0	0						0	0	0						0	0	0								
PCB-169	0	0	0						0	0	0						0	0	0								
Cl4DD	72.8	7E-05	2.2E-09						67.2	7E-05	2.02E-09						76.5	8E-05	2.3E-09								
Cl5DD	71.7	7E-05	2.2E-09						64.1	6E-05	1.92E-09						74.8	7E-05	2.2E-09								
Cl6DD	227	2E-04	6.8E-09						194	2E-04	5.82E-09						228	2E-04	6.8E-09								
Cl7DD	79.3	8E-05	2.4E-09						56.7	6E-05	1.7E-09						82.3	8E-05	2.5E-09								
Cl4DF	87.1	9E-05	2.6E-09						79.8	8E-05	2.39E-09						92.3	9E-05	2.8E-09								
Cl5DF	154	2E-04	4.6E-09						143	1E-04	4.29E-09						159	2E-04	4.8E-09								
Cl6DF	272	3E-04	8.2E-09						227	2E-04	6.81E-09						291	3E-04	8.7E-09								
Cl7DF	131	1E-04	3.9E-09						96.9	1E-04	2.91E-09						141	1E-04	4.2E-09								
			8.35E-05								4.60E-03								3.41E-06								

8.35E-05

4.60E-03

3.41E-06

Análisis de concentraciones de Plomo

(Valores no detectados son substituidos con .5 del nivel de detección)

Lotes B y C combinados

General Statistics

Number of Valid Observations	33	Number of Distinct Observations	26
Raw Statistics		Log-transformed Statistics	
Minimum	5.7	Minimum of Log Data	1.74
Maximum	4000	Maximum of Log Data	8.294
Mean	233	Mean of log Data	4.157
Median	68.3	SD of log Data	1.305
SD	707.8		
Coefficient of Variation	3.038		
Skewness	5.059		
Relevant UCL Statistics		Lognormal Distribution Test	
Normal Distribution Test		Shapiro Wilk Test Statistic	0.899
Shapiro Wilk Test Statistic	0.322	Shapiro Wilk Critical Value	0.931
Shapiro Wilk Critical Value	0.931	Data not Lognormal at 5% Significance Level	
Data not Normal at 5% Significance Level			
Assuming Normal Distribution		Assuming Lognormal Distribution	
95% Student's-t UCL	441.7	95% H-UCL	287.8
95% UCLs (Adjusted for Skewness)		95% Chebyshev (MVUE) UCL	317.5
95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995)	551.6	97.5% Chebyshev (MVUE) UCL	393
95% Modified-t UCL (Johnson-1978)	459.8	99% Chebyshev (MVUE) UCL	541.2
Gamma Distribution Test		Data Distribution	
k star (bias corrected)	0.468	Data do not follow a Discernable Distribution (0.05)	
Theta Star	498.4		
MLE of Mean	233		
MLE of Standard Deviation	340.8		
nu star	30.86		
Approximate Chi Square Value (.05)	19.17	Nonparametric Statistics	
Adjusted Level of Significance	0.0419	95% CLT UCL	435.7
Adjusted Chi Square Value	18.69	95% Jackknife UCL	441.7
		95% Standard Bootstrap UCL	429.5
		95% Bootstrap-t UCL	1065
Anderson-Darling Test Statistic	4.016	95% Hall's Bootstrap UCL	1085
Anderson-Darling 5% Critical Value	0.813	95% Percentile Bootstrap UCL	473.9
Kolmogorov-Smirnov Test Statistic	0.301	95% BCA Bootstrap UCL	616.2
Kolmogorov-Smirnov 5% Critical Value	0.162	95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	770.1
Data not Gamma Distributed at 5% Significance Level		97.5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	1003
		99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	1459
Assuming Gamma Distribution			
95% Approximate Gamma UCL	375.1		
95% Adjusted Gamma UCL	384.7		
Potential UCL to Use		Use 95% Chebyshev (Mean, Sd) UCL	770.1

Análisis de concentraciones de Plomo

(Valores no detectados son substituidos con 0)

Lotes B y C combinados

General Statistics

Number of Valid Observations	33	Number of Distinct Observations	23
------------------------------	----	---------------------------------	----

Raw Statistics

Minimum	0	Log-transformed Statistics	0 Log Statistics Not Available
Maximum	4000		
Mean	225.2		
Median	68.3		
SD	710.3		
Coefficient of Variation	3.154		
Skewness	5.038		

Relevant UCL Statistics

Normal Distribution Test	0.331	Lognormal Distribution Test	Not Available
Shapiro Wilk Test Statistic	0.931		
Shapiro Wilk Critical Value			
Data not Normal at 5% Significance Level			

Assuming Normal Distribution

95% Student's-t UCL	434.6	Assuming Lognormal Distribution	
		95% H-UCL	N/A
Assuming Normal Distribution		95% UCLs (Adjusted for Skewness)	
95% Student's-t UCL	434.6	95% Adjusted-CLT UCL (Chen 1995)	544.4
		95% Modified-t UCL (Johnson-1978)	452.7

Gamma Distribution Test

Gamma Statistics Not Available	Data Distribution
	Data do not follow a Discernable Distribution (0.05)

Potential UCL to Use

Use 95% Chebyshev (Mean, Sd) UCL	764.2	95% CLT UCL	428.6
		95% Jackknife UCL	434.6
		95% Standard Bootstrap UCL	427.5
		95% Bootstrap-t UCL	1076
		95% Hall's Bootstrap UCL	1052
		95% Percentile Bootstrap UCL	460.9
		95% BCA Bootstrap UCL	580.7
		95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	764.2
		97.5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	997.4
		99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	1455

ANEXO G

Parámetros de Toxicidad y Factores de Exposición

Exposure Parameters	Symbol	Units	Receptor			
			child [0-6 yrs]	adult [> 6 yrs]	worker [> 6yrs]	Source
Concentration in soils	(C _s)	mg/kg	--	--	--	--
Soil Ingestion Rate	(IR _s)	mg/day	200	100	100	USEPA 1991; SEMARNAT 2006
Skin Surface Area	(SA)	cm ² /day	2,800	5,700	5,700	USEPA 2004b; SEMARNAT 2006
Skin Absorption Factor	(ABS)	Unitless	chem-specific	chem-specific	chem-specific	USEPA 2004b; SEMARNAT 2006
Adherence Factor	(AF)	mg/cm ²	0.2	0.07	0.2	USEPA 2004b; SEMARNAT 2006
Fraction of soil exposed	(FE)	unitless	1	1	1	Cal-EPA 1999; SEMARNAT 2006
Inhalation rate of air	(IR _a)	m ³ /day	10	20	20	USEPA 1989; SEMARNAT 2006
Exposure Frequency	EF	days/year	350	350	250	USEPA 1991; SEMARNAT 2006
Exposure Time	ET	fraction of day	1	1	0.33	USEPA 1991
Exposure Duration	ED	years	6	24	25	USEPA 1991; SEMARNAT 2006
Conversion Factor	CF	kg/mg	1.00E-06	1.00E-06	1.00E-06	--
Body Weight	BW	kg	15	70	70	USEPA 1991; Cal-EPA 1999; SEMARNAT 2006
Averaging Time for non-carcinogens	AT	days	2,190	2190 (use child)	9,125	USEPA 1989; SEMARNAT 2006
Averaging Time for carcinogens	AT _c	days	25,550	25,550	25,550	USEPA 1989; SEMARNAT 2006

References:

Cal-EPA 1999. Preliminary Endangerment Assessment Guidance Manual. January.
 USEPA 1989. Risk Assessment Guidance for Superfund (RAGS). Vol I: Human Health Evaluation Manual, Part A. EPA/540/1-89/002
 USEPA 1991. RAGS. Vol I: HHEM - Supplemental Guidance, Std Default Exposure Factors. OSWER 9285.6-03.
 USEPA 2004b. RAGS. Vol I: Human Health Evaluation Manual - Part E, Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment
 SEMARNAT 2006. Guía Evaluación de Riesgos Ambientales

Resident Params	child [0-6 yrs]	adult [> 6 yrs]
Concentration in soils	--	--
Soil Ingestion Rate	200	100
Skin Surface Area	2,800	5,700
Skin Absorption Factor	chem-specific	chem-specific
Adherence Factor	0.2	0.07
Fraction of soil exposed	1	1
Inhalation rate of air	10	20
Exposure Frequency	350	350
Exposure Time	1	1
Exposure Duration	6	24
Conversion Factor	1.00E-06	1.00E-06
Body Weight	15	70
Averaging Time for non-carcinogens	2,190	2190 (use child)
Averaging Time for carcinogens	25,550	25,550

Worker Params	worker [> 6yrs]
Concentration in soils	--
Soil Ingestion Rate	100
Skin Surface Area	5,700
Skin Absorption Factor	chem-specific
Adherence Factor	0.2
Fraction of soil exposed	1
Inhalation rate of air	20
Exposure Frequency	250
Exposure Time	0.33
Exposure Duration	25
Conversion Factor	1.00E-06
Body Weight	70
Averaging Time for non-carcinogens	9,125
Averaging Time for carcinogens	25,550

Toxicity Factors											
Contaminantes Criticos (CC)	CARCINOGEN							HAZARD			
	ABS (3)	source	oral cancer slope factor (mg/kg -dia) ¹	fuelle	inhalation cancer slope factor (mg/kg -dia) ¹	fuelle		oral Reference Dose mg/kg -dia	fuelle	inhalacion Reference Dose mg/kg -dia	fuelle
Metales											
Antimonio	0.01							4.00E-04	2		
Arsenico	0.03	1	9.50E+00	1	1.20E+01	1		3.00E-04	2	8.60E-06	1
Bario	0.01							2.00E-01	2	1.40E-04	3
Berilio	0.01				8.40E+00	1		2.00E-03	2	2.00E-06	1
Cadmio	0.001				1.50E+01	1		1.00E-03	2	5.70E-06	1
Cromo								1.50E+00	2		
Cobalto	0.01							2.00E-02	4		
Crobre	0.01							4.00E-02	3		
Molibdeno	0.01							5.00E-03	2		
Niquel	0.01				9.10E-01	1		2.00E-02	2		
Selenio	0.01							5.00E-03	2	5.70E-03	1
Talio	0.01							6.50E-05	3		
Vanadio	0.01							5.00E-03	3		
zinc	0.01							3.00E-01	2		
Manganeso								2.40E-02	4	1.40E-05	4
SVOCs											
Aniline	0.1	4	5.70E-03	1	5.70E-03	1		7.0E-03	4	2.9E-04	4
Bis(2-ethylhexyl)phthalate	0.1	1	3.00E-03	1	8.40E-03	1		2.06E-02	2	2.06E-02	
Di-n-butylphthalate	0.1	1						1.00E-01	2		
Di-n-octylphthalate	0.1	4						4.00E-02	4	4.00E-02	4
Diethylphthalate	0.1							8.00E-01	4	8.00E-01	4
Dimethylphthalate	0.1	4						1.00E+01	4	1.00E+01	4
Phenol	0.1	4						3.00E-01	2	5.70E-02	1
PCBs											
Aroclor 1242	0.15	5	3.2E-01	4	5.8E+03	4		2.00E-05	4	2.00E-05	4
Dioxinas											
TCDD-TEQ	0.03	1	1.30E+05	1	1.30E+05	1		1.00E-09	3		

1) CalEPA Toxicity Criteria Database (2008)

2) USEPA IRIS (USEAP 2008)

3) Oak Ridge National Laboratory Screening Levels (ORNL 2008)

4) USEPA Region IX Regional Screening Levels (2010)

5) Pea guidance (Wester et. al. 1993)

ANEXO H

Calculaciones de Riesgo y Peligro

Industrial Scenario - Soil Pathways to worker receptor

Via de Exposicion	COC	ABS	EPC	Dosis de Referencia oral* (RfD _{oral}) mg/kg -dia	HI	Factor de pendiente oral* (CSF _{oral}) (mg/kg -dia) ⁻¹	Risk
ORAL Y DERMAL	Antimonio	0.01	53	4.00E-04	1.62E-02		0.00E+00
	Arsenico	0.03	6.2	3.00E-04	2.85E-03	9.50E+00	8.12E-06
	Bario	0.01	859	2.00E-01	5.27E-04		0.00E+00
	Berilio	0.01	0.58	2.00E-03	3.56E-05		0.00E+00
	Cadmio	0.001	9.2	1.00E-03	1.07E-03		0.00E+00
	Cromo	0	80.7	1.50E+00	6.19E-06		0.00E+00
	Cobalto	0.01	17	2.00E-02	1.04E-04		0.00E+00
	Cobre	0.01	17400	4.00E-02	5.33E-02		0.00E+00
	Molibdeno	0.01	19	5.00E-03	4.66E-04		0.00E+00
	Niquel	0.01	437	2.00E-02	2.68E-03		0.00E+00
	Selenio	0.01	2.6	5.00E-03	6.38E-05		0.00E+00
	Talio	0.01	0.29	6.50E-05	5.47E-04		0.00E+00
	Vanadio	0.01	27	5.00E-03	6.62E-04		0.00E+00
	Zinc	0.01	17300	3.00E-01	7.07E-03		0.00E+00
	Manganeso	0.01	570	2.40E-02	2.91E-03		0.00E+00
	Aniline	0.1	0.46	7.0E-03	1.26E-05	5.70E-03	5.01E-10
	Bis(2-ethylhexyl)phthalate	0.1	10	2.06E-02	9.28E-05	3.00E-03	5.73E-09
	Di-n-butylphthalate	0.1	1.2	1.00E-01	2.29E-06		0.00E+00
	Di-n-octylphthalate	0.1	0.46	4.00E-02	2.20E-06		0.00E+00
	Diethylphthalate	0.1	0.82	8.00E-01	1.96E-07		0.00E+00
	Dimethylphthalate	0.1	1.2	1.00E+01	2.29E-08		0.00E+00
	Phenol	0.1	0.72	3.00E-01	4.59E-07		0.00E+00
	Aroclor 1242	0.15	0.015	2.00E-05	1.72E-04	3.2E-01	1.10E-09
TCDD-TEQ	0.03	1.04E-03	1.00E-09	1.43E-01	1.30E+05	1.86E-05	
					0.23		2.68E-05

Industrial Scenario - Air Pathway to worker

Via de Exposicion	coc	Max soil conc. (mg/kg)	PEF (mg/m ³)	EPC in Air (mg/m ³)	Dosis de Referencia inhalacion (RfD _{inh}) mg/kg -dia	HI	Factor de pendiente inhalacion (CSF _{inh}) (mg/kg -dia) ⁻¹	Risk
INHALACION	Antimonio	53	5.00E-08	0.00000265		#DIV/0!		0.00E+00
	Arsenico	6.2	5.00E-08	0.00000031	8.60E-06	8.31E-04	1.20E+01	8.58E-08
	Bario	859	5.00E-08	0.00004295	1.40E-04	7.07E-03		0.00E+00
	Berilio	0.58	5.00E-08	0.000000029	2.00E-06	3.34E-04	8.40E+00	5.62E-09
	Cadmio	9.2	5.00E-08	0.00000046	5.70E-06	1.86E-03	1.50E+01	1.59E-07
	Cromo	80.7	5.00E-08	0.000004035		#DIV/0!		0.00E+00
	Cobalto	17	5.00E-08	0.00000085	5.70E-06	3.44E-03		0.00E+00
	Cobre	17400	5.00E-08	0.00087		#DIV/0!		0.00E+00
	Molibdeno	19	5.00E-08	0.00000095		#DIV/0!		0.00E+00
	Niquel	437	5.00E-08	0.00002185		#DIV/0!	9.10E-01	4.59E-07
	Selenio	2.6	5.00E-08	0.00000013	5.70E-03	5.26E-07		0.00E+00
	Talio	0.29	5.00E-08	1.45E-08		#DIV/0!		0.00E+00
	Vanadio	27	5.00E-08	0.00000135		#DIV/0!		0.00E+00
	zinc	17300	5.00E-08	0.000865		#DIV/0!		0.00E+00
	Manganeso	570	5.00E-08	0.0000285		#DIV/0!		0.00E+00
	Aniline	0.46	5.00E-08	0.000000023	2.9E-04	1.83E-06		0.00E+00
	Bis(2-ethylhexyl)phthalate	10	5.00E-08	0.00000005	2.06E-02	5.60E-07	8.40E-03	9.69E-11
	Di-n-butylphthalate	1.2	5.00E-08	0.00000006		#DIV/0!		0.00E+00
	Di-n-octylphthalate	0.46	5.00E-08	0.000000023	4.00E-02	1.33E-08		0.00E+00
	Diethylphthalate	0.82	5.00E-08	0.000000041	8.00E-01	1.18E-09		0.00E+00
	Dimethylphthalate	1.2	5.00E-08	0.00000006	1.00E+01	1.38E-10		0.00E+00
	Phenol	0.72	5.00E-08	0.000000036	5.70E-02	1.46E-08		0.00E+00
	Aroclor 1242	0.015	5.00E-08	7.5E-10	2.00E-05	8.65E-07		0.00E+00
TCDD-TEQ	1.04E-03	5.00E-08	5.2E-11		#DIV/0!	1.30E+05	1.56E-07	

0.01

8.65E-07

**Adult and Child (Escenario Residencial): Risk and HI Calcs
Pathway - air**

Via de Exposición	Contaminante Critico	Max Conc. in soils (mg/kg)	PEF (kg/m ³)	EPC (mg/m ³)	Dosis de Referencia inhalacion (RfD _{inh}) mg/kg -dia	HI	Factor de pendiente inhalacion (CSF _{inh}) (mg/kg - dia) ⁻¹	Risk
INHALACION	Antimonio	53	5.00E-08	2.65E-06				0.00E+00
	Arsenico	6.2	5.00E-08	3.10E-07	8.60E-06	2.30E-02	1.20E+01	5.54E-07
	Bario	859	5.00E-08	4.30E-05	1.40E-04	1.96E-01		0.00E+00
	Berilio	0.58	5.00E-08	2.90E-08	2.00E-06	9.27E-03	8.40E+00	3.63E-08
	Cadmio	9.2	5.00E-08	4.60E-07	5.70E-06	5.16E-02	1.50E+01	1.03E-06
	Cromo	80.7	5.00E-08	4.04E-06				0.00E+00
	Cobalto	17	5.00E-08	8.50E-07	5.70E-06	9.53E-02		0.00E+00
	Cobre	17400	5.00E-08	8.70E-04				0.00E+00
	Molibdeno	19	5.00E-08	9.50E-07				0.00E+00
	Niquel	437	5.00E-08	2.19E-05			9.10E-01	2.96E-06
	Selenio	2.6	5.00E-08	1.30E-07	5.70E-03	1.46E-05		0.00E+00
	Talio	0.29	5.00E-08	1.45E-08				0.00E+00
	Vanadio	27	5.00E-08	1.35E-06				0.00E+00
	zinc	17300	5.00E-08	8.65E-04				0.00E+00
	Manganeso	570	5.00E-08	2.85E-05				0.00E+00
	Aniline	0.46	5.00E-08	2.30E-08	2.9E-04	5.07E-05	5.70E-03	1.95E-11
	Bis(2-ethylhexyl)phthalate	10	5.00E-08	5.00E-07	2.06E-02	1.55E-05	8.40E-03	6.26E-10
	Di-n-butylphthalate	1.2	5.00E-08	6.00E-08				0.00E+00
	Di-n-octylphthalate	0.46	5.00E-08	2.30E-08	4.00E-02	3.67E-07		0.00E+00
	Diethylphthalate	0.82	5.00E-08	4.10E-08	8.00E-01	3.27E-08		0.00E+00
	Dimethylphthalate	1.2	5.00E-08	6.00E-08	1.00E+01	3.83E-09		0.00E+00
	Phenol	0.72	5.00E-08	3.60E-08	5.70E-02	4.04E-07		0.00E+00
	Aroclor 1242	0.015	5.00E-08	7.50E-10	2.00E-05	2.40E-05	5.8E+03	6.48E-07
	TCDD-TEQ	1.04E-03	5.00E-08	5.20E-11			1.30E+05	1.01E-06
HI <i>aire</i>						0.38	RISK <i>aire</i>	6.24E-06

**Adult and Child (Escenario Residencial): Risk and HI Calcs
Pathway – Soils**

Route	COC	ABS	EPC (mg/kg)	Dosis de Referencia oral (RfD _{oral}) mg/kg -dia	HI		Factor de pendiente oral (CSF _{oral}) (mg/kg -dia) ⁻¹	Risk	
ORAL y DERMAL	Antimonio	0.01	53	4.00E-04	1.87E+00			0.00E+00	
	Arsenico	0.03	6.2	3.00E-04	3.44E-01		9.50E+00	1.26E-04	
	Bario	0.01	859	2.00E-01	6.05E-02			0.00E+00	
	Berilio	0.01	0.58	2.00E-03	4.08E-03			0.00E+00	
	Cadmio	0.001	9.2	1.00E-03	1.19E-01			0.00E+00	
	Cromo	0	80.7	1.50E+00	6.89E-04			0.00E+00	
	Cobalto	0.01	17	2.00E-02	1.20E-02			0.00E+00	
	Cobre	0.01	17400	4.00E-02	6.12E+00			0.00E+00	
	Molibdeno	0.01	19	5.00E-03	5.35E-02			0.00E+00	
	Niquel	0.01	437	2.00E-02	3.08E-01			0.00E+00	
	Selenio	0.01	2.6	5.00E-03	7.32E-03			0.00E+00	
	Talio	0.01	0.29	6.50E-05	6.28E-02			0.00E+00	
	Vanadio	0.01	27	5.00E-03	7.60E-02			0.00E+00	
	Zinc	0.01	17300	3.00E-01	8.12E-01			0.00E+00	
	Manganeso	0.01	570	2.40E-02	3.34E-01			0.00E+00	
	Aniline	0.1	0.46	7.0E-03	1.68E-03		5.70E-03	9.02E-09	
	Bis(2-ethylhexyl)phthalate	0.1	10	2.06E-02	1.24E-02		3.00E-03	1.03E-07	
	Di-n-butylphthalate	0.1	1.2	1.00E-01	3.07E-04			0.00E+00	
	Di-n-octylphthalate	0.1	0.46	4.00E-02	2.94E-04			0.00E+00	
	Diethylphthalate	0.1	0.82	8.00E-01	2.62E-05			0.00E+00	
	Dimethylphthalate	0.1	1.2	1.00E+01	3.07E-06			0.00E+00	
	Phenol	0.1	0.72	3.00E-01	6.14E-05			0.00E+00	
	Aroclor 1242	0.15	0.015	2.00E-05	2.40E-02		3.2E-01	2.10E-08	
	TCDD-TEQ	0.03	1.04E-03	1.00E-09	1.73E+01		1.30E+05	2.88E-04	
	Hazard Index <i>suelos</i>					27.5		Risk <i>suelos</i>	4.14E-04

Toxicity Factors											
Contaminantes Criticos (CC)	CARCINOGEN							HAZARD			
	ABS (3)	source	oral cancer slope factor (mg/kg -dia) ¹	fuelle	inhalation cancer slope factor (mg/kg -dia) ¹	fuelle		oral Reference Dose mg/kg -dia	fuelle	inhalacion Reference Dose mg/kg -dia	fuelle
Metales											
Antimonio	0.01							4.00E-04	2		
Arsenico	0.03	1	9.50E+00	1	1.20E+01	1		3.00E-04	2	8.60E-06	1
Bario	0.01							2.00E-01	2	1.40E-04	3
Berilio	0.01				8.40E+00	1		2.00E-03	2	2.00E-06	1
Cadmio	0.001				1.50E+01	1		1.00E-03	2	5.70E-06	1
Cromo								1.50E+00	2		
Cobalto	0.01							2.00E-02	4		
Crobre	0.01							4.00E-02	3		
Molibdeno	0.01							5.00E-03	2		
Niquel	0.01				9.10E-01	1		2.00E-02	2		
Selenio	0.01							5.00E-03	2	5.70E-03	1
Talio	0.01							6.50E-05	3		
Vanadio	0.01							5.00E-03	3		
zinc	0.01							3.00E-01	2		
Manganeso								2.40E-02	4	1.40E-05	4
SVOCs											
Aniline	0.1	4	5.70E-03	1	5.70E-03	1		7.0E-03	4	2.9E-04	4
Bis(2-ethylhexyl)phthalate	0.1	1	3.00E-03	1	8.40E-03	1		2.06E-02	2	2.06E-02	
Di-n-butylphthalate	0.1	1						1.00E-01	2		
Di-n-octylphthalate	0.1	4						4.00E-02	4	4.00E-02	4
Diethylphthalate	0.1							8.00E-01	4	8.00E-01	4
Dimethylphthalate	0.1	4						1.00E+01	4	1.00E+01	4
Phenol	0.1	4						3.00E-01	2	5.70E-02	1
PCBs											
Aroclor 1242	0.15	5	3.2E-01	4	5.8E+03	4		2.00E-05	4	2.00E-05	4
Dioxinas											
TCDD-TEQ	0.03	1	1.30E+05	1	1.30E+05	1		1.00E-09	3		

1) CalEPA Toxicity Criteria Database (2008)

2) USEPA IRIS (USEAP 2008)

3) Oak Ridge National Laboratory Screening Levels (ORNL 2008)

4) USEPA Region IX Regional Screening Levels (2010)

5) Pea guidance (Wester et. al. 1993)

ANEXO I

Tabla de Limites de Detección (DL)

Tabla XX
Niveles de Detección (DL) por Método Analítico *

Compuestos orgánicos semi-volátiles (SVOCs) USEPA 8270	DL (ug/kg)	Metales USEPA 6200 XRF (Lote A)	DL (ppm)	Dioxinas/Furanos (TCDD/F) USEPA 1613	DL (pg/g)	
1,2,4-Trichlorobenzene	82	Sb	30	2,3,7,8-Cl4DD	1	
1,2-Dichlorobenzene	85	As	11	1,2,3,7,8-Cl5DD	1	
1,3-Dichlorobenzene	74	Ba	100	1,2,3,4,7,8-Cl6DD	1	
1,4-Dichlorobenzene	78	Be		1,2,3,6,7,8-Cl6DD	1	
2,4,5-Trichlorophenol	56	Cd	12	1,2,3,7,8,9-Cl6DD	1	
2,4,6-Trichlorophenol	78	Ca	500	1,2,3,4,6,7,8-Cl7DD	1	
2,4-Dichlorophenol	87	Cr	85	1,2,3,4,6,7,8,9-Cl8DD	1	
2,4-Dimethylphenol	88	Co	260	2,3,7,8-Cl4DF	1	
2,4-Dinitrophenol	45	Cu	35	1,2,3,7,8-Cl5DF	1	
2,4-Dinitrotoluene	67	Fe	100	2,3,4,7,8-Cl5DF	1	
2,6-Dinitrotoluene	67	Pb	13	1,2,3,4,7,8-Cl6DF	1	
2-Chloronaphthalene	70	Mn	85	1,2,3,6,7,8-Cl6DF	1	
2-Chlorophenol	89	Mo	15	1,2,3,7,8,9-Cl6DF	1	
2-Methylnaphthalene	78	Ni	65	2,3,4,6,7,8-Cl6DF	1	
2-Methylphenol	96	Se	20	1,2,3,4,6,7,8-Cl7DF	1	
2-Nitroaniline	79	Ag	10	1,2,3,4,7,8,9-Cl7DF	1	
2-Nitrophenol	70	Tl		1,2,3,4,6,7,8,9-Cl8DF	1	
3,3'-Dichlorobenzidine	78	V	70	PCB-77	1	
3-Nitroaniline	60	Zn	25	PCB-81	1	
4,6-Dinitro-2-methylphenol	63	Metales USEPA 6010 (Lote B)	DL (mg/kg)	PCB-126	1	
4-Bromophenyl-phenylether	73			PCB-169	1	
4-Chloro-3-methylphenol	75			Cl4DD	1	
4-Chloroaniline	73			Cl5DD	1	
4-Chlorophenyl-phenylether	70	Sb	0.28	Cl6DD	1	
3/4-Methylphenol	79	As	0.27	Cl7DD	1	
4-Nitroaniline	60	Ba	0.13	Cl4DF	1	
4-Nitrophenol	71	Be	0.055	Cl5DF	1	
Acenaphthene	70	Cd	0.0064	Cl6DF	1	
Acenaphthylene	69	Ca	88	Cl7DF	1	
Aniline	76	Cr	0.088	Bifenilos policlorados (PCBs) USEPA 8082	DL (ug/kg)	
Anthracene	76	Co	0.014			
Benzo(a)anthracene	69	Cu	0.26			
Benzo(a)pyrene	82	Fe	2.8			
Benzo(b)fluoranthene	70	Pb	0.11			
Benzo(g,h,i)perylene	71	Mn	0.66	Aroclor 1016	5	
Benzo(k)fluoranthene	98	Mo	0.043	Aroclor 1221	5	
Benzyl alcohol	86	Ni	0.032	Aroclor 1232	5	
Bis(2-chloroethoxy)methane	79	Se	0.43	Aroclor 1242	5	
Bis(2-chloroethyl)ether	81	Ag	0.017	Aroclor 1248	5	
Bis(2-chloroisopropyl)ether	91	Tl	0.23	Aroclor 1254	5	
Bis(2-ethylhexyl)phthalate	72	V	0.019	Aroclor 1260	5	
Butylbenzylphthalate	72	Zn	0.19	Aroclor 1262	5	
Carbazole	69	Metales USEPA 6010 (Lote C)	DL (mg/kg)	Aroclor 1268	5	
Chrysene	79					
Di-n-butylphthalate	78					
Di-n-octylphthalate	71					
Dibenz(a,h)anthracene	83			Sb		
Dibenzofuran	68	As	51			
Diethylphthalate	74	Ba	51			
Dimethylphthalate	69	Be	51			
Fluoranthene	73	Cd	51			
Fluorene	69	Ca				
Hexachlorobenzene	76	Cr	51			
Hexachlorobutadiene	77	Co	51			
Hexachlorocyclopentadiene	80	Cu	51			
Hexachloroethane	81	Fe				
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	69	Pb	51			
Isophorone	85	Mn				
N-Nitrosodi-n-propylamine	82	Mo	51			
N-Nitrosodimethylamine	83	Ni	51			
N-Nitrosodiphenylamine	79	Se	51			
Naphthalene	86	Ag				
Nitrobenzene	82	Tl	51			
Pentachlorophenol	55	V	51			
Phenanthrene	76	Zn	51			
Phenol	95					
Pyrene	77					
Pyridine	74					

*Algunas de los niveles se incrementaron debido a la dilución de la muestra. Véanse los informes de laboratorio para los niveles específicos y límites de cuantificación.

ANEXO J

Análisis de Plomo

Lead Exposure Evaluation: Maximum Pb Conc. VADO CARANZA

INPUT	
MEDIUM	LEVEL
Lead in Air (ug/m ³)	0.0148
Lead in Soil/Dust (ug/g)	4000.0
Lead in Water (ug/l)	15
% Home-grown Produce	0%
Respirable Dust (ug/m ³)	1.5

OUTPUT							
	Percentile Estimate of Blood Pb (ug/dl)					PRG-99	PRG-95
	50th	90th	95th	98th	99th	(ug/g)	(ug/g)
BLOOD Pb, ADULT	4.8	8.7	10.3	12.6	14.3	2441	3832
BLOOD Pb, CHILD	29.9	54.6	64.6	78.6	89.4	257	438
BLOOD Pb, PICA CHILD	58.1	106.1	125.5	152.5	173.6	129	220
BLOOD Pb, OCCUPATIONAL	3.7	6.8	8.0	9.8	11.1	3428	5376

EXPOSURE PARAMETERS			
	units	adults	children
Days per week	days/wk	7	
Days per week, occupational		5	
Geometric Standard Deviation		1.6	
Blood lead level of concern (ug/dl)		10	
Skin area, residential	cm ²	5700	2800
Skin area occupational	cm ²	5700	
Soil adherence	ug/cm ²	70	200
Dermal uptake constant	(ug/dl)/(ug/cm ²)	0.0001	
Soil ingestion	mg/day	50	100
Soil ingestion, pica	mg/day		200
Ingestion constant	(ug/dl)/(ug/cm ²)	0.04	0.16
Bioavailability	unitless	0.44	
Breathing rate	m ³ /day	20	6.8
Inhalation constant	(ug/dl)/(ug/cm ³)	0.08	0.192
Water ingestion	l/day	1.4	0.4
Food ingestion	kg/day	1.9	1.1
Lead in market basket	ug/kg	3.1	
Lead in home-grown produce	ug/kg	0.0	

PATHWAYS						
ADULTS	Residential			Occupational		
	Pathway contribution			Pathway contribution		
	Pathway	PEF	ug/dl	percent	PEF	ug/dl
Soil Contact	3.8E-5	0.15	3%	2.7E-5	0.11	3%
Soil Ingestion	8.8E-4	3.52	74%	6.3E-4	2.51	68%
Inhalation, bkgrnd		0.02	1%		0.02	0%
Inhalation	2.5E-6	0.01	0%	1.8E-6	0.01	0%
Water Ingestion		0.84	18%		0.84	23%
Food Ingestion, bkgrnd		0.23	5%		0.23	6%
Food Ingestion	0.0E+0	0.00	0%			0%

CHILDREN	typical			with pica		
	Pathway contribution			Pathway contribution		
	Pathway	PEF	ug/dl	percent	PEF	ug/dl
Soil Contact	5.4E-5	0.22	1%		0.22	0%
Soil Ingestion	7.0E-3	28.16	94%	1.4E-2	56.32	97%
Inhalation	2.0E-6	0.01	0%		0.01	0%
Inhalation, bkgrnd		0.02	0%		0.02	0%
Water Ingestion		0.96	3%		0.96	2%
Food Ingestion, bkgrnd		0.54	2%		0.54	1%
Food Ingestion	0.0E+0	0.00	0%		0.00	0%

Lead Exposure Evaluation: Mean Pb Conc. VADO CARANZA

INPUT	
MEDIUM	LEVEL
Lead in Air (ug/m ³)	0.0148
Lead in Soil/Dust (ug/g)	233.0
Lead in Water (ug/l)	15
% Home-grown Produce	0%
Respirable Dust (ug/m ³)	1.5

OUTPUT							
	Percentile Estimate of Blood Pb (ug/dl)					PRG-99	PRG-95
	50th	90th	95th	98th	99th	(ug/g)	(ug/g)
BLOOD Pb, ADULT	1.3	2.4	2.8	3.4	3.9	2441	3832
BLOOD Pb, CHILD	3.2	5.8	6.9	8.3	9.5	257	438
BLOOD Pb, PICA CHILD	4.8	8.8	10.4	12.6	14.4	129	220
BLOOD Pb, OCCUPATIONAL	1.2	2.3	2.7	3.3	3.7	3428	5376

EXPOSURE PARAMETERS			
	units	adults	children
Days per week	days/wk	7	
Days per week, occupational		5	
Geometric Standard Deviation		1.6	
Blood lead level of concern (ug/dl)		10	
Skin area, residential	cm ²	5700	2800
Skin area occupational	cm ²	5700	
Soil adherence	ug/cm ²	70	200
Dermal uptake constant	(ug/dl)/(ug/cm ² ·hr)	0.0001	
Soil ingestion	mg/day	50	100
Soil ingestion, pica	mg/day		200
Ingestion constant	(ug/dl)/(ug/cm ² ·hr)	0.04	0.16
Bioavailability	unitless	0.44	
Breathing rate	m ³ /day	20	6.8
Inhalation constant	(ug/dl)/(ug/cm ³ ·hr)	0.08	0.192
Water ingestion	l/day	1.4	0.4
Food ingestion	kg/day	1.9	1.1
Lead in market basket	ug/kg	3.1	
Lead in home-grown produce	ug/kg	0.0	

PATHWAYS						
ADULTS	Residential			Occupational		
	Pathway contribution			Pathway contribution		
	PEF	ug/dl	percent	PEF	ug/dl	percent
Soil Contact	3.8E-5	0.01	1%	2.7E-5	0.01	1%
Soil Ingestion	8.8E-4	0.21	16%	6.3E-4	0.15	12%
Inhalation, bkgnd		0.02	2%		0.02	1%
Inhalation	2.5E-6	0.00	0%	1.8E-6	0.00	0%
Water Ingestion		0.84	64%		0.84	68%
Food Ingestion, bkgnd		0.23	18%		0.23	19%
Food Ingestion	0.0E+0	0.00	0%			0%

CHILDREN	typical			with pica		
	Pathway contribution			Pathway contribution		
	PEF	ug/dl	percent	PEF	ug/dl	percent
Soil Contact	5.4E-5	0.01	0%		0.01	0%
Soil Ingestion	7.0E-3	1.64	52%	1.4E-2	3.28	68%
Inhalation	2.0E-6	0.00	0%		0.00	0%
Inhalation, bkgnd		0.02	1%		0.02	0%
Water Ingestion		0.96	30%		0.96	20%
Food Ingestion, bkgnd		0.54	17%		0.54	11%
Food Ingestion	0.0E+0	0.00	0%		0.00	0%

Lead Exposure Evaluation: 95UCL Pb Conc. VADO CARANZA

INPUT	
MEDIUM	LEVEL
Lead in Air (ug/m ³)	0.0148
Lead in Soil/Dust (ug/g)	770.1
Lead in Water (ug/l)	15
% Home-grown Produce	0%
Respirable Dust (ug/m ³)	1.5

OUTPUT							
	Percentile Estimate of Blood Pb (ug/dl)					PRG-99	PRG-95
	50th	90th	95th	98th	99th	(ug/g)	(ug/g)
BLOOD Pb, ADULT	1.8	3.3	3.9	4.7	5.4	2441	3832
BLOOD Pb, CHILD	7.0	12.8	15.1	18.3	20.9	257	438
BLOOD Pb, PICA CHILD	12.4	22.7	26.8	32.6	37.1	129	220
BLOOD Pb, OCCUPATIONAL	1.6	2.9	3.5	4.2	4.8	3428	5376

EXPOSURE PARAMETERS			
	units	adults	children
Days per week	days/wk	7	
Days per week, occupational		5	
Geometric Standard Deviation		1.6	
Blood lead level of concern (ug/dl)		10	
Skin area, residential	cm ²	5700	2800
Skin area occupational	cm ²	5700	
Soil adherence	ug/cm ²	70	200
Dermal uptake constant	(ug/dl)/(ug/cm ²)	0.0001	
Soil ingestion	mg/day	50	100
Soil ingestion, pica	mg/day		200
Ingestion constant	(ug/dl)/(ug/cm ²)	0.04	0.16
Bioavailability	unitless	0.44	
Breathing rate	m ³ /day	20	6.8
Inhalation constant	(ug/dl)/(ug/cm ³)	0.08	0.192
Water ingestion	l/day	1.4	0.4
Food ingestion	kg/day	1.9	1.1
Lead in market basket	ug/kg	3.1	
Lead in home-grown produce	ug/kg	0.0	

PATHWAYS						
ADULTS	Residential			Occupational		
	Pathway contribution			Pathway contribution		
	PEF	ug/dl	percent	PEF	ug/dl	percent
Soil Contact	3.8E-5	0.03	2%	2.7E-5	0.02	1%
Soil Ingestion	8.8E-4	0.68	38%	6.3E-4	0.48	30%
Inhalation, bkgrnd		0.02	1%		0.02	1%
Inhalation	2.5E-6	0.00	0%	1.8E-6	0.00	0%
Water Ingestion		0.84	46%		0.84	53%
Food Ingestion, bkgrnd		0.23	13%		0.23	15%
Food Ingestion	0.0E+0	0.00	0%			0%

CHILDREN	typical			with pica		
	Pathway contribution			Pathway contribution		
	PEF	ug/dl	percent	PEF	ug/dl	percent
Soil Contact	5.4E-5	0.04	1%		0.04	0%
Soil Ingestion	7.0E-3	5.42	78%	1.4E-2	10.84	87%
Inhalation	2.0E-6	0.00	0%		0.00	0%
Inhalation, bkgrnd		0.02	0%		0.02	0%
Water Ingestion		0.96	14%		0.96	8%
Food Ingestion, bkgrnd		0.54	8%		0.54	4%
Food Ingestion	0.0E+0	0.00	0%		0.00	0%

USEPA ALM_Lead Exposure Evaluation: Max Pb Conc.
VADO CARANZA

Variable	Description of Variable	Units	GSDi and PbBo from Analysis of NHANES 1999-2004	GSDi and PbBo from Analysis of NHANES III (Phases 1&2)
PbS	Soil lead concentration	ug/g or ppm	4000	4000
$R_{\text{fetal/maternal}}$	Fetal/maternal PbB ratio	--	0.9	0.9
BKSF	Biokinetic Slope Factor	ug/dL per ug/day	0.4	0.4
GSD_i	Geometric standard deviation PbB	--	1.8	2.1
PbB_0	Baseline PbB	ug/dL	1.0	1.5
IR_S	Soil ingestion rate (including soil-derived indoor dust)	g/day	0.050	0.050
IR_{S+D}	Total ingestion rate of outdoor soil and indoor dust	g/day	--	--
W_S	Weighting factor; fraction of IR_{S+D} ingested as outdoor soil	--	--	--
K_{SD}	Mass fraction of soil in dust	--	--	--
$AF_{S,D}$	Absorption fraction (same for soil and dust)	--	0.12	0.12
$EF_{S,D}$	Exposure frequency (same for soil and dust)	days/yr	365	365
$AT_{S,D}$	Averaging time (same for soil and dust)	days/yr	365	365
PbB_{adult}	PbB of adult worker, geometric mean	ug/dL	10.6	11.1
$PbB_{\text{fetal}, 0.95}$	95th percentile PbB among fetuses of adult workers	ug/dL	25.1	33.9
PbB_t	Target PbB level of concern (e.g., 10 ug/dL)	ug/dL	10.0	10.0
$P(PbB_{\text{fetal}} > PbB_t)$	Probability that fetal PbB > PbB_t, assuming lognormal distribution	%	46.8%	49.9%

USEPA ALM_Lead Exposure Evaluation: Mean Pb Conc.
VADO CARANZA

Variable	Description of Variable	Units	GSDi and PbBo from Analysis of NHANES 1999-2004	GSDi and PbBo from Analysis of NHANES III (Phases 1&2)
PbS	Soil lead concentration	ug/g or ppm	233	233
$R_{\text{fetal/maternal}}$	Fetal/maternal PbB ratio	--	0.9	0.9
BKSF	Biokinetic Slope Factor	ug/dL per ug/day	0.4	0.4
GSD_i	Geometric standard deviation PbB	--	1.8	2.1
PbB_0	Baseline PbB	ug/dL	1.0	1.5
IR_S	Soil ingestion rate (including soil-derived indoor dust)	g/day	0.050	0.050
IR_{S+D}	Total ingestion rate of outdoor soil and indoor dust	g/day	--	--
W_S	Weighting factor; fraction of IR_{S+D} ingested as outdoor soil	--	--	--
K_{SD}	Mass fraction of soil in dust	--	--	--
$AF_{S,D}$	Absorption fraction (same for soil and dust)	--	0.12	0.12
$EF_{S,D}$	Exposure frequency (same for soil and dust)	days/yr	365	365
$AT_{S,D}$	Averaging time (same for soil and dust)	days/yr	365	365
PbB_{adult}	PbB of adult worker, geometric mean	ug/dL	1.6	2.1
$PbB_{\text{fetal}, 0.95}$	95th percentile PbB among fetuses of adult workers	ug/dL	3.7	6.3
PbB_t	Target PbB level of concern (e.g., 10 ug/dL)	ug/dL	10.0	10.0
$P(PbB_{\text{fetal}} > PbB_t)$	Probability that fetal PbB > PbB_t, assuming lognormal distribution	%	0.0%	1.2%

USEPA ALM_Lead Exposure Evaluation: 95UCL Pb Conc.
VADO CARANZA

Variable	Description of Variable	Units	GSDi and PbBo from Analysis of NHANES 1999-2004	GSDi and PbBo from Analysis of NHANES III (Phases 1&2)
PbS	Soil lead concentration	ug/g or ppm	770.1	770.1
$R_{\text{fetal/maternal}}$	Fetal/maternal PbB ratio	--	0.9	0.9
BKSF	Biokinetic Slope Factor	ug/dL per ug/day	0.4	0.4
GSD_i	Geometric standard deviation PbB	--	1.8	2.1
PbB_0	Baseline PbB	ug/dL	1.0	1.5
IR_S	Soil ingestion rate (including soil-derived indoor dust)	g/day	0.050	0.050
IR_{S+D}	Total ingestion rate of outdoor soil and indoor dust	g/day	--	--
W_S	Weighting factor; fraction of IR_{S+D} ingested as outdoor soil	--	--	--
K_{SD}	Mass fraction of soil in dust	--	--	--
$AF_{S,D}$	Absorption fraction (same for soil and dust)	--	0.12	0.12
$EF_{S,D}$	Exposure frequency (same for soil and dust)	days/yr	365	365
$AT_{S,D}$	Averaging time (same for soil and dust)	days/yr	365	365
PbB_{adult}	PbB of adult worker, geometric mean	ug/dL	2.8	3.3
$PbB_{\text{fetal}, 0.95}$	95th percentile PbB among fetuses of adult workers	ug/dL	6.7	10.2
PbB_t	Target PbB level of concern (e.g., 10 ug/dL)	ug/dL	10.0	10.0
$P(PbB_{\text{fetal}} > PbB_t)$	Probability that fetal PbB > PbB_t, assuming lognormal distribution	%	1.0%	5.3%

Lead Risk Assessment for the Study Site

The US EPA's Adult Lead Model (ALM) relates soil lead concentrations to blood lead concentrations in the exposed population. This methodology uses a biokinetic slope factor to represent a simple linear relationship between blood-lead concentration and lead intake. The ALM also calculates the relationship between the soil lead concentration and the blood lead concentration in the developing fetus of adult women that have site exposures. We use the ALM here to estimate the blood lead levels in the most vulnerable of potentially exposed receptors at the study site: the fetus. To do this, the ALM assumes an adult/fetus blood-lead ratio for women of child bearing age.

The DTSC lead-spread model was used to estimate levels to other exposed receptors, namely: children, adults, and workers. While both models require many of the exposure parameters previously discussed such as ingestion rate, exposure frequency, averaging time, etc., lead-spread uses intake estimates from the ingestion of lead from dietary sources, drinking water, soil, dust ingestion, inhalation of air-borne lead, and direct dermal contact with lead in soil. The lead spread also calculates the lead blood level in the child receptor for pica behavior, or those children whose intake of soil is greater than typical child.

The site specific parameter utilized by both models is the soil concentration of lead. For the study, we decided to model three different values both residential and industrial scenarios: max lead concentration in soils and mean concentration lead in soils, and 95UCL. For the assessment we used only Batch B and C metals. Batch A metals (lead XRF results for all samples) were not used for risk assessment purposes.

- **Max concentration was 4000 mg/kg.** This was for Batch C metals data (Batch C had high DLs that were $\sim > 50$ mg/kg). Batch B max was 700 mg/kg.
- **Site wide mean of 233 mg/kg** Utilizing $\frac{1}{2}$ the DL as a value in place of NDs for Batch C, Batch B and C pb results were combined and analyzed. The mean of the data sets resulted in a site wide mean of 233 mg/kg.
- **95 UCL of 770.10 mg/kg.** Using ProUCL 4.0, Batch B and C pb results were combined analyzed. This gave pb results for every onsite sample location. However, due to Batch C high DLs, we substituted .5 of the DL for non-detects. Data did not fit normal, lognormal, or gamma distribution and was assumed to be non-parametric. Chebyshev 95UCL was calculated to 770.10 mg/kg.

Also, for the lead-spread model, we used site specific parameter of 14.8 ng/m³ of lead in air. This is from the California ARB's lead-in-air data from the nearest monitoring station to the site (Calexico, CA.).

Results

The model results from the lead in soil maximum concentration indicate that 95th percentile blood lead levels in adult, child, child pica, and fetus receptor types exceed the 10ug/dl blood lead level under a residential scenario. Worker exposures do not exceed this level. Using an EPC of 4000 mg/kg shows that a residential exposure scenario can result in adverse effects on lead blood levels.

Results from the lead in soil mean concentration indicate that the 95th percentile blood lead levels for the child-pica receptor still exceeds the target level of 10ug/dl. However, under a residential scenario, the adult, child, and fetus receptors do not exceed this level. Also, under an industrial scenario, the worker receptor does not exceed the 10ug/dl blood lead level. Using the site wide mean concentration as an EPC (233 mg/kg), shows that under both a residential and industrial exposure scenario, lead blood levels would not exceed the 10ug/dl., except for child-pica receptor.

Use of the 95UCL (770.10mg/kg) as the EPC resulted in 95th percentile blood lead levels in child and child pica receptor types that exceed the 10ug/dl blood lead level under a residential scenario. Adults and fetus receptors do not exceed this level of concern under the same scenario. Workers do not exceed the level of concern under the industrial scenario.

Residential and Industrial Scenarios using MAXIMUM Pb concentration (4000mg/kg):

Lead Spread 95th percentile blood lead levels in ug/dl:

- *Adult* 10.3
- *Child* 64.6
- *Child Pica* 125.5
- *Worker* 8.0

ALM* blood lead levels in ug/dl:

- *Adult geometric mean* 10.6
- *Fetus 95th percentile* 25.1

* NHANES 1999-2004

Residential and Industrial Scenarios using MEAN Pb concentration (233mg/kg):

Lead Spread 95th percentile blood lead levels in ug/dl:

- *Adult* 2.8
- *Child* 6.9
- *Child Pica* 10.4
- *Worker* 2.7

ALM* blood lead levels in ug/dl:

- *Adult geometric mean* 1.6
- *Fetus 95th percentile* 3.7

* NHANES 1999-2004

Residential and Industrial Scenarios using 95UCL Pb concentration (770.10mg/kg):

Lead Spread 95th percentile blood lead levels in ug/dl:

- *Adult* 3.9
- *Child* 15.1
- *Child Pica* 26.8
- *Worker* 3.5

ALM* blood lead levels in ug/dl:

- *Adult geometric mean* 2.8
- *Fetus 95th percentile* 6.7

* NHANES 1999-2004