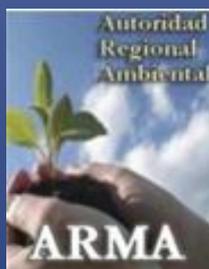




Evaluación de Riesgos para la Salud Humana y el Ambiente en la Población de Mollehuaca

Preparado para:
Dr. Anibal Díaz Robles
Gerente de la Autoridad Regional Ambiental de Arequipa





Director de Proyecto:

.....

Dr. Dante Pinto (ARMA)



Responsable técnico de Proyecto:

.....

Dr. Oswald Eppers (GIZ)



Autor:

.....

Dr. Oswald Eppers (GIZ)



Revisión técnica:

.....

Mag. rer. nat. Achim Constantin (MINAM, Dirección General de Calidad Ambiental)

Arequipa, 24 de Septiembre de 2014

Lista de Abreviaturas

ACGIH	American Conference of Industrial Hygienists (Conferencia Americana de Higienistas Industriales)
AMIM	Asociación de Mineros Informales de Mollehuaca
APP	Área de Preocupación Potencial
ARMA	Autoridad Regional Ambiental de Arequipa
CCME	Canadian Council of Ministers of the Environment (Consejo Ministerial de Medio Ambiente de Canadá)
CdP	Cociente de Peligrosidad
CdR	Concentración de Referencia
CITES	Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres
CPP	Contaminante de Preocupación Potencial
CP	Contaminante de Preocupación
DdR	Dosis de Referencia
ECA	Estándar de Calidad Ambiental
ERSA	Estudio de Evaluación de Riesgos para la Salud Humana y el Ambiente
FdA	Factor de Atenuación
FEP	Factor de Emisión de Partículas
FV	Factor de Volatilización
GIZ	Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (Cooperación Alemana)
GREM	Gerencia Regional de Energía y Minas
HIL	Niveles de Investigación para la protección de Salud Humana
ICP-OES	Plasma Acoplado Inductivamente
IP	Índice de Peligrosidad
ISAT	Instituto de Salud y Trabajo
ISQG	Estándar preliminar de calidad de sedimentos
LMP	Límite Máximo Permissible
LD	Límite de Detección
LC	Límite de Cuantificación
MEM	Ministerio de Energía y Minas
MINAM	Ministerio de Ambiente
NRE	Nivel de Remediación Específico basado en Riesgo
OEFA	Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental
OMS	Organización Mundial de Salud
PEL	Nivel probable de efectos adversos al sistema acuático
PM10	Material particulado por debajo de 10 micrones
SQG	Soil quality guideline (lineamiento de calidad de suelos de Canadá)
TCLP	Toxicity Characteristic Leaching Procedure (Procedimiento de Lixiviación Característica de Toxicidad)
TLV	Threshold Limit Value (Límite máximo admisible)
TWA	Time weighted average (media ponderada en el tiempo)
UCL95	Límite Superior del Intervalo de Confianza Unilateral del 95 % de la media aritmética
UICN	Unión Internacional para Conservación de la Naturaleza
US EPA	Agencia de Protección Ambiental de los EEUU

UNEP	United Nations Environment Program (Programa ambiental de las Naciones Unidas)
UTM	Universal Transverse Mercator (Coordenadas de GPS)

Contenido

Lista de Abreviaturas.....	ii
RESUMEN EJECUTIVO	vi
1. Introducción.....	1
1.1 Objetivos.....	1
1.2 Organización del Informe	1
1.3 Alcance y Metodología del estudio.....	2
1.4 Marco Legal	3
2. Descripción del Sitio.....	3
3. Selección de Contaminantes de Preocupación Potencial (CPP)	3
3.1 Selección de datos relevantes para el ERSA	4
3.1.1 <i>Aptitud de datos analíticos</i>	4
3.1.2 <i>Calidad de datos</i>	7
3.2 Proceso de Evaluación de Contaminantes 1 ^{er} Nivel (“Tier 1 Screening”)	8
3.3 Resultados de la Evaluación y Selección de CPP relevantes	10
3.3.1 <i>Suelos y sedimentos</i>	10
3.3.2 <i>Aguas</i>	12
3.3.3 <i>Polvo sedimentable</i>	13
3.3.4 <i>Ensayo de TCLP</i>	15
3.4 Resumen de la Selección de CP.....	16
4. Evaluación de la Exposición.....	16
4.1 Modelo Conceptual del Sitio	17
4.1.1 <i>Fuente, liberación y transferencia de Contaminantes al medio ambiente</i>	18
4.1.2 <i>Uso actual y futuro de la tierra</i>	20
4.1.3 <i>Populación expuesta y rutas de exposición</i>	21
4.2 Inhalación de Contaminantes con Polvo y Vapor de Mercurio.....	23
4.2.1 <i>Exposición a Material Particulado resuspendido por el viento</i>	23
4.2.2 <i>Exposición a Material Particulado en canchas deportivas (situación actual)</i>	26
4.2.3 <i>Exposición a Material Particulado resuspendido por el tráfico</i>	27
4.2.4 <i>Exposición a Vapores de Mercurio</i>	29
4.2.5 <i>Exposición a Vapores de Hg en Zanjas</i>	31
4.3 Ingestión Accidental de Suelo o Polvo Contaminado	32
4.4 Exposición de mineros a vapores de Mercurio durante el proceso de amalgamación y quema de amalgama	34
5. Evaluación de la Toxicidad de los CP.....	34
5.1 Interacciones entre los CP	35

5.2 Evaluación del Riesgo no Cancerígeno	37
5.2.1 <i>Inhalación de polvo y vapores/gases</i>	37
5.2.2 <i>Ingestión de suelo y polvo</i>	38
5.2.3 <i>Índice de Peligrosidad</i>	38
5.2.4 <i>Interpretación de Valores CdP e IP</i>	39
5.3 Evaluación de Riesgo de Cáncer	41
6. Cálculo de las Concentraciones de Remediación Específica de Contaminantes, NRE42	
6.1 NRE de riesgos no cancerígenos.....	42
6.2 NRE de riesgos de cáncer	43
6.3 Resumen de NRE de CP dominando el riesgo de salud humana	43
7. Incertidumbres en la Evaluación del Riesgo de Salud Humana.....	44
7.1 General.....	44
7.2 Incertidumbre.....	45
7.3 Variabilidad	45
7.4 Muestreo y Análisis.....	46
7.5 Evaluación de la Exposición	46
7.6 Evaluación de la Toxicidad	47
8. Evaluación de Riesgos Ecológicos.....	50
8.1 Impactos Ecológicos de Metales Pesados	51
8.1.1 <i>Impactos a la Flora</i>	51
8.1.2 <i>Impactos a la Fauna Terrestre</i>	51
8.1.3 <i>Impactos a Fauna Acuática</i>	52
9. Conclusiones y Recomendaciones.....	53
9.1 Conclusiones del ERSA	53
9.2 Conclusión de la Evaluación del Riesgo Ecológico	54
9.3 Estrategia propuesta para la Reducción de Exposición.....	54
10. Bibliografía.....	55
Anexo A	Tablas
Anexo B	Figuras
Anexo C	Metodología del ERSA
Anexo D	Perfiles Toxicológicos

RESUMEN EJECUTIVO

Este Estudio de Evaluación de Riesgos para la Salud Humana y el Ambiente (ERSA) fue preparado por ARMA en coordinación con la Cooperación Alemana, implementada en Perú por la GIZ (en adelante ARMA-GIZ).

La Municipalidad de Huanuhuanu y la Asociación de Mineros Informales de Mollehuaca (AMIM) han solicitado apoyo a ARMA-GIZ para evaluar el riesgo para la salud humana y para el ecosistema de un área históricamente utilizado por la minería informal en proximidad inmediata a la población de Mollehuaca.

La evaluación y las conclusiones en este informe se basan principalmente en la información presentada en el informe "Investigación de la Contaminación Ambiental en el Municipio de Mollehuaca – Fase II", presentado a AMIM y la Municipalidad de Huanuhuanu en junio de 2014. Las fuentes de información adicionales son referenciadas en la Sección 10.

El ERSA presentado en el presente documento fue preparado siguiendo lineamientos de la US EPA (Ministerio Ambiental de los EE.UU.), reconocidos internacionalmente.

Como conclusión del ERSA se identificó que la población de Mollehuaca está expuesta a diferentes fuentes de contaminación conteniendo concentraciones de mercurio (Hg), arsénico (As), plomo (Pb) y cobre (Cu), que en el caso de As y Hg resultan en riesgos para la salud que en su conjunto probablemente tienen impactos negativos para la salud humana. Como principal impacto se identificó la actividad minera con la explotación de minerales que contienen metales pesados y metaloides, la amalgamación con Hg y la evaporación del Hg (quemado de amalgama). El riesgo asociado con estas actividades sin el uso de EPP adecuado es considerado no aceptable porque más probablemente tiene efectos negativos para la salud de los mineros y otras personas afectadas.

El principal riesgo por la exposición a los contaminantes presentes en el área industrial histórica es el riesgo de cáncer por la presencia de As en el suelo superficial y en material particulado resuspendido por el viento. Mientras un riesgo de cáncer de uno en diez mil personas todavía es considerado aceptable, el riesgo de enfermarse durante su vida en Mollehuaca alcanza un rango de uno en cuatro mil. El riesgo no cancerígeno por la exposición a vapores de Hg en la cercanía al área contaminada también es incrementado. Tomando en cuenta la elevada exposición ocupacional de la mayoría de la población a sustancias tóxicas por las actividades mineras, se recomienda en un enfoque integral reducir tanto la exposición ocupacional como las concentraciones de Hg y As en el área industrial histórica para lograr un riesgo aceptable para la población de Mollehuaca.

Basándose en los datos e información disponibles y siguiendo un enfoque conservador e integral, se recomienda para la remediación del área industrial histórica las siguientes Niveles de Remediación Específicos basados en Riesgo (NRE):

As	221 mg/kg
Hg	51 mg/kg

Por la correlación encontrada entre los contaminantes, la reducción de las concentraciones de As y Hg en el suelo superficial también reducirá las concentraciones de otros metales pesados presente en el área. Luego de una remediación del suelo a niveles por debajo de

los NRE, el área será apta tanto para parque/área recreacional como para área residencial o industrial/comercial.

Se detectaron un total de 16 puntos con concentraciones por encima de los NRE establecidos, distribuidos en los 7 sectores analizados en el área contaminada.

Las Figuras 8 a 10 en el Anexo B muestran mapas con los puntos de excedencia de NRE y las áreas afectadas que deberían ser remediadas.

Tabla RE.1 – Puntos con excedencias de NRE en el área industrial histórica con coordenadas respectivas.

Área	Punto de Muestreo	As	Hg		
		mg/Kg	mg/Kg	Coordenadas UTM	
Mollehuaca		249	51	Norte	Este
I	I - 8	529	21.9	603415	8272158
	I - 12	153	84	603481	8272185
	I - 14	808	207	603533	8272185
IIA	I - 18	579	60.8	603698	8272266
IIB	I - 21	230	70.9	603782	8272277
	I - 22	378	77.9	603782	8272277
IIC	I - 23	193	113	603807	8272288
IIIA	I - 26	87.5	67.2	603910	8272345
	I - 27	334	43.5	603943	8272352
	I - 28	600	409	603943	8272352
	I - 29	475	130	603959	8272353
IIIB	I - 35	1 840	36.9	604114	8272387
IV	I - 36	1 410	190	604629	8272562
	I - 37	861	408	604667	8272571
	I - 38	635	96.7	604667	8272571
	I - 39	617	38.2	604672	8272596

Con respecto al riesgo ecológico, se puede concluir que el riesgo ecológico es reducido y más probablemente no significativo. Sin embargo, existe una serie de incertidumbres en la evaluación del riesgo ecológico que complica una evaluación exacta. Principalmente se estima un impacto significativo del suelo contaminado a reptiles potencialmente presentes en el área contaminada. A pesar de la biodisponibilidad de Hg que fue encontrada en algunos lugares no se detectó una contaminación de este metal en el agua subterránea. Debido a las condiciones climáticas de la zona y la casi nula precipitación, el grado de migración de los metales pesados en el suelo es insignificante. Los efectos de una lixiviación durante procesos de erosión hídrica, ocurriendo con baja frecuencia en la época de lluvia, no fueron estudiados en detalle. Por la información actualmente disponible, la evaluación es calificada semicuantitativa.

Evaluación de Riesgos para la Salud Humana y el Ambiente en la Población de Mollehuaca

1. Introducción

Este Estudio de Evaluación de Riesgos para la Salud Humana y el Ambiente (ERSA) fue preparado por ARMA en coordinación con la cooperación Alemana, implementada en Perú por la GIZ (en adelante ARMA-GIZ).

La Municipalidad de Huanuhuanu y la Asociación de Mineros Informales de Mollehuaca (AMIM) han solicitado apoyo a ARMA-GIZ para evaluar el riesgo para la salud humana y para el ecosistema de un área históricamente utilizada por la minería informal en proximidad inmediata a la población de Mollehuaca.

La evaluación y las conclusiones en este informe se basan principalmente en la información presentada en el informe “Investigación de la Contaminación Ambiental en el Municipio de Mollehuaca – Fase II”, presentado a AMIM y la Municipalidad de Huanuhuanu en junio de 2014. Fuentes de información adicionales son referenciadas en la Sección 10.

Como resultado de la investigación ambiental, se confirmó la contaminación de suelos en el área industrial histórica de Mollehuaca como resultado de actividades realizadas con minerales conteniendo metales pesados y metaloides y por el proceso de la amalgamación utilizando mercurio. De los Compuestos de Preocupación Potencial (CPP) identificados en anteriores investigaciones, mercurio (Hg), arsénico (As), plomo (Pb) y cobre (Cu) fueron encontrados con concentraciones muy por encima de niveles considerados seguros para la salud humana y el ecosistema.

1.1 Objetivos

El objetivo principal del ERSA es evaluar el riesgo para la Salud Humana en la población de Mollehuaca para diferentes escenarios actuales y potenciales futuros de uso de tierra en el área afectada por la actividad de minería histórica. Mediante el cálculo de Niveles (concentraciones) de Remediación Específicos basados en Riesgo (NRE) se obtendrán criterios adoptados a la situación en el sitio para la planificación de medidas de remediación. Las NRE son utilizadas para delimitar el área contaminada y para seleccionar las posibles metodologías de remediación y sus costos correspondientes.

Considerando las características climáticas y ecológicas de la zona, la evaluación del riesgo ecológico solamente se realizó de forma semicualitativa (ver Sección 8).

1.2 Organización del Informe

El análisis de riesgo es organizado como sigue:

- Sección 1: proviene una introducción, objetivos, organización del informe y la metodología aplicada;
- Sección 2: contiene información sobre el área de proyecto, una descripción de la fuente de contaminación y presenta el marco legal relevante;

- Sección 3: presenta un resumen de los resultados de la investigación ambiental fase II y la selección de los CPP y Áreas de Preocupación Potencial (APP);
- Sección 4: contiene el modelo conceptual del sitio con una evaluación de la exposición de la población a los contaminantes, incluyendo la aplicación de modelos matemáticos de estimación de exposición para rutas completas de exposición (vinculo completo entre contaminantes y humanos);
- Sección 5: resume los aspectos toxicológicos de los Contaminantes de Preocupación, -CP;
- Sección 6: contiene la derivación de las NRE que son considerados protectoras para una exposición de la población viviendo en la proximidad a las áreas impactadas;
- Sección 7: discute la incertidumbre en el proceso de evaluación de riesgos de salud humana;
- Sección 8: resume la evaluación del riesgo ecológico;
- Sección 9: proviene un resumen de las conclusiones del ERSA; y
- Sección 10: contiene un listado de la bibliografía utilizada.

1.3 Alcance y Metodología del estudio

La evaluación del riesgo humano y ambiental se llevó a cabo basándose en la caracterización cuantitativa y cualitativa de la situación ambiental de la zona de estudio presentada en el informe “Investigación de la Contaminación Ambiental en el Municipio de Mollehuaca – Fase II”. El enfoque de la investigación fue en los impactos por la presencia de actividad minera que pudiesen generar efectos adversos en la salud humana. Para ello, se utilizó la metodología desarrollada por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (U.S.EPA por sus siglas en inglés).

Según esta metodología, se requiere seguir los siguientes cinco pasos para desarrollar una evaluación de riesgo:

1. Primer Paso: Identificación del riesgo
2. Segundo Paso: Evaluación sobre cómo respondieron a la dosis
3. Tercer Paso: Evaluación de la exposición
4. Cuarto Paso: Caracterización del riesgo
5. Quinto Paso: Análisis de Incertidumbres y Conclusiones

De acuerdo a los protocolos descritos en la metodología, se desarrolló un modelo conceptual del sitio que describe las fuentes, migración ambiental, vías de exposición, puntos de contacto hipotéticos entre receptores humanos y matrices ambientales contaminadas, receptores humanos hipotéticos, y rutas de exposición más probables.

La exactitud de la evaluación de riesgo depende parcialmente de la calidad y representatividad del muestreo realizado como de los datos de exposición y toxicológicos utilizados. En todos los casos donde la información disponible es dudosa o no está completa, se utilizan suposiciones conservadoras para asegurar que no se subestima el riesgo para la población. Sección 7.0 presenta una discusión de las incertidumbres principales en el desarrollo del ERSA.

Una descripción más detallada de la metodología se presenta en el Anexo C.

1.4 Marco Legal

Mediante el D.S. N° 002-2013-MINAM, se aprobaron los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para suelos. El D.S. N° 002-2014-MINAM aprueba disposiciones complementarias para la aplicación de los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para suelos. En este decreto, se establece tres etapas en el proceso de la gestión de sitios contaminados:

- a) Fase de identificación
- b) Fase de caracterización
- c) Fase de remediación

Según el Artículo 11° del mismo decreto (del Estudio de Evaluación de Riesgos a la Salud y el Ambiente), *el ERSA se elabora sobre la base de los resultados de la Fase de Identificación de sitios contaminados y tiene como objetivo analizar y proponer los niveles de remediación específicos del sitio contaminado, así como otras medidas orientadas a lograr un riesgo aceptable para la salud y el ambiente.* Debido a que aún no se ha definido una metodología específica para la elaboración de un ERSA, la autoridad competente espera la aplicación de una metodología internacionalmente aceptada.

2. Descripción del Sitio

Mollehuaca es una comunidad minera, con aproximadamente 1500 a 2000 pobladores, ubicado dentro de la concesión minera de la Compañía Minera Caravelí. La actividad minera que se desarrolla en la zona desde hace más de 30 años consiste principalmente en la extracción y el procesamiento de minerales auríferos obtenidos en las labores mineras ubicadas en las zonas altas de los cerros. Tradicionalmente, el molido y la extracción de oro por amalgamación fueron realizados utilizando quimbaletes en proximidad directa a la población de Mollehuaca por las orillas del río Huanuhuanu. En el año 2012, la AMIM destruyó cerca de 600 quimbaletes y continuó con sus actividades utilizando tecnologías más innovadoras y limpias en un parque industrial que fue instalado en una zona más alejada de la población. Hasta la fecha, no se realizó ninguna investigación detallada del sitio histórico industrial y alrededores para evaluar si se requiere una remediación del lugar con el objetivo de proteger la población de Mollehuaca y el medio ambiente en su entorno. Actualmente, las actividades mineras anteriormente realizadas dentro del poblado de Mollehuaca (inclusive la quema de amalgama) gradualmente son trasladados hacia el nuevo parque industrial.

Una descripción detallada del sitio, incluyendo información sobre actividades históricas mineras, estratigrafía, geología, hidrogeología, fuentes de contaminación e investigaciones anteriores se encuentra en el informe “Investigación de la Contaminación Ambiental en el Municipio de Mollehuaca – Fase II”.

Un mapa con la ubicación del sitio se encuentra en la Figura 1 (Anexo B).

3. Selección de Contaminantes de Preocupación Potencial (CPP)

El paso inicial en el ERSA tiene dos partes: al inicio se evalúa la información disponible del sitio y del muestreo para seleccionar las áreas relevantes para la salud humana o el ecosistema; en la segunda parte, se evalúa las concentraciones de contaminantes dentro del conjunto de datos analíticos para identificar contaminantes relevantes y los medios ambientales afectados (suelo, agua subterránea, etc.).

3.1 Selección de datos relevantes para el ERSA

Los datos utilizados en el presente ERSA provienen de un total de tres investigaciones ambientales anteriores, realizadas en la comunidad de Mollehuaca entre octubre de 2013 y enero de 2014. Los detalles de las investigaciones con los resultados analíticos se encuentran en el informe “Investigación de la Contaminación Ambiental en el Municipio de Mollehuaca – Fase II”.

De todo el conjunto de datos obtenidos en las investigaciones, se seleccionaron los siguientes para la evaluación del riesgo para la salud humana y el ecosistema:

1. Muestras de suelos, sedimentos y polvo sedimentable
 - a) Área Industrial histórica:
 - 31 muestras de suelos superficiales (5 a 20 cm)
 - 8 muestras de suelo profundos (30 a 50 cm)
 - 3 muestras de sedimento de río
 - b) Área Agrícola histórica
 - 4 muestras de suelo superficial
 - 1 muestra de suelo profundo
 - 1 muestra de sedimento de río
 - c) Área Urbano
 - 22 muestras de suelos superficiales
 - 6 muestras de polvo sedimentable
 - d) Muestras de Fondo
 - Se tomaron 2 muestras de fondo, 1.7 km río arriba y 1.3 km río abajo del área industrial histórica; otras muestras tomadas en sitios alejados del área contaminada también pueden ser utilizadas para evaluar concentraciones de fondo.
2. Muestras de agua potable y agua subterránea
 - e) Se tomaron 2 muestras de agua subterránea, una de un pozo ubicado río arriba del área industrial histórica y una muestra de un pozo dentro del lecho de río en el área industrial histórica.
 - f) Se tomaron 2 muestras de agua potable en distintos lugares en Mollehuaca, dando atención especial que el agua tenía orígenes diferentes.

No se tomaron muestras ambientales en el nuevo parque industrial, con excepción de un muestreo de relaves para determinar la composición química de los minerales procesados.

3.1.1 Aptitud de datos analíticos

La evaluación de la aptitud o usabilidad de los datos disponibles reduce la incertidumbre en el proceso del ERSA. Según la US EPA (US EPA 1992c), existen cuatro preguntas básicas para definir si la calidad de los datos analíticos tiene un nivel apropiado:

1. ¿Qué tipo de contaminación existe y que nivel tiene?

En la “Investigación de la Contaminación Ambiental en el Municipio de Mollehuaca – Fase II” se confirmó la contaminación de suelos en el área industrial histórica de Mollehuaca como resultado de actividades realizadas con minerales conteniendo metales pesados y metaloides y por la amalgamación utilizando mercurio. Los siguientes siete

Contaminantes de Preocupación Potencial (CPP) fueron identificados, basándose en las concentraciones de metales y metaloides encontradas en suelos, polvo sedimentable, aguas subterráneas y minerales procesados:

mercurio (Hg)	antimonio
arsénico (As)	(Sb)
plomo (Pb)	cobre (Cu)
cadmio (Cd)	zinc (Zn)

Para el muestreo de suelos y sedimentos se seleccionó el material con granulometría fina, liberado de piedras, grava, raíces y restos de basura. Se eligió el número de muestras por área y la localización de las muestras basándose en el conocimiento de las actividades actuales e históricas de la minería artesanal, además de las rutas de migración potenciales de los contaminantes. La investigación ambiental del sitio identificó una contaminación principalmente por As, Hg, Pb y Cu en las siguientes áreas, en el orden de importancia:

IV > IIIA > IIB > I > IIA > IIC > IIIB

Las concentraciones de los CPP en el área histórica de agricultura (VA y VB) estaban por debajo de los estándares ambientales adoptados.

En un proceso de selección descrito en el informe “Investigación de la Contaminación Ambiental en el Municipio de Mollehuaca – Fase II”, finalmente se identificaron Hg, As, Pb y Cu como Contaminantes de Preocupación (CP) en los suelos del área industrial histórica y en el polvo sedimentable para ser analizados en el proceso del ERSA.

La Tabla 2.1 contiene las coordenadas UTM y superficie de las Áreas de Preocupación Potencial (APPs) identificadas. La ubicación de Mollehuaca y de los APP es presentada en las Figuras 1 a 6 en el Anexo B.

Tabla 2.1 – Coordenadas UTM de las APP en el norte, sur, este, oeste y centro de cada APP

Área	N	S	E	OE	Centro	Superficie en m ²
I	603461 8272178	603464 8272138	603537 8272171	603349 8272128	603457 8272153	5400
IIA	603654 8272240	603657 8272217	603709 8272227	603609 8272209	603654 8272228	2000
IIB	603722 8272267	603725 8272246	603746 8272264	603686 8272247	603720 8272257	1200
IIC	603820 8272296	603804 8272269	603842 8272295	603767 8272267	603802 8272280	1750
IIIA	603946 8272364	603948 8272344	604000 8272358	603900 8272342	603949 8272354	1500
IIIB	604054 8272406	604059 8272364	604125 8272391	604001 8272383	604058 8272386	4050
IV	604646 8272584	604648 8272559	604680 8272594	604616 8272545	604652 8272576	1900

VA	602862	602860	603132	602556	602854	41.000
	8272097	272038	272116	8272033	8272066	
VB	601836	601836	602207	601498	601848	83.500
	8271909	8271800	8271931	271803	8271855	

2. *¿Las concentraciones encontradas son diferentes del fondo?*

Dos muestras de suelos fueron tomadas en distancias entre 1.4 y 1.7 km del área histórica industrial de Mollehuaca. Ambas muestras tenían concentraciones de los CPP dentro del rango típico para suelos no impactados por actividades industriales o de minería y muy por debajo de las concentraciones encontradas en el área histórica industrial. Por lo tanto, las altas concentraciones de metales pesados y metaloides encontradas más probablemente son resultado de las actividades mineras y no relacionadas a una “contaminación natural”. Como origen de los metales pesados y metaloides en los suelos del área impactada se identificaron los minerales de la zona extraídos por los mineros que contienen estos elementos en elevadas concentraciones. La presencia de las elevadas concentraciones de mercurio en los suelos es resultado del uso de este metal para la amalgamación.

Las bajas concentraciones de CPP en las muestras tomadas en el área agrícola río abajo indican que el impacto de la Compañía Minera Caravelí, ubicada a unos 5 km distancia en dirección sur-oeste, no parece ser significativo para la población de Mollehuaca.

Con respecto a las concentraciones de fondo en el agua subterránea en la zona, no se cuenta con la información suficiente para una evaluación detallada. Sin embargo, el hecho de que el agua subterránea tomada en ambos pozos en el lecho de río contenía una concentración parecida de sulfato (480 y 504 mg/L), indica que probablemente se trata de una presencia natural de esta sustancia.

La mayoría de la población de Mollehuaca se dedica a la minería de oro y utiliza Hg en el proceso de la extracción. Por lo tanto, existe una exposición rutinaria de muchos mineros a vapores de Hg que debe ser considerada como una exposición de fondo. No se cuenta con datos de la concentración de Hg en el aire en los lugares de trabajo de los mineros (ahora en el parque industrial). Por lo tanto, se utiliza datos de estudios realizados de la OMS en centros mineros trabajando con Hg para estimar una exposición. La Sección 4.4 contiene una discusión más detallada de este aspecto.

3. *¿Se ha identificado y evaluado todas las rutas de exposición y áreas impactadas?*

Existe suficiente información sobre el sitio para identificar las áreas principales impactadas y entender las potenciales rutas de exposición.

Además de la investigación de la calidad de suelos en el área industrial histórica se evaluó la calidad de suelos en áreas adyacentes, inclusive dentro del casco urbano de Mollehuaca, a orillas del río agua abajo y arriba del área principalmente impactado. Además, se analizaron sedimentos dentro del lecho de río en distintas áreas, dentro y más alejada del área industrial histórica. Para la evaluación de la ruta potencial por resuspensión de partículas por el viento, se analizaron muestras de polvo sedimentable que fueron tomadas de techos en distintos lugares de la población. La ruta de exposición por la ingestión de agua contaminada fue evaluada mediante el análisis de muestras de agua potable y de agua subterránea del área.

Los futuros usos potenciales de las áreas contaminadas en orillas del río y las rutas de exposición asociados son discutidos en el presente informe. Los escenarios discutidos con sus rutas de exposición son hipotéticos y no se basan en una planificación urbana actual. Sin embargo, existe suficiente información para establecer Niveles de Remediación Específicos basados en Riesgo (NRE) para los potenciales usos futuros (ver Sección 4.1.2). El Modelo Conceptual del Sitio, vínculos de contaminantes, y rutas de exposición son identificados y discutidos a detalle en la Sección 4.0. Adicionalmente, los vínculos de contaminantes futuros potenciales (fuente-ruta-receptor) son ilustrados esquemáticamente en la Figura 7 (Anexo B).

4. ¿Se han caracterizado todas las áreas de exposición?

Existen suficientes datos analíticos de suelos, sedimentos, agua subterránea y potable, además de la contaminación de polvo sedimentable en la población de Mollehuaca para caracterizar la exposición actual y potencial futura de la población. No se realizó un monitoreo de material particulado PM10 ni de vapores de mercurio en el área industrial histórica ni en el centro urbano. Sin embargo, la información disponible permite la estimación de estos datos, basándose en modelos de destino y transporte ("fate and transport") como desarrollado en la Sección 4. Un análisis de incertidumbre en el proceso del desarrollo del ERSA se presenta en la Sección 7.

3.1.2 Calidad de datos

El enfoque de esta sección es considerar potenciales problemas con la calidad de los datos analíticos, utilizados para la evaluación de impactos a la salud humana.

Cada método de análisis químico tiene tanto un Límite de Detección (LD) como un Límite de Cuantificación (LC). Estos límites reflejan la realidad de cada técnica analítica. La misma que tiene un límite por debajo del cual no se puede detectar la sustancia que es probada. Por esta razón, el laboratorio no reportó como "cero" un resultado de la concentración de un producto químico, sino más bien como "no detectado" lo que significa por debajo del LD.

El LD de un método analítico es el nivel mínimo de la sustancia estudiada para que el método la pueda detectar con certeza razonable. Aunque el laboratorio puede detectar una sustancia a niveles algo por encima del LD, la sustancia está todavía presente en una cantidad muy baja y el resultado analítico tiene una incertidumbre muy elevada. Por lo tanto, más importante aún que el LD es el LC que es la menor concentración real a la cual el analito es detectado con fiabilidad y a la cual la incertidumbre del resultado observado es menor o igual que el límite establecido para la incertidumbre (típicamente $\pm 30\%$).

Más bien el laboratorio LAS solamente reporta los LD y no los LC, la sensibilidad del método analítico aplicado (ICP-OES) para el análisis de metales y metaloides en suelos, sedimentos, polvo y aguas es adecuada para asegurar la confiabilidad de los resultados analíticos. Típicamente, los LC del análisis de suelos, sedimentos y polvos son unos tres a cinco veces más altos que los LD. En ningún caso, los LC teóricos excedían los estándares de calidad adoptados. La sensibilidad del método utilizado para el análisis de metales pesados y metaloides en agua también fue suficiente para detectar concentraciones por debajo de los estándares ambientales adoptados.

Una evaluación detallada de la calidad de datos analíticos, analizando las muestras de control de calidad, tanto dentro del laboratorio como en campo, se presenta en la Sección

6.4 del informe “Investigación de la Contaminación Ambiental en el Municipio de Mollehuaca – Fase II”. Como conclusión de esta evaluación, los datos analíticos son considerados aptos para su uso en la evaluación de la contaminación ambiental del sitio.

3.2 Proceso de Evaluación de Contaminantes 1^{er} Nivel (“Tier 1 Screening”)

Típicamente, no todas las sustancias químicas presentes en un sitio identificadas como CPP causan un riesgo para la salud humana o para el ecosistema o contribuyen significativamente al riesgo general del sitio. La mayoría de las guías para el ERSA (por ej. US EPA 1989, enHealth 2012) recomiendan enfocarse en un grupo de “Contaminantes de Preocupación” (CP) apoyándose en la toxicidad inherente, concentraciones presentes en el sitio, y el comportamiento de los contaminantes en el medio ambiente. Para identificar estos CP se comparan los resultados analíticos con concentraciones genéricas de evaluación basados en riesgo. Esta fase inicial de la evaluación típicamente se conoce como “Evaluación 1^{er} Nivel” (“Tier 1 assessment”) (ASTM 1996).

En el caso de excedencias de una concentración genérica de evaluación y de una frecuencia de observación definida, se considera el contaminante como Contaminante de Preocupación (CP) y se incluye en el proceso de ERSA para desarrollar Niveles de Remediación Específicos para el sitio (NRE).

Para la selección de los CP, la US EPA recomienda utilizar una evaluación estadística utilizando el “Límite Superior del Intervalo de Confianza Unilateral del 95% de la media aritmética” (UCL95) en vez del promedio aritmético. El UCL95 es considerado una medida de la “exposición máxima razonable” (US EPA 1989) y por lo tanto más representativo y relevante para describir concentraciones en evaluaciones ambientales que el uso de promedios, por ejemplo. El UCL95 significa que el *valor verdadero* del promedio está con una certeza del 95% por debajo del valor calculado del UCL95, y es considerado un valor confiable, conservador, y estable. Los CPP que cumplen con las siguientes características son utilizados como CP en el proceso del ERSA:

i. Contaminantes no carcinogénicos

Un contaminante no cancerígeno será considerado en el ERSA si:
El UCL95 es igual o encima del estándar ambiental adaptado o la concentración encontrada está por encima de 2.5 veces el estándar adaptado.

ii. Contaminantes carcinogénicos

Todos los contaminantes considerados carcinogénicos con concentraciones UCL95 por encima del estándar ambiental adaptado serán considerados en el ERSA.

En otras palabras, un contaminante que fue detectado en algunas muestras pero que tiene un UCL95 por debajo del estándar ambiental adaptado no será considerado en el proceso del ERSA. Cabe aclarar que para un conjunto de datos menores a unos 7-10 muestras no es apto para calcular el UCL95. En estos casos, se utilizará la concentración más alta en vez del UCL95 para la selección. Más detalles sobre el cálculo de los UCL95 se presenta en el Anexo C.

La identificación de un potencial riesgo se lleva a cabo utilizando valores de referencia ambientales que toxicológicamente fueron comprobados de ser protectores, típicamente tanto para la salud humana como para el ecosistema. En Perú, los valores de referencia son los denominados Estándares de Calidad Ambiental (ECA) que fueron establecidos en los D.S. N° 002-2008 para aguas y D.S. N° 002-2013 para suelos. Para contaminantes sin

ECA nacionales, se utilizan en el presente estudio estándares internacionalmente aceptados de Canadá (CCME 2002) y de Australia (NEPM 2013). Una discusión detallada de los estándares adoptados para el presente estudio se presenta en la sección 5 del informe “Investigación de la Contaminación Ambiental en el Municipio de Mollehuaca – Fase II”.

La Tabla 3.1 resume los estándares de calidad ambiental adoptados para la evaluación de los resultados analíticos de suelos y sedimentos.

Tabla 3.1 – Estándares de Calidad Ambiental de Suelos

Parámetro	ECA Perú (D.S. N° 002-2013-MINAM)			SQG ¹ Canadá (CCME 2002)		HIL ² Australia (NEPM 2013)
	Suelos agrícolas	Áreas residenciales y parques	Suelos comerciales, industriales y extractivos	Suelos agrícolas	Áreas residenciales y parques	Áreas residenciales y parques
Ag				20	20	
As	50	50	140	12	12	500
Ba	750	500	2000	750	500	
Be				4	4	90
Cd	1.4	10	22	1.4	10	150
Co				40	50	600
Cr				64	64	
Cu				63	63	30 000
Hg	6.6	6.6	24	6.6	24	120
Mo				5	10	
Ni				50	50	1200
Pb	70	140	1200	70	140	1200
Se				1	1	1400
Sb				20	20	
Sn				5	50	
Th				1	1	
U				23	23	
V				130	130	
Zn				200	200	60 000

Debido a que el área industrial histórica en la quebrada Huanuhuanu tiene una distancia de unos 37 km a la desembocadura al mar cerca de Chala y que con excepción a unos pocos días en el año es completamente seca, se considera improbable que el sedimento contaminado de la quebrada tenga un impacto significativo al ecosistema marítimo. Por lo tanto, se evaluó en primer lugar la concentración de contaminantes en los sedimentos de la quebrada utilizando los estándares de calidad ambiental de suelos como los indicados en la Tabla 3.1. Las bajas concentraciones de CP en los sedimentos del río Huanuhuanu confirman esta presunción (ver Sección 3.3.1).

La calidad del agua usada para consumo humano fue evaluada utilizando los estándares del D.S. 002-2008 para la categoría 1 (agua que puede ser potabilizada con

¹ Guía de Calidad Ambiental para la protección de la Salud Humana y Ecosistema (soil quality guidelines)

² Nivel de Investigación para protección de Salud Humana (human health investigation level); para alta densidad poblacional

desinfección).

Tabla 3.2 – Estándares de Calidad Ambiental de Agua Subterránea y Agua Potable

Parámetro	Unidad	Agua que puede ser potabilizada con desinfección	Riego de vegetales y bebida de animales
Ag	mg/L	0.01	
Al	mg/L	0.2	5
As	mg/L	0.01	0.05
Ba	mg/L	0.7	0.7
Be	mg/L	0.004	
B	mg/L	0.5	0.5-6
Cd	mg/L	0.003	0.005
Cr VI	mg/L	0.05	0.1
Cr total	mg/L	0.05	
Cu	mg/L	2	0.2
Hg	mg/L	0.001	0.001
Mn	mg/L	0.1	0.2
Ni	mg/L	0.02	0.2
Pb	mg/L	0.01	0.05
Se	mg/L	0.01	0.05
Sb	mg/L	0.006	
U	mg/L	0.02	
V	mg/L	0.1	
Zn	mg/L	3	2
Conductividad	µS/cm	1500	<2000
Sólidos Suspendidos	mg/L	1000	
Cloruro	mg/L	250	100-700
Sulfato	mg/L	250	300
Turbidez	NTU	5	
Sulfuro	mg/L	0.05	0.05
pH		6.5-8.5	6.5-8.5
E Coli	NMP/ 100 ml	0	100
Coliformes termotolerantes	NMP/ 100 ml	0	1000

3.3 Resultados de la Evaluación y Selección de CPP relevantes

En esta sección se describe los resultados del proceso de la Evaluación del 1^{er} Nivel, incluyendo las justificaciones para la selección o eliminación de una sustancia de la lista de los CPP.

Los resultados analíticos y la selección de los CPP son descritos en detalle en el informe “Investigación de la Contaminación Ambiental en el Municipio de Mollehuaca – Fase II.

3.3.1 Suelos y sedimentos

En ninguna muestra de los suelos tomada en el área agrícola, ubicada río abajo del área industrial histórica, se encontraron valores de CPP por encima de los estándares ambientales adoptados. Tampoco se encontraron excedencias en muestras del sedimento del río tomadas tanto en altura del área industrial como río arriba y abajo del mismo.

En contraste, las excedencias de metales y metaloides se encontraron en suelos tomados en el área industrial histórica como también en algunas muestras tomadas en el casco

urbano de Mollehuaca.

En las Tablas 3.3 y 3.4 se presenta un resumen de los resultados analíticos de suelos.

Tabla 3.3 – Resumen estadístico de resultados analíticos de CPP en el área industrial histórica de Mollehuaca

Tipo de Muestra	Elemento	# muestras	Mínimo mg/kg	Máximo mg/kg	Promedio mg/kg	Desv. Estándar mg/kg	UCL95 mg/kg	Estándar Ambiental*	# muestras excediendo Estándares	% excedencias
Suelo superficial área quimbaletes (0.05 – 0.2m)	As	28	12	1840	353.2	440.7	534.4	50	21	75
	Cd	28	<1	13.3	3.885	3.638	5.51	10	2	7.1
	Cu	28	16.7	1868	212.9	307.3	316.2	63	19	67.9
	Hg	28	0.873	408	60.4	82.94	88.43	6.6	21	75
	Pb	28	16.5	1890	430.5	474.7	637.4	140	18	64.3
	Sb	28	0.452	14	3.266	3.434	4.40	20	0	0
	Zn	28	18.9	368	103.9	86.36	135.0	200	5	17.9
Suelo profundo área quimbaletes (0.3 – 0.5m)	As	7	20.4	635	260.2	274.2	461.6	50	4	57.1
	Cd	7	0.569	10.5	3.389	3.543	5.99	10	0	0
	Cu	7	18.3	639	199.1	235.9	372.4	63	4	57.1
	Hg	7	1.38	409	89.92	145.7	388.7	6.6	5	71.4
	Pb	7	27.3	1680	387.6	594.9	1361	140	3	42.9
	Sb	7	0.556	8.32	3.14	3.23	7.81	20	0	0
	Zn	7	22.9	328	97.26	107.2	219.8	200	1	14.3

*Estándar ambiental adaptado para áreas residenciales y parques

Del total de las 28 muestras superficiales tomadas en el área industrial histórica, el mercurio y el arsénico son los elementos con la mayor cantidad de excedencias del ECA (75% cada uno), seguido por el cobre (67.9%) y el plomo (64.3%). En las muestras tomadas en profundidades entre unos 0.3 y 0.5 m, el mercurio es el elemento con más excedencias del ECA (71.4%), seguido por arsénico (57.1%), cobre (57.1) y plomo (42.9%).

Tabla 3.4 – Resumen estadístico de resultados analíticos de CPP en suelos en el área urbana de Mollehuaca

Elemento	# muestras	Mínimo	Máximo	Promedio	Desv. Estándar	UCL95	Estándar Ambiental*	# muestras excediendo Estándares	% excedencias
		mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg			
As	22	9.72	348.9	46.28	71.74	68.15	50	5	22.7
Cd	22	0.418	1.75	0.78	0.315	0.90	10	0	0
Cu	22	16.8	161.3	44.73	29.77	54.62	63	1	4.5
Hg	22	<0.04	19.4	3.06	5.43	14.58	6.6	2	9.1
Pb	22	6.18	332.2	37.62	71.72	104.3	140	1	4.5
Sb	22	0.423	3.67	1.439	0.79	1.78	20	0	0
Zn	22	12.5	215	47.1	53.01	96.37	200	1	4.5

En las muestras de suelo tomadas en el área urbana de Mollehuaca, solamente los UCL95 de As y Hg fueron encontrados por encima de los estándares adoptados.

Considerando los criterios de selección de CPP descritos en el Anexo C, se ha identificado los siguientes CP relevantes en suelos:

Hg, As, Pb y Cu

Cd, Sb y Zn no fueron seleccionados porque su UCL95 se encuentra por debajo del estándar ambiental correspondiente.

3.3.2 Aguas

En ninguna de las muestras de agua potable y agua subterránea analizada se encontraron metales pesados o metaloides por encima de sus estándares ambientales correspondientes.

En las dos muestras de agua subterránea (A-3 y A-4) se detectaron concentraciones de sulfato por encima del ECA para agua potable. El hecho de que el agua subterránea tomada en ambos pozos en el lecho de río contenía una concentración parecida de sulfato (480 y 504 mg/L), indica que se trata de una carga natural con esta sustancia.

Además del sulfato, en la muestra A-4, tomada de un pozo ubicado en el lecho del río, se encontraron bacterias de tipo Coliformes Fecales (termotolerantes) y E.Coli que significan un riesgo para la salud humana en caso de un consumo sin desinfección.

Las concentraciones de sulfato encontradas en las muestras A-3 y A-4 no significan un riesgo alarmante para la salud humana en caso de un consumo del agua. Sulfato es una sustancia que naturalmente ocurre en agua potable y que en general tiene una baja toxicidad. Una preocupación para la salud humana proviene de informes que elevadas concentraciones de sulfato pueden causar diarrea, particularmente en niños y personas que no están acostumbradas a agua con elevadas concentraciones de sulfato. Además, altas concentraciones de sulfato en agua potable no son deseables por su capacidad de

cambiar las características organolépticas del agua, particularmente por una adulteración del sabor.

Debido a que el sulfato parece ser una contaminación natural del sitio en el agua subterránea y la contaminación con Coliformes Fecales y E Coli en uno de los pozos puede ser solucionado con un tratamiento del agua previo consumo humano, ambos parámetros no serán incluidos en el proceso del ERSA.

3.3.3 Polvo sedimentable

Los resultados de análisis de polvo sedimentable demostraron concentraciones de As, Cu, Hg y Pb muy por encima de los estándares ambientales adoptados. Debido a que se tomaron las muestras de techos cubiertos con calaminas de zinc, las concentraciones de este metal eran muy elevadas en todas las muestras. Debido a que el zinc tampoco fue seleccionado como CP en el suelo del área industrial, no se incluye este elemento en la evaluación del polvo sedimentable.

Se evidencia una buena correlación entre los resultados analíticos de los polvos sedimentables y de los suelos superficiales encontrados en el área industrial histórica. Esta correlación entre los valores UCL95 del polvo sedimentable con los suelos contaminados del área industrial es discutida en informe “Investigación de la Contaminación Ambiental en el Municipio de Mollehuaca – Fase II”. La conclusión de esta buena correlación es que las partículas finas de los relaves contaminados del área industrial histórica son distribuidas por el viento y depositadas dentro de la población de Mollehuaca.

Tabla 3.4 – Resumen estadístico de resultados analíticos de polvo sedimentable

Elemento	# muestras	Mínimo	Máximo	Promedio	Desv. Estándar	UCL95	Estándar Ambiental*	# muestras excediendo Estándares	% excedencias
		mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg			
As	6	16.1	786.6	337	277.3	565.1	50	5	83.3
Cd	6	0.696	5.9	2.686	1.772	4.14	10	0	0.0
Cu	6	30.5	358.2	166.1	112.4	258.5	63	5	83.3
Hg	6	<0.04	27.3	7.109	10.28	27.3 (88.9)	6.6	2	33.3
Pb	6	10.2	940.6	363.8	321.4	628.2	140	2	33.3
Sb	6	0.919	20.4	5.475	7.531	18.38	20	1	16.7

Como se puede apreciar en la Tabla 3.4 donde se presenta un resumen de los resultados analíticos de polvo sedimentable con una evaluación estadística de los datos, los valores UCL95 están por encima de los promedios de las concentraciones encontradas y en el caso del Hg muy por encima de la concentración máxima detectada. Según la US EPA, en caso de que un valor UCL95 exceda la concentración máxima detectada, se recomienda utilizar la concentración máxima detectada (US EPA 1992b). Por lo tanto, se utilizará una concentración de 27.3 mg/kg para la evaluación de exposición al Hg por la inhalación de polvo que fue la concentración máxima detectada. La razón por el resultado

muy alto de UCL95 de Hg posiblemente es una distribución de las concentraciones que no sigue una distribución gama estándar, principalmente por la disminución de la concentración con mayor distancia al área industrial histórica como fuente principal de la contaminación. Además, el número de muestras está en el nivel más bajo para realizar una evaluación estadística lo que significa una incertidumbre más elevada en el cálculo del UCL95. La Figura 3.1 demuestra esta dependencia con la disminución de la concentración de Hg en el polvo, alejándose del área industrial histórica. En la Figura 3.2 se presenta la misma correlación con As, Pb y Cu.

Figura 3.1 – Concentración de Hg en polvo sedimentable en dependencia de la distancia al área industrial histórica

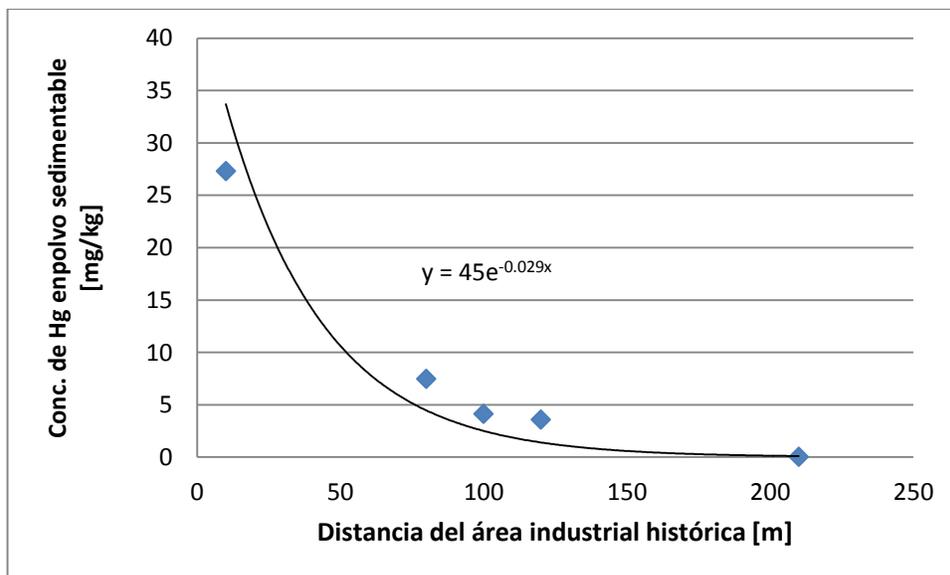
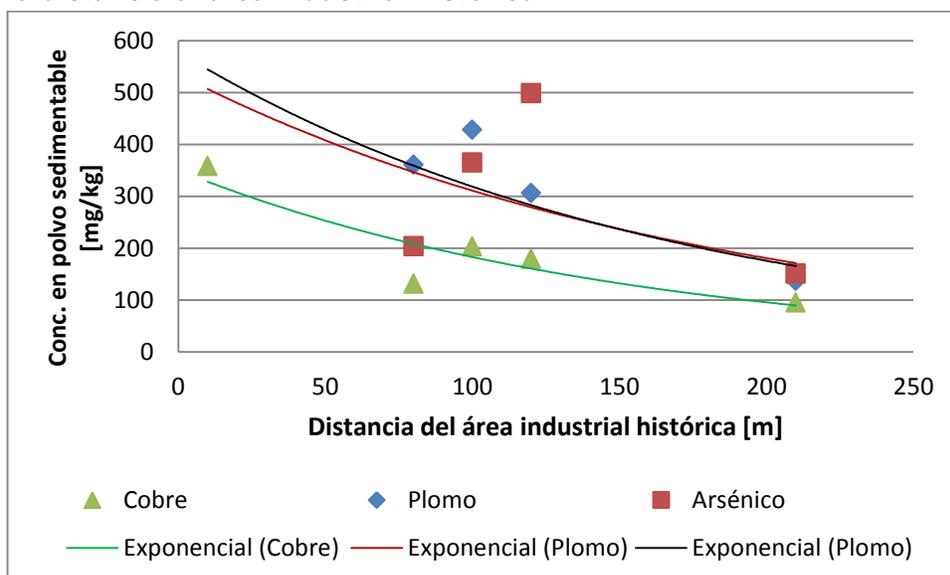


Figura 3.2 – Concentración de As, Pb y Cu en polvo sedimentable en dependencia de la distancia al área industrial histórica



La inversa correlación entre concentraciones de contaminantes y la distancia al área industrial histórica prueba que la principal parte de la contaminación atmosférica proviene de esta fuente. Además el uso de los valores UCL95, como recomendado por la US EPA para la evaluación del riesgo, es un enfoque conservador que protege a toda la población de Mollehuaca. Realizando una extrapolación de los datos analíticos, se puede estimar que en una distancia de aproximadamente 350 metros del área industrial histórica, todas las concentraciones de los cuatro CP en las partículas del aire cayeron por debajo de los estándares ambientales adoptados, inclusive la de As que es identificado como impulsor de riesgo (“risk driver”) (ver Sección 5). Cabe aclarar que todas las casas dentro de la población de Mollehuaca están ubicadas en una distancia menor a unos 300 metros a la fuente principal de contaminación. Este hallazgo demuestra además, que fuentes secundarias de contaminación dentro del casco urbano, como son por ejemplo suelos contaminados dentro de patios de casas donde se trabajó con quimbaletes, juegan un papel menos importante para la exposición de la población en general. Por un lado, estas fuentes de contaminación dentro de patios generalmente son más protegidas del viento y parcialmente ya están cubiertos con tierra limpia u otra cobertura, así reduciendo la erosión eólica.

3.3.4 Ensayo de TCLP

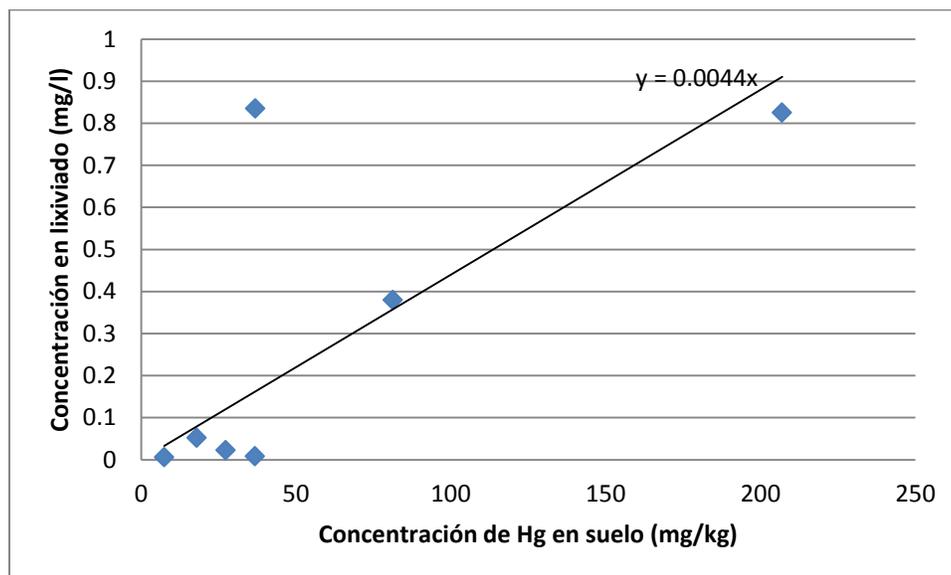
Para una caracterización más detallada de la biodisponibilidad de los contaminantes, los lixiviados de 8 muestras de suelos y polvo sedimentable fueron analizados, utilizando el ensayo de TCLP³. Los detalles de la investigación son presentados en el informe “Investigación de la Contaminación Ambiental en el Municipio de Mollehuaca – Fase II”.

Las concentraciones de As, Cd y Pb encontradas en el lixiviado están por debajo de valores considerados críticos para el medio ambiente. En contraste, en el lixiviado de 3 muestras se encontraron concentraciones de Hg por encima del límite de 0.2 mg/L, considerado seguro para una disposición de residuos conteniendo mercurio en un relleno sanitario (NSW EPA 2009). En dos muestras, la concentración excedía 0.8 mg/L que clasifica el material como un residuo muy peligroso que debe ser estabilizado antes de la disposición final para reducir la solubilidad del Hg.

La Figura 3.3 demuestra la correlación entre la concentración de Hg encontrado en el suelo y en el lixiviado. Como estimación, se puede concluir que una concentración de 45 mg/kg de Hg en el suelo resulta en una concentración aproximadamente de 0.2 mg/l en el lixiviado.

³ Por sus siglas en Inglés: Toxicity Characteristic Leaching Procedure (Procedimiento de Lixiviación Característica de Toxicidad)

Figura 3.3 – Correlación entre la concentración de Hg encontrado en el suelo y en el lixiviado.



Debido a que la concentración promedio de Hg en el suelo del área industrial histórica es 60.4 mg/kg, se puede estimar en promedio una concentración de 0.27 mg/l de Hg en el lixiviado. Según la clasificación de residuos de la EPA Australiana⁴, esta estimación caracteriza el suelo como un residuo peligroso que requiere ser dispuesto en un relleno especial o una relavera impermeabilizada con un sistema de control de lixiviados (dependiendo de la zona climática).

3.4 Resumen de la Selección de CP

Los elementos As, Hg, Pb y Cu fueron seleccionados como CP para la realización del ERSa por ser presentes en altas concentraciones, tanto en suelos como en polvo sedimentable. Ningún CP fue seleccionado del agua subterránea ya que la leve excedencia de sulfato en el agua no es considerada un riesgo significativo para la salud y además parece representar la concentración de este compuesto en el acuífero. Con respecto a bacterias tipo Coliformes fecales y E Coli en agua potable, la concentración permitida de estos gérmenes es cero. No se puede definir una concentración por encima de cero que sea protectora para la población.

4. Evaluación de la Exposición

Esta sección presenta una evaluación de la probabilidad con que la población de Mollehuaca podría ser expuesta a contaminantes presentes en el área industrial histórica y/o dentro del casco urbano.

Cualquier análisis de riesgos se desarrolla sobre un conjunto de escenarios, cada uno de los cuales está referido a una situación temporal (la situación actual o situaciones futuras

⁴ DECCW (2009). Department of Environment, Climate Change and Water, NSW, *Waste Classification Guidelines, Part 1: Classifying Waste*; <http://www.environment.nsw.gov.au/resources/waste/091216classifywaste.pdf>

previsibles). La definición de dichos escenarios es uno de los objetivos de la elaboración del modelo conceptual, que se puede definir como un esquema descriptivo de las condiciones del emplazamiento en términos de los elementos que constituyen la cadena de riesgo.

Para la evaluación del ERSA, tres principales escenarios actuales o futuros de uso del terreno contaminado serán considerados:

- Recreacional (parque con áreas deportivas);
- Residencial (con viviendas en proximidad inmediata o encima del terreno contaminado; sin considerar instalaciones subterráneas);
- Industrial y/o comercial (con trabajadores expuestos al suelo)

Para cada escenario, se han identificado rutas de exposición potencialmente completas. Las rutas de exposición consideradas incluyen contacto directo con suelos superficiales (combinando ingesta de tierra, inhalación de vapores y partículas y contacto dérmico), inhalación de vapores del suelo e inhalación de material particulado contaminado en espacios interiores y exteriores.

La Tabla A.1 (Anexo A) describe los potenciales vínculos entre personas y contaminantes en el suelo y material particulado en el aire considerando la situación actual y potenciales escenarios de uso del terreno en el futuro. Los vínculos entre la población y los contaminantes también son presentados esquemáticamente en la Figura 7 (Anexo B).

Una vez determinados los vínculos completos entre personas expuestas y contaminantes, el siguiente paso en el desarrollo de las NRE del suelo evalúa la cantidad y frecuencia de la exposición en los tres escenarios mencionados arriba. Para estimar un nivel “seguro” de un contaminante, es necesario estimar la dosis del contaminante que un potencial receptor recibe. Para estimar la dosis hay que estimar la cantidad de suelo, polvo o vapor que una persona en el área podría ingerir, inhalar o absorber por contacto dérmico inadvertidamente. Estos valores se llaman “factores de exposición” y una combinación entre factores genéricos y específicos del sitio es utilizada para el cálculo de la dosis. Las ecuaciones utilizadas para el cálculo de la dosis y los factores de exposición son presentadas en las Secciones 4.2 y 4.3. Luego, se combinan los resultados del cálculo de la dosis con los criterios de toxicidad (ver Sección 5) y las metas de objetivos de salud (“target health goals”) para obtener un CRE para cada contaminante. En el caso de la inhalación de contaminantes, no es siempre necesario calcular una dosis de exposición para evaluar la toxicidad. En vez de hacer el desvío mediante el cálculo de las Dosis de Referencia (DdR) para obtener el “Cociente de Peligrosidad” (CdP) y el Índice de Peligrosidad (IP); se puede utilizar directamente las concentraciones corregidas como “Concentraciones Modificadas de Exposición” (ver discusión en la sección 5.2.1).

A continuación, se presenta un Modelo Conceptual del Sitio donde se discute con más detalle los vínculos entre los contaminantes y la población de Mollehuaca como receptores principales de la contaminación.

4.1 Modelo Conceptual del Sitio

El modelo conceptual del sitio es la herramienta de planificación que organiza la información que ya se conoce sobre el sitio; el modelo ayuda a identificar información adicional que debe obtenerse para realizar la evaluación. El proceso de planificación sistemática ata las metas del proyecto a actividades individuales necesarias para alcanzar

esas metas, mediante la identificación de deficiencias de datos en el modelo. Luego se utiliza el modelo para dirigir la recolección de la información necesaria y permite que el modelo conceptual del sitio evolucione y madure a medida que progresa el ERSA.

Se identificaron rutas completas de exposición para el sitio, en base a los potenciales usos actuales y futuros, tomando en cuenta factores como la geología e hidrogeología. En forma general, una ruta completa de exposición consiste de cuatro elementos:

- Una fuente de sustancias químicas
- Un medio de retención o transporte (por ejemplo, suelo – material particulado en el aire)
- Un punto potencial de contacto humano con el CP
- Un mecanismo de exposición (por ejemplo, inhalación, ingesta o contacto dérmico)

Si cualquiera de estos elementos enumerados está ausente, no habrá exposición al CP y la ruta de exposición se considera incompleta. Solamente se desarrollarán NRE para las rutas de exposición completas o potencialmente completas (ver Sección 4.2).

4.1.1 Fuente, liberación y transferencia de Contaminantes al medio ambiente

Se identificaron dos principales fuentes de la contaminación en Mollehuaca: una es el uso de mercurio en el proceso de la amalgamación y la otra es el manejo y la disposición inadecuada de relaves conteniendo minerales con altos contenidos de metales pesados y metaloides. El trabajo rutinario con estas dos fuentes de contaminación en el área industrial histórica resultó en una contaminación gradual del suelo, principalmente por una deposición incontrolada de relaves. El hecho de que en los suelos y polvo sedimentable dentro del casco urbano de Mollehuaca también se encuentran CP por encima de los estándares ambientales adoptados, demuestra una potencial resuspensión del material contaminado por el viento y tráfico en trochas, además de un potencial manejo inadecuado de relaves dentro del casco urbano. Adicionalmente a la contaminación por el suelo contaminado en el área industrial histórica, existe una significativa exposición de los mineros al mercurio y otros tóxicos presentes en los minerales durante su trabajo rutinario de la extracción y beneficio.

Los mecanismos de migración y transporte ambiental tienen relación con la capacidad de algunos contaminantes de movilizarse y transportarse entre las diferentes matrices ambientales. Particularmente el Hg y el As pueden transformarse en diferentes especies químicas y dependiendo de las características de los suelos pueden sufrir migración, transformación y acumulación. Mientras los compuestos organometálicos de Hg son muy tóxicos en comparación con el Hg elemental o inorgánico, los compuestos organometálicos de As típicamente tienen una toxicidad menor que otros compuestos de As. Aunque no se puede excluir categóricamente la formación de compuestos como el dimetilmercurio en los suelos de Mollehuaca, las condiciones ambientales en el área del proyecto no son favorables para la formación de estos compuestos. Una discusión más detallada sobre este tema se encuentra en el perfil toxicológico de Hg (Anexo D).

Los minerales conteniendo As, Pb y Cu sufren una degradación iniciada por impactos climáticos y oxidación (*weathering*), es decir, se liberan los minerales incorporados dentro de la matriz mineralógica y los iones libres gradualmente migran hacia la superficie del suelo o se disuelven en agua en caso de tener contacto con acuíferos. En el suelo, particularmente son compuestos férricos y de manganeso que pueden adsorber iones de metales pesados y metaloides. Sin embargo, la adsorción es débil y dependiendo de las

condiciones climatológicas y químicas del suelo (pH, potencial redox, presencia de aniones como sulfuros, fosfatos, carbonatos, etc.), los contaminantes son liberados de nuevo y pueden migrar hacia la fase acuosa, así permitiendo su distribución. Debido a las características climatológicas de la zona de Mollehuaca con muy escasas precipitaciones, el riesgo de una lixiviación de contaminantes en este sitio es muy limitado. Solamente ocurre durante la época de lluvias cuando la quebrada lleva agua.

En el presente trabajo no se realizó ningún análisis de la especiación (o sea la forma química) de los metales y metaloides para investigar estos efectos de la transferencia de contaminantes entre los diferentes medios. Más que todo debido a los altos costos de esta investigación y la escasez de laboratorios especializados en este tipo de análisis en Perú. Para obtener información más específica sobre la movilidad y biodisponibilidad de los contaminantes, se utilizó el ensayo de lixiviación TCLP. La determinación de las concentraciones totales de metales pesados y metaloides en el suelo y sedimentos no es suficiente para evaluar el grado del Impacto Ambiental de una fuente contaminante, por lo que se hace necesario cuantificar y caracterizar las especies iónicas presentes en el lixiviado. Dentro de las fases identificadas se tienen las fases biodisponibles de cada elemento, dimensionando así el real impacto que causa sobre los seres vivos. Para que los metales pesados y metaloides puedan ejercer su toxicidad sobre un ser vivo, éstos deben encontrarse disponibles para ser captados por éste, es decir que el elemento debe estar biodisponible. En general, el ensayo de lixiviación TCLP es considerado adecuado para evaluar la biodisponibilidad y por tanto la toxicidad de un contaminante en suelos. Debe aclararse que el TCLP no es apto para una evaluación cuantitativa del Factor de Absorción Gástrica que requiere de ensayos con una simulación de las condiciones físico-químicas del tracto intestinal. La selección de los Factores de Absorción Gástrica para los CP es discutido en los Perfiles Toxicológicos, presentados en el Anexo D.

Los resultados de estos ensayos y una interpretación de los resultados son presentados en el informe "Investigación de la Contaminación Ambiental en el Municipio de Mollehuaca – Fase II. La conclusión de los ensayos TCLP fue que los CP As, Pb y Cu no tienen una biodisponibilidad significativa, en contraste al Hg que demostró en varias muestras una alta biodisponibilidad (ver Sección 3.3.4). Una posible explicación de la biodisponibilidad del Hg en algunos puntos es una reacción del Hg elemental con el ácido sulfúrico formado en la oxidación de minerales sulfurosos, formando sulfato de mercurio que es soluble en agua. Como discutido arriba, una transformación de Hg elemental a compuestos organometálicos no es probable bajo las condiciones climáticas del lugar. Además, tampoco no se puede excluir que el mineral trabajado tenía trazas de mercurio en forma natural.

Los vínculos entre la población y los contaminantes presentes en el suelo son presentados esquemáticamente en la Figura 7 en el Anexo B. El hecho de que no se encontraron concentraciones significativas en el agua subterránea de la zona indica que no existe un proceso significativo de la lixiviación de contaminantes hacia el agua subterránea. La ruta de exposición suelo – agua - humano por lo tanto no está completa. Una mayor evaluación hidrogeológica en el sitio para estudiar los mecanismos de una migración vertical y horizontal de contaminantes por el acuífero no es considerada necesaria. El mecanismo principal de la migración de contaminantes en el área es la evaporación de Hg como la resuspensión de relaves por erosión eólica con el peligro de la inhalación de material particulado contaminado por la población. Un impacto también tiene el tráfico en las trochas del pueblo ya que genera emisión de polvo.

Existe una potencial exposición por el consumo de alimentos contaminados con polvo conteniendo CP. La exposición por consumo de alimentos depende mucho de las condiciones higiénicas en la cocina y de la preparación de los alimentos (lavado con agua antes de la preparación). Polvo y suelo ingerido por alimentos será considerado en la dosis genérica diaria ingerida por ingestión de polvo y suelo (ver Sección 4.3). Esta ruta de exposición puede ser cortada lavando frutas y verduras antes de su consumo con agua limpia.

Los alimentos producidos en la zona podrían estar contaminados por los suelos agrícolas que hipotéticamente están afectados por sedimentación de partículas resuspendidas por deposición aérea, y que además pueden estar regados por aguas subterráneas potencialmente contaminadas con metales pesados. Sin embargo, basándose en los resultados de la investigación ambiental, esta potencial ruta de exposición no parece ser significativa y por lo tanto es incompleta. La investigación no está considerando el consumo de alimentos potencialmente contaminados que están producidos en otras regiones y llevados a Mollehuaca para su venta y consumo. Sin embargo, los valores de la exposición oral utilizados en el ERSA son suficientemente conservador para considerar la exposición “de fondo”, incluyendo la exposición por tóxicos presentes en alimentos (ver discusión en la Sección 4.3).

Asimismo, la ruta de exposición dérmica es considerada incompleta por los bajos índices de resorción dérmica de los CP (ver discusión en los perfiles toxicológicos, Anexo 7).

4.1.2 Uso actual y futuro de la tierra

En la presente sección, se describe con más detalle los tres principales escenarios actuales o futuros de uso del terreno contaminado que serán considerados en el ERSA.

a) Escenario “Parque” para la comunidad con áreas recreacionales

La creación de un espacio recreacional en el área industrial histórica es el escenario actualmente preferido por la Municipalidad y la AMIM. Ya existe una cancha de fútbol en el área que está frecuentemente utilizada por los jóvenes del pueblo y durante las investigaciones de campo se observó que los niños también están utilizando el espacio fuera de la cancha para jugar. Existen planes para la instalación de una cancha deportiva adicional y/o de un parque infantil. En la evaluación del riesgo para la salud humana se considerará tanto el uso de canchas preparadas deportivas como de terrenos no preparados como son por ejemplo patios de casas contaminados con relaves tóxicos.

En partes del área industrial histórica ya se plantaron árboles y arbustos, anticipando el uso del espacio como área recreacional. Las áreas de plantaciones no fueron remediadas antes de realizar las plantaciones.

b) Escenario “Residencial” con viviendas residenciales encima o en inmediata proximidad al área contaminada

La construcción de viviendas encima de suelos contaminados en el área industrial histórica no forma parte de la planificación de la Municipalidad. Sin embargo, no se puede excluir que en un futuro el espacio libre en orilla del río sea utilizado para la construcción de viviendas familiares.

Ya existen viviendas en proximidad inmediata al sitio contaminado lo que resulta en una exposición directa de los habitantes a los suelos contaminados, los vapores de Hg y al polvo levantado por el viento.

c) *Escenario Industrial y/o comercial (con trabajadores expuestos al suelo)*

Se incluye el escenario industrial y/o comercial en los posibles escenarios para evaluar el riesgo para personas que realizan excavaciones u otros trabajos con movimientos de tierra contaminada en el área industrial histórica. Trabajadores realizando obras en esta zona tendrán una elevada exposición de contaminantes por ingestión oral de polvo y suelo e inhalación de polvo y vapores.

Los escenarios “residencial” e “industrial/comercial” actualmente no están considerados en la planificación de la Municipalidad pero podrían realizarse en un futuro. Aunque de ser improbables, se utilizarán como herramienta para la evaluación de opciones de remediación para el sitio. Además, los vecinos viviendo en proximidad directa al área contaminada tienen impactos por la contaminación parecidos a las personas que directamente vivirían dentro del área impactada.

4.1.3 Población expuesta y rutas de exposición

En la actualidad, los vecinos y niños jugando en las áreas contaminadas son los más expuestos y en la evaluación del riesgo se va a considerar la mayor susceptibilidad de niños a la exposición a los vapores de Hg como la ingestión de suelos y la inhalación de polvo. Esto se debe a la alta actividad de los niños de llevar sus manos y objetos a la boca, favoreciendo la exposición por la vía oral. De acuerdo a valores por defecto de la US EPA, se asume que en promedio niños ingieren el doble de suelo que adultos (ver Sección 4.3).

Por la presencia de metales pesados y metaloides en el polvo respirable dentro del casco urbano de Mollehuaca, existe una exposición de toda la población a la contaminación ambiental. Las dosis de referencia para los CP utilizados en el ERSA son considerados conservadores y protectores, tanto para niños como para personas mayores (ver discusión en los Perfiles Toxicológicos en el Anexo B).

Si en un futuro se tomará la decisión de construir viviendas en el área contaminada o de realizar actividades industriales, los trabajadores excavando tierra contaminada deben ser protegidos utilizando equipo de protección personal apropiado y los residuos tóxicos deben ser dispuestos de acuerdo a lo establecido por ley para residuos potencialmente peligrosos.

Los siguientes receptores potenciales futuros serán considerados en la elaboración de NRE:

- Población de Mollehuaca en general (niños y mayores)
- Población viviendo en proximidad directa al área contaminado
- Niños y adultos utilizando el parque para actividades recreacionales
- Trabajadores futuros realizando movimientos de tierra en el área contaminado

El contacto dérmico es considerado una ruta de exposición no completa ya que para ningún CP evaluado se ha identificado un riesgo significativo por una absorción por la piel (ver Anexo B). Por esta razón, no se tomará en cuenta esta potencial ruta de exposición en el cálculo de la dosis recibida y de las NRE (ver Sección 5).

Se anticipa que se utilizará equipo de protección personal (EPP) apropiado para manejar el riesgo asociado a la exposición del trabajador.

Existe una exposición importante de los mineros a vapores de Hg y polvo contaminado en el proceso de molienda y amalgamación. Esta exposición será discutida en la Sección 4.4.

Las rutas específicas de exposición para los escenarios son:

a) Escenario "Parque/Recreacional" para la comunidad con áreas recreacionales

Para la simulación de las condiciones en un parque con áreas recreacionales, se considera un área abierta sin construcción con muy limitada cobertura vegetal. Se asume que la columna de suelo está contaminada desde el nivel superior hasta una profundidad mínima de 0.5 metros y que el agua subterránea no está comprometida. Se considera que los niños y adultos que visitan el área son los receptores activos de la salud humana y que en promedio tengan una permanencia de 4 horas por día en el sitio.

Las siguientes rutas de exposición son consideradas completas:

- Contacto directo con tierra de la superficie (combinando ingesta e inhalación de vapores y partículas en espacios exteriores),
- Inhalación de vapores de Hg en el aire ambiente, derivado de Hg elemental presente en el suelo.

b) Escenario Residencial con viviendas residenciales encima o en inmediata proximidad al área contaminada

En el modelo aplicado se asume que la tierra contaminada del subsuelo está directamente bajo la losa de las casas. El nivel superior de la losa de fundación está considerado a nivel del terreno y se asume que ésta tiene un espesor suficiente para evitar la penetración de vapores de mercurio (losa de concreto de aprox. 15 cm). Por lo tanto, el ERSA no está considerando una concentración de vapores de Hg de las viviendas por intrusión de vapores penetrando la losa de fundación. Solamente se considera que la concentración de vapores de Hg dentro de las viviendas encima o adyacentes al área contaminado sea igual que en el exterior encima del suelo contaminado. Por lo tanto, se considera que niños y adultos que habitan las viviendas serán receptores de una exposición a los vapores de mercurio en promedio durante 12 horas al día, 7 días a la semana y 50 semanas al año. Esta estimación es considerada conservadora y protectora para los vecinos de la zona industrial histórica ya que una exposición durante 24 horas al día no es realista en el centro minero de Mollehuaca donde casi toda la población se dedica a la minería y los niños se encuentran típicamente medio día en el colegio. En comparación, para la exposición a material particulado en el aire se considera un tiempo de exposición de 24 horas ya que se evidencia una exposición a polvo contaminado en todo el poblado de Mollehuaca.

c) Escenario Industrial y/o comercial (con trabajadores expuestos al suelo)

Se considera que los receptores humanos activos son adultos trabajando en construcción y/o comercio en el área. La mayor exposición se tendría trabajando dentro de zanjas. Para el trabajo en zanjas se considera una exposición de 4 horas por día por un lapso de 60 días como realista. Para considerar la posibilidad de actividades comerciales en el sitio contaminado (por ejemplo apertura de talleres, tiendas, etc.), se considera una exposición de 6 días en la semana, 50 semanas al año, durante un período de 24 años. Como principal diferencia con los vecinos viviendo al lado del área contaminada se considera una mayor ingestión de polvo contaminado durante las actividades industriales/comerciales.

Se considera que las rutas de exposición activas son:

- Contacto directo con la tierra contaminada (combinando ingesta e inhalación de vapores y partículas en espacios exteriores),
- Inhalación de vapores en espacios exteriores derivados de fuentes del suelo.

4.2 Inhalación de Contaminantes con Polvo y Vapor de Mercurio

La inhalación de contaminantes por medio de polvo en el aire es una ruta de exposición completa. Tanto el viento como el tráfico causan una resuspensión de partículas provenientes del área contaminada, afectando así toda la población de Mollehuaca. El material particulado transportado en el aire entra en las vías respiratorias donde particularmente la fracción con un diámetro menor a 10 micrones (PM10) es adsorbida en los bronquios y pulmón. Las partículas más grandes (o sea por encima de unos 10 μm) se depositan en las vías superiores, son removidas por el movimiento ciliar y transportadas al tracto gastrointestinal (TGI), en donde son absorbidas dependiendo de su solubilidad. La ingesta de esta fracción de polvo por el TGI es considerada como parte de la ingestión accidental de suelo y polvo contaminado, discutida en la Sección 4.3.

4.2.1 Exposición a Material Particulado resuspendido por el viento

La resuspensión de relaves tóxicos por el viento amenaza a toda la población de Mollehuaca y por lo tanto será discutido en adelante con más detalle.

Un primer paso para la estimación de la dosis promedio de polvo respirable recibido diariamente por un ciudadano de Mollehuaca es la estimación de la concentración de contaminantes en el aire transportado por medio de material particulado. Debido a que no se cuenta con datos representativos de la concentración de contaminantes en el aire del área de proyecto, se aplicarán distintos enfoques para obtener una aproximación adecuada. En esta aproximación, en un enfoque conservador, se considera una exposición por polvo en la proximidad al área contaminada. Como consecuencia, la aproximación sobreestima la exposición para personas más alejadas al área industrial histórica por la gradual disminución de las concentraciones de los CP en el aire alejándose del área. Las concentraciones UCL95 de los CP en el polvo sedimentable son utilizadas para estimar un riesgo genérico de la población de Mollehuaca por la inhalación de partículas contaminadas.

En una primera aproximación de la evaluación de las concentraciones de CP en el aire, se utiliza los datos de los monitoreos ambientales realizados en proximidad al poblado de Mollehuaca, presentados en el informe “Investigación de la Contaminación Ambiental en el Municipio de Mollehuaca – Fase II”. El monitoreo fue realizado al lado de relaves en la minera Caravelí en el área de la Planta de Beneficio Chacchuille, ubicada en el Paraje Chacchuille a unos 5 km de Mollehuaca en dirección sur-oeste. Por lo tanto, se presume que los datos deberían reflejar con buena aproximación la situación en Mollehuaca.

Según los datos obtenidos de un total de 8 monitoreos de material particulado, la concentración de PM10 encontrada en estas investigaciones está en el rango de 10 a 146 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ con un promedio de 76.7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y un **UCL95 de 102.4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$** . Asumiendo que las partículas inhaladas tienen concentraciones de CP parecidas a las encontradas en polvo sedimentable dentro de la población de Mollehuaca y que la concentración de PM10 sea de 102.4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, se puede estimar la concentración C_{exp} de los CP en aire utilizando la ecuación 4.1.

$$C_{\text{exp}}[\mu\text{g}/\text{m}^3] = C_{\text{PM10}} \times C_{\text{polvo}} \times 10^{-6} \quad (4.1)$$

Donde:

C_{exp} = concentración del contaminante en el aire ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

C_{PM10} = concentración de PM10 en el aire (valores UCL95 de PM10), en $\mu\text{g}/\text{m}^3$

C_{polvo} = concentración del contaminante en polvo sedimentable, en mg/kg

El segundo método de estimar las concentraciones de CP en el aire es por medio de un modelo meteorológico, utilizando un Factor de Emisión de Partículas (FEP). El FEP expresa la relación entre la concentración de un contaminante en el suelo y en el aire. Por lo tanto es frecuentemente utilizado para estimar la concentración de contaminantes en el aire de áreas contaminadas, utilizando las concentraciones de las contaminantes en el suelo superficial. El cálculo del FEP se realiza utilizando ecuaciones derivadas por la US EPA para trabajadores expuestos a suelos contaminados (US EPA Soil Screening Guidance (1996), Supplemental Guidance (2002c) y US EPA Region IX PRGs (2004b)⁵. El modelo frecuentemente se aplica para evaluar la exposición de trabajadores a contaminantes presentes en suelos realizando actividades de mantenimiento de parques, trabajos con movimiento de tierra, etc.

Del FEP, calculado con la ecuación 4.2, se deriva la concentración de un contaminante en el aire C_{mod} , utilizando la ecuación 4.3.

$$FEP = \frac{[Q / C_{viento} \times 3600]}{[0.036 \times (1 - V) \times (U_m / U_t)^3 \times F(x)]} \quad (4.2)$$

Dónde:

Q/C_{viento} = Coeficiente de dispersión para polvo fugitivo ($\text{g}/\text{m}^2\text{-s}$ por kg/m^3)
Este factor por defecto es $62.8 \text{ g}/\text{m}^2\text{-s}$ por kg/m^3 (US EPA Soil Screening Guidance, 1996).

V = Fracción de cobertura vegetal (estimado en 0.01 o 1% en Mollehuaca)

U_m = Velocidad de viento, promedio anual (m/s) – 2.3 m/s basándose en investigaciones de campo⁶

U_t = 3 m/s; calculado con la Ley de Perfil de Viento para condiciones meteorológicas estables (Wikipedia⁷)

$F(x)$ = Función dependiendo de U_m/U_t ; 1.21 según el procedimiento establecido por la US EPA (Cohert 1985)

$$C_{mod} [\mu\text{g}/\text{m}^3] = C_{suelo} * 10^3 / FEP \quad (4.3)$$

Donde:

C_{mod} = concentración del contaminante en el aire según modelo ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

C_{suelo} = concentración del contaminante en el suelo superficial (mg/kg)

FEP = Factor de Emisión de Partículas (m^3/kg)

⁵ USEPA Soil Screening Guidance (1996), Supplemental Guidance (2002c) y USEPA Region IX PRGs (2004b).

⁶ ver "Investigación de la Contaminación Ambiental en el Municipio de Mollehuaca – Fase II"

⁷ http://en.wikipedia.org/wiki/Wind_profile_power_law

Utilizando los mencionados datos meteorológicos y considerando la de facto ausencia de una cobertura vegetal, el FEP se calcula en **1.16E+07 m³/kg**.

La Tabla 4.1 resume los resultados de la estimación de las concentraciones de los CP en el aire como resultado de una resuspensión de polvo por el viento, aplicando el modelo meteorológico en comparación con resultados del monitoreo realizado en la Planta de Beneficio Chacchuille. Como lo presentado en la Tabla 4.1, los valores calculados de las concentraciones encontradas en polvo sedimentable y las del modelo meteorológico coinciden satisfactoriamente y de esta manera ayudan a validar los parámetros utilizados en el modelo meteorológico. Las concentraciones C_{exp} y C_{mod} calculadas también coinciden con las concentraciones de As y Pb encontradas en partículas PM10 medidas en proximidad a los relaves de la la Planta de Beneficio Chacchuille. Este hallazgo implica que los relaves de esta planta podrían tener una composición parecida en As y Pb a los relaves de Mollehuaca. Debe aclararse que la concentración C_{mod} representa la concentración de partículas suspendidas totales (PST) en el aire, mientras C_{exp} expresa la concentración de PM10. Sin embargo, debido a las características granulométricas de los relaves con una fracción importante de partículas muy finas, no se espera una gran diferencia entre PST y PM10 en estos sitios mineros.

Las mediciones en Chacchuille fueron realizadas en aproximadamente 120 metros distancia a la carretera (trocha) y por lo tanto las interferencias por emisiones de polvo causadas por el tráfico no son consideradas significativas.

Tabla 4.1 – Estimación de la concentración de CP en el aire relacionado a la presencia de material particulado.

Concentración en aire [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]					
	UCL95 en polvo [mg/kg]	PM10 C_{exp} ¹⁾	C_{mod} , calculado con Modelo	Concentraciones medidas en el campo ²⁾	CdR [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] ³⁾
Hg	27.3	0.0028	0.0024	-	0.3
As	565.1	0.058	0.049	0.02-0.17	0.3
Pb	628.2	0.064	0.054	0.035-0.055	0.5
Cu	258.5	0.027	0.022	-	nd ⁴⁾

- 1) Cálculo de la concentración de PM10 de Planta de Beneficio Chacchuille y la concentración de contaminantes en el polvo sedimentable de Mollehuaca.
- 2) Monitoreo en el área de la Planta de Beneficio Chacchuille, ver informe "Investigación de la Contaminación Ambiental en el Municipio de Mollehuaca – Fase II".
- 3) Concentración de Referencia (CdR), basándose en datos toxicológicos (ver perfiles toxicológicos, Anexo B).
- 4) No definido; basándose en la concentración umbral permitido durante 8 horas al día durante 5 días en la semana en el lugar de trabajo de $1 \text{ mg}/\text{m}^3$ (ACGIH 1990), se puede concluir que concentraciones por debajo de aproximadamente $0.1 \text{ mg}/\text{m}^3$ ($100 \mu\text{g}/\text{m}^3$) no causarán daños significativos a la salud humana durante una exposición crónica.

Las concentraciones de los CP en el aire en forma de material particulado fueron estimadas considerando la resuspensión de partículas por erosión eólica. Otras emisiones de polvo causadas por el tráfico o actividades de procesamiento de minerales no son

consideradas en esta evaluación y serán discutidos más adelante. Tampoco se cuenta con datos de la concentración de polvo inhalable dentro de las casas. Esta concentración depende de muchos factores relacionados a las condiciones higiénicas dentro de las casas y la cuota del intercambio de aire (dependiendo de calidad de las ventanas y puertas, rutinas de ventilación, etc.). Como aproximación, la concentración dentro de las casas se estima en unos 50% de la concentración al aire libre. Este valor es la media (valor intermedio) de un rango encontrado en un estudio realizado por enHealth en Australia (enHealth 2004). Considerando que un ciudadano de Mollehuaca se encuentra en promedio unas 12 horas por día fuera de la casa y 12 horas adentro, se puede calcular una concentración promedia para la exposición que está aproximadamente 75% de la concentración calculada para una exposición al aire libre.

4.2.2 Exposición a Material Particulado en canchas deportivas (situación actual)

En la actualidad, las actividades deportivas en Mollehuaca se concentran en varias canchas o lozas deportivas en el centro urbano y también dentro del área directamente impactada por la minería. Debido a las características topográficas del área contaminada, actividades deportivas solamente se consideran viables en canchas o lozas preparadas para el propósito. Los resultados analíticos de los suelos de canchas activamente usadas en la actualidad se presentan en la Tabla 4.3. Para la evaluación de la exposición a los CP por la práctica de deporte en estas canchas por inhalación como de ingestión de polvo, se utilizarán las concentraciones detectadas en la cancha deportiva ubicada en la zona impactada por tener las concentraciones más altas de las tres canchas evaluadas (punto de muestreo I-15). El suelo de la cancha del estadio principal está cubierto por un césped sintético por lo que la inhalación e ingestión de polvo es minimizado. Por lo tanto, no se tomó ninguna muestra de esta cancha.

Tabla 4.3 – Concentraciones C_{cd} de contaminantes en canchas deportivas

Punto		Concentraciones en mg/kg			
		As	Hg	Pb	Cu
M-53	Cancha	11.7	1.44	7.65	28.8
M-56	Loza deportiva	18.4	<0.04	10.8	43
I-15	Cancha en zona impactada	106	12.4	123	58.1
	Promedio	45.4	6.9	47.2	43.3

La dosis de recepción por la inhalación de partículas depende de muchos factores, incluyendo la granulometría del suelo, el número de niños jugando, la intensidad del juego, etc. Por lo tanto, solamente es posible realizar una estimación de la exposición al polvo levantado por los jugadores utilizando datos considerados conservadores. La US EPA (US EPA 2006) recomienda utilizar para niños entre uno y siete años un valor de 400 mg/día para la ingesta total de polvo cuando éstos están jugando en canchas de tierra. Este valor es el 95 percentil de la ingesta de partículas (por inhalación más ingestión), medido en investigaciones de campo. Se desconoce estudios sobre la determinación de Factores de Emisión de Partículas en campos deportivos de suelos naturales y por lo tanto es difícil determinar la distribución entre partículas ingeridos e inhalados.

Para facilitar el cálculo de una dosis de recepción, se estima que la totalidad de partículas sean recibidas como exposición oral, o sea entrarían al tracto gastrointestinal (ver Sección 4.3). Esta simplificación no tiene un impacto significativo para la evaluación de riesgo y por lo tanto es considerada válida. A pesar de que la exposición a CP en canchas

deportivas solamente puede ser realizada en una estimación aproximada, el uso del 95 percentil de la ingesta de polvo en estudios reales de campo permite una evaluación conservador de esta ruta de exposición. La inhalación de partículas suspendidas en el aire como consecuencia de la resuspensión eólica está incluida en la evaluación desarrollada en la Sección 4.2.1.

4.2.3 Exposición a Material Particulado resuspendido por el tráfico

Para la estimación de la exposición a polvo por resuspensión de material particulado provocada por el tráfico en las trochas de Mollehuaca, se aplica un modelo establecido por la US EPA (New Jersey EPA 2008).

El cálculo de la cuota de emisión de partículas se realiza mediante la ecuación 4.5.

$$ER_{tráfico} = \frac{E_{10} \times TC \times D \times TF}{28800 \times FrE} \quad (4.5)$$

Dónde:

$ER_{tráfico}$	=	Cuota de emisión de partículas por tráfico (g/s)
E_{10}	=	Factor de emisión de partículas (g/VKT; g/km recorrido por vehículo)
TC	=	Recuento diaria de tráfico de un área no pavimentada (estimado 150 vehículos/día – basándose en observaciones propias)
D	=	Distancia promedio que un vehículo pasa por el área no pavimentada (estimado 1.5 km) ⁸
TF	=	Frecuencia de tráfico (estimado 365 días con tráfico/año)
FrE	=	Frecuencia de exposición (365 días/año)

La ecuación 4.6 es una expresión empírica para estimar E_{10} , o sea la emisión de partículas causado por un vehículo que recorre un kilómetro en una trocha (USEPA 1998).

$$E_{10} = 281.9 \times [k(s/12)^{0.9} (W/3)^{0.45}] \times \left[\frac{(365-p)}{365} \right] \quad (4.6)$$

Dónde:

E_{10}	=	Factor de emisión de partículas (g/VKT; g/km recorrido por vehículo)
k	=	Multiplicador de tamaño de partículas (sin unidad) (1.5 para PM10)
s	=	Contenido de limo en el superficie de la trocha (estimado 10%)
W	=	Peso promedio de los vehículos (estimado 2 toneladas ⁹)
p	=	días con por lo menos 0.254 mm de precipitación en el año (estimación 3 días) ¹⁰

Aplicando la ecuación 4.6, el factor E_{10} de emisión de partículas por debajo de 10 micrones (PM10), se calcula en 296.6 gramos por km recorrido por vehículo. La superficie de la trocha en Mollehuaca no es uniforme y existen grandes diferencias en la composición. Mientras hay sectores principalmente de roca y piedra con bajo contenido de arena y limo, otros contienen hasta 30% limo, aproximadamente. Un trecho pequeño

⁸ De un extremo al otro de Mollehuaca son aproximadamente 1.7 km

⁹ Considerando que trafican 30% motos con un peso promedio de 0.2 toneladas y 70% autos con un peso promedio de 2.7 toneladas (típico peso de una camioneta).

¹⁰ Para una discusión de las condiciones climáticas de la zona, ver sección 2.4 del informe "Investigación de la Contaminación Ambiental en el Municipio de Mollehuaca – Fase II"

en el centro de Mollehuaca también está pavimentado. Para esta evaluación, se estima un promedio de 10% de limo en trochas. El modelo está considerando que la emisión de polvo depende de la velocidad de los vehículos, condiciones meteorológicas y de otros factores técnicos más (como tipo y tamaño de ruedas, etc.), tomando en cuenta parámetros por defecto que fueron derivados de estudios de campo y de simulacros. Los resultados de E_{10} calculado con el modelo se basan en la “hipótesis menos favorable” (“worst case scenary”) y por lo tanto son considerados conservador. Debe aclararse que esta estimación de la emisión de polvo por el tráfico incluye una incertidumbre considerable pero debido a que el modelo fue verificado por la US EPA se considera válido. La alternativa para obtener resultados más representativos sería un monitoreo de PM10 en distintos puntos de la población durante días o aún mejor semanas.

Entonces, según ecuación 4.5, considerando un E_{10} de 296.6 g/km, la cuota de emisión de partículas PM10 por el tráfico, $ER_{tráfico}$ se calcula en **2.3 g/s**.

Entre la concentración de un contaminante en el aire (C_a) y el coeficiente de dispersión para polvo fugitivo de tráfico, Q/C_{viento} (g/m^2 -s por kg/m^3), existe la relación expresada en ecuación 4.7 (New Jersey EPA 2008).

$$C_{PM10} = \frac{ER_{tráfico} \times 10^9}{A \times (Q/C)} \quad (4.7)$$

Dónde:

- C_{PM10} = Concentración de material particulado PM10 en el aire ($\mu g/m^3$)
- $ER_{tráfico}$ = Cuota de emisión de partículas por tráfico [g/s]
- Q/C = Coeficiente de dispersión para polvo fugitivo de tráfico ($62.6 g/m^2$ -s por kg/m^3)
- A = Área directamente afectada en m^2 (estimado en 425 000 m^2)

El área A (en m^2) del casco urbano de la Municipalidad de Mollehuaca afectado directamente por el tráfico se estima en 42.5 ha o 425 000 m^2 (250 m x 1700 m). El tráfico principalmente se concentra en dos caminos principales que van en paralelo a la quebrada. Considerando además un coeficiente de dispersión Q/C de $62.8 g/m^2$ -s por kg/m^3 (US EPA Soil Screening Guidance, 1996) y una cuota de emisión de partículas $ER_{tráfico}$ de 2.3 g/s, se calcula una concentración promedio de material particulado potencialmente dañino para la salud emitido por el tráfico **C_{PM10} de 87.2 $\mu g/m^3$** .

Las concentraciones de contaminantes en el aire C_{exp} se pueden calcular utilizando la concentración de CP en el suelo de las trochas C_{trocha} mediante la ecuación 4.8.

$$C_{exp}[\mu g / m^3] = C_{PM10} \times C_{trocha} \times 10^{-6} \quad (4.8)$$

La Tabla 4.4 resume los resultados analíticos de suelos encontrados en trochas de Mollehuaca y los C_{exp} calculados correspondientes. La concentración de los CP en el aire transportado por partículas resuspendidos por el tráfico se estima basándose en suelo analizado de siete diferentes puntos, dentro o al costado de la trocha en el centro urbano de Mollehuaca. Las concentraciones de CP en trochas fueron consideradas como UCL95¹¹ como medida de una exposición máxima.

¹¹ Calculado con el programa ProUCL de la US EPA

Tabla 4.4 - Resultados analíticos del suelo de trochas de Mollehuaca y las concentraciones promedio de CP en el aire, C_{exp}

# de Muestra	Ubicación	C_{trocha} [mg/kg]			
		As	Hg	Pb	Cu
M-47	Costado de calle, 600 m lado sur-oeste de la plaza	51.8	3.30	69.5	45.3
M-52	Costado de calle, altura Colegio Primario	30.9	<0.041	12.1	38.4
M-51	Costado de calle, 380 m lado sur-oeste de la plaza	80.0	1.36	33.7	47.2
M-55	Costado de calle, 300 m lado sur-oeste de la plaza	38.2	1.4	23.3	51.4
M-58	calle 175 m lado sur-oeste de la plaza	90.6	19.4	128	77.2
M-59	Costado de calle, 230 m lado sur de la plaza	25.3	<0.041	6.81	42.5
M-60	calle en altura de la plaza principal	47.7	2.43	36.5	28.1
M-63	Costado de calle, 180 m lado sur de la plaza	33.7	3.47	7.75	62.8
M-64	calle 160 m lado nor-este de la plaza	79.7	8.3	41.4	35.5
	Promedio	53.1	4.41	39.9	47.6
	Desviación Est.	24.32	6.15	38.51	14.85
	C_{trocha} (UCL95)	68.18	18.84	56.81	76.64
		C_{exp} [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]			
		0.0059	0.0016	0.0050	0.0067

Las concentraciones de los CP en el suelo de las trochas son relativamente bajas, comparándolas con las concentraciones encontradas en el área industrial histórica y en el polvo sedimentable. Como consecuencia, la resuspensión de polvo por el tráfico contribuye menos a la exposición por inhalación de polvo contaminado que la distribución del suelo superficial del área industrial histórica por el viento.

4.2.4 Exposición a Vapores de Mercurio

Entre las cuatro sustancias químicas seleccionadas para el ERSA, el Hg es la única que forma vapores tóxicos que pueden causar una amenaza para personas presentes dentro y alrededor del área industrial histórica. La exposición a vapores de Hg por las actividades de amalgamación y de la quema de amalgama se discute en la Sección 4.4.

El primer paso en la evaluación de la dosis de exposición causada por la inhalación de vapores de Hg es la estimación de la concentración máxima en el aire del área contaminada. Parecido al FEP utilizado para una estimación de la concentración de material particulado en el aire, se puede utilizar un Factor de Volatilización (FV) para

compuestos volátiles. El FV expresa la relación entre la concentración de un contaminante volátil en el suelo y la concentración del mismo en el aire. Este parámetro se puede calcular usando el modelo de Jury (Jury et al. 1984), aplicado también por la US EPA (US EPA 1996b). El cálculo se basa en las propiedades específicas de la sustancia y del suelo. Para las propiedades físicas del suelo, se utilizan valores específicos del material depositado en el área industrial, además de valores definidos por defecto por la US EPA.

El Factor de Volatilización FV se calcula utilizando la ecuación 4.9.

$$FV = Q/C \times \frac{(3.14 \times D_A \times T)^{1/2}}{(2 \times \rho_b \times D_A)} \times 10^{-4} (m^2 / cm^2) \quad (4.9)$$

Donde la Difusividad aparente D_A se expresa como:

$$D_A = \frac{[(\Theta_a^{10/3} D_i H' + \Theta_w^{10/3} D_w) / n^2]}{\rho_b K_d + \Theta_w + \Theta_a H'} \quad (4.10)$$

La Tabla 4.5 presenta los valores utilizados para el cálculo de D_A y FV. Finalmente, por medio de la ecuación 4.11 se calcula la concentración de vapores en el aire.

$$C_A [\mu g/m^3] = C_{suelo} * 10^3 / FV \quad (4.11)$$

Tabla 4.5 – Valores utilizados para el cálculo de FV

Parámetro/Definición (unidad)	Valor	Fuente
FV – Factor de Volatilización (m^3/kg)	1E+05	Ecuación 5.5
D_A - Difusividad aparente (cm^2/s)	6.25E-07	Ecuación 5.6
Q/C – inverso de la concentración promedio en el centro de una fuente de 0.5 aNRE, basado en modelo de dispersión (g/m^2 -s por kg/m^3)	62.8	(USEPA 2002)
T – intervalo de exposición (s)	9.5×10^8 (30 años)	US EPA 1991)
ρ_b - peso específico del suelo (aparente) (g/cm^3)	1.5	US EPA (1991)
Θ_a - fracción de los poros en el suelo llenados con aire (L_{aire}/L_{suelo})	0.355	$n - \Theta_w$
Θ_w - fracción de los poros en el suelo llenados con agua (L_{agua}/L_{suelo})	0.075	(US EPA 1996; Tabla 1)
n – porosidad total del suelo	0.43	$1 - (\rho_b / \rho_s)$
ρ_s - densidad de partículas del suelo	2.65	US EPA (1991)
D_i – difusividad en aire (cm^2/s)	0.0634	CLEA Software (v 1.06) ¹²
H' - constante de Ley de Henry (sin	0.467	CLEA Software (v 1.06)

¹² Software oficial para la evaluación de riesgos para la salud humana de la Agencia Ambiental de Inglaterra.

dimensión)		
D_w – difusividad en agua (cm^2/s)	2.0E-05	CLEA Software (v 1.06)
K_d – coeficiente de partición entre suelo-agua,	1.25E+05	Medición en lodo (US EPA 1992)
K_{oc} . coeficiente de partición carbón orgánico – agua (cm^3/g)	26000	CLEA Software (v 1.06)
f_{oc} – contenido de materia orgánica en el suelo (g/g)	0.002 (0.2%)	Estimado

Cabe mencionar que el modelo utiliza estimaciones meteorológicas en un enfoque de la hipótesis menos favorable, o sea las concentraciones resultantes del modelo permiten una evaluación toxicológica conservadora y protectora.

Coefficiente Kd de Partición suelo – agua:

El Coeficiente de Partición entre suelo y agua (K_d) indica la proporción de una sustancia que está adsorbida al suelo en contacto con agua y por lo tanto es un factor importante para la determinación de la movilidad de un contaminante en el suelo. Su valor depende de muchos factores, más que todo del tipo de suelo (entre otro la concentración de limo, arcilla, materia orgánica, etc.) y de las condiciones físico-químicas presentes (incluyendo concentración de la sustancia, pH, salinidad, materia orgánica, humedad, especiación de los elementos, potencial redox, entre otros). En la literatura se encuentra valores de K_d muy dispersos que dificultan la realización de una modelación sin tener datos de mediciones específicas del sitio (que por su alto costo y complejidad generalmente no se realizan). Una de las pocas mediciones de valores de K_d en condiciones similares a las de Mollehuaca las realizó un equipo de Honeywell que determinaron un log K_d entre 2.5 y 4.7 en sedimentos de un lecho de río (Honeywell 2009). En el presente trabajo se utiliza un valor de 1000 L/Kg (log K_d 3), definido como valor por defecto de la US EPA para Hg elemental en suelos (US EPA 1997) y considerado en el presente trabajo como un valor razonable.

Aplicando la ecuación 5.7, se calcula una concentración máxima de Hg en el área directamente impactada por la contaminación de Hg (área industrial histórica y alrededores) **C_A de $0.88 \mu\text{g}/\text{m}^3$** . Para el cálculo de la Concentración Modificada de Exposición CE (ver Sección 5.2.1), se estima que una persona en promedio está expuesto durante 12 horas diarias a la concentración máxima de los vapores de Hg. Según el modelo aplicado, esta concentración solamente se desarrollará en condiciones climatológicas no favorables lo que no ocurre frecuentemente. Por lo tanto, el tiempo de exposición a concentraciones elevadas durante 12 horas al día es una estimación considerada válida y conservadora.

4.2.5 Exposición a Vapores de Hg en Zanjas

El grupo de personas más expuesto a vapores tóxicos en sitios contaminados son los trabajadores que abren y trabajan dentro de zanjas.

Basándose en un análisis de sensibilidad (CSAP 2012), se determinaron Factores de Atenuación (FdA) de volátiles en zanjas de sitios de construcción. La concentración de volátiles dentro de zanjas depende de la geometría de la zanja (profundidad versus abertura) y de la profundidad de la fuente de vapores por debajo de la base de la zanja. Mediante una modelación se determinaron cuotas de intercambio de aire en zanjas entre 2/hora (para zanjas angostas con un ancho < profundidad) y 360/hora (para zanjas amplias con un ancho > profundidad). Mediante esta modelación se desarrollaron FdA entre 2E-05 (zanjas anchas) y 0.09 (zanjas agostas). El FdA es la relación entre la

concentración de vapores dentro de la zanja y la concentración de vapores en los poros del suelo. Conociendo la concentración de vapores en los poros del suelo se puede calcular una concentración máxima en una zanja del área.

Una medición de la concentración en poros de suelo es complicada y por lo tanto se aplican modelos de partición de equilibrio entre diferentes fases para la estimación. Debido a que la napa freática está a más de tres metros por debajo de la superficie y no contiene concentraciones detectables de Hg, la fase acuosa no juega un papel importante en la evaporación del mercurio. Por lo tanto, se puede aplicar un modelo de dos fases basado en la presión parcial de Hg en el suelo para estimar la concentración de vapor de Hg en los poros del suelo. La Ley de Raoult describe un sistema de partición de mezclas multi-fase de una sustancia volátil, que es una fracción de la fracción molar y de la presión (ecuación 4.12):

$$C_v = \frac{1000 \times M_w \times X \times V_p}{R \times T} \quad (4.12)$$

Donde:

C_v	=	Concentración de vapor en el suelo (mg/m ³)
MW	=	Peso molecular (g/mol); MW de Hg: 200.59 g/mol
X	=	Fracción de mol (sin dimensión); X de Hg en el suelo: 4.41E-04 (considerando una matriz de SiO ₂)
V_p	=	Presión de vapor (atm); V_p de Hg: 3.45E-06 atm
R	=	Constante de gas (8.205736E-05 m ³ -atm/K-mol)
T	=	Temperatura (298 K)

Aplicando los datos mencionados arriba, la concentración de vapor de Hg en los poros de suelo puede ser estimada en 0.21 mg/m³. Aplicando un FdA conservador de 0.09, se puede estimar una concentración máxima de **19 µg/m³** a la cual un trabajador estaría expuesto trabajando dentro de una zanja instalada dentro del área industrial histórica. Esta concentración aún está por debajo del TWA de 25 µg/m³ definido como concentración máxima de Hg en el lugar de trabajo según el D.S. N° 015-2005-SA, para la exposición en el lugar de trabajo. Sin embargo, debido a una exposición adicional a los CP por ingesta de polvo contaminado, se incluirá la exposición de trabajadores de construcción trabajando en zanjas en la evaluación del riesgo.

Para el cálculo del riesgo, se estima que un trabajador está expuesto al vapor de Hg en una zanja en promedio durante 4 horas por día y de que sea necesario trabajar dentro de la zanja durante un tiempo de 60 días por año.

4.3 Ingestión Accidental de Suelo o Polvo Contaminado

La dosis de contaminantes por la ingestión accidental de suelo y polvo contaminado se calcula mediante la ecuación 4.13.

$$DE_{ING} = \frac{C_s \times FBD_{ING} \times TI_{ING} \times FrE \times DuE \times FVC}{365 \text{ (días por año)} \times PC \times PTE_M} \quad [mg / kg / día] \quad (4.13)$$

En este caso, FBD_{ING} es un Factor de Biodisponibilidad o tasa de absorción gastrointestinal, considerando que no siempre la totalidad de los tóxicos en el tracto gastrointestinal son absorbidos por el cuerpo. La Tabla 4.7 resume los valores utilizados para el cálculo de la Dosis de Exposición por Ingestión de Suelos, DE_{ING} para los

escenarios seleccionados. Para el escenario “parque/recreacional” se estima que solamente será posible realizar actividades deportivas en canchas preparadas. Por lo tanto, se consideran las concentraciones de CP encontradas en las canchas actualmente más utilizadas (ver Tabla 4.3).

Tabla 4.7 – Valores utilizados para el cálculo de DE_{INH}

Parámetro	Descripción	Valores para Escenarios seleccionados		
		Parque/ Recreacional	Residencial	Industrial/ Comercial
C_s	Concentración de contaminante en el suelo [mg/kg]	Valores UCL95 (Tabla 3.4)	Valores UCL95 (Tabla 3.4)	Valores UCL95 (Tabla 3.3)
FBD_{ING}	Factor de biodisponibilidad o tasa de absorción del contaminante; $\leq 100\%$ (≤ 1)	Ver perfiles toxicológicos (Anexo B)		
TI_{ING}	Tasa de ingestión de suelo y polvo [mg/día] (depende de edad y actividad)	200 (adultos) 400 (niños) (US EPA 2006)	100 (adultos) 400 (niños) (USEPA 1991; 2006)	200 (adultos) (criterio propio)
FrE	Frecuencia de exposición [días/año]	150	365	312
DuE	Duración de la exposición [años]	24 (adultos) 6 (niños) Valor por defecto (USEPA 1991b)	24 (adultos) 6 (niños) Valor por defecto (USEPA 1991b)	24
FVC	Factor de conversión (mg en kg) = 1×10^{-6}			
PC	Peso corporal [Kg]	60 (adultos) 12 (niño) (USEPA 1991b; adaptado a realidad Peruana)		
LT	Esperanza de vida (años)	74.5 (INEI Peru 2012; esperanza promedia de hombres)		
PTE_M	Período de tiempo promedio de exposición [años]	LT (cancerígeno) DuE (no cancerígeno)		

Para la ingestión de polvo contaminado en el área urbana se utilizan los mismos valores UCL95 encontrados en el área industrial histórica. Esta suposición es bastante conservadora como se discute en la Sección 3.3.3. Sin embargo, el cálculo de los UCL95 de los CP en polvo sedimentable resultó en valores muy parecidos a los encontrados en el área contaminada y demuestra que el suelo del área industrial está resuspendido por el viento y por lo tanto afecta principalmente a toda la población de Mollehuaca. El valor por defecto de la US EPA de la tasa promedia de ingestión diaria en áreas residenciales es 100 mg/día para niños (US EPA 2011). Sin embargo, considerando la granulometría muy fina del material contaminante y la falta de una cobertura vegetal, se aplica un valor de 400 mg/día como recomendado por la US EPA (2006) para niños jugando en canchas de tierra sin cobertura vegetal.

Para trabajadores se utiliza una tasa de ingestión de 200 mg/día en vez de la tasa de 50 mg/día recomendada por defecto (US EPA 1991), debido a las características granulométricas de los relaves depositados en el área industrial histórica y la falta de una capa vegetal de protección.

4.4 Exposición de mineros a vapores de Mercurio durante el proceso de amalgamación y quema de amalgama

La práctica de la amalgamación en sistemas abiertos y la evaporación del Hg a fuego abierto sin el uso de retortas resultan en una exposición a vapores de Hg que puede llegar a altas concentraciones con limitación temporal en el lugar de trabajo. Debido a que la mayoría de los habitantes de Mollehuaca trabajan en la extracción de oro utilizando Hg, esta exposición (por su frecuencia caracterizada sub-crónica a crónica) debe ser considerada en el ERSA.

Cordy et al. (2013) evaluaron la exposición de la población en centros mineros en las poblaciones de Segovia, Colombia y Andacollo, Chile por la quema de amalgama. Se midieron las concentraciones de Hg en el aire de las poblaciones durante varias semanas. Las concentraciones promedio encontradas fueron 1.26 y 0.338 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente. Estas concentraciones son comparables con la concentración de vapor de Hg emitido por el suelo contaminado del área industrial histórica (0.88 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Según el Programa Ambiental de las Naciones Unidas (UNEP 2008), las evaluaciones de la exposición de mineros trabajando con Hg demostraron que algunos mineros están expuestos a concentraciones hasta 50 veces por encima del valor de referencia de 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ recomendado por la OMS. Basándose en esta investigación, se considera en el presente trabajo una concentración de **50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$** en el lugar de trabajo de mineros que realizan la extracción del oro mediante amalgamación. El tiempo de exposición a estas concentraciones es limitada al proceso activo de amalgamación y evaporación del mercurio que se estima en una hora por día como promedio. Se supone que el impacto de la población de Mollehuaca a vapores de Hg se redujo significativamente por el traslado de la mayoría de las actividades mineras al parque industrial. Sin embargo, aún existen retortas instaladas en pleno centro de Mollehuaca que contribuyen una exposición de la población a vapores de Hg. En comparación, según el D.S. No. 015-2005 SA, la media ponderada en el tiempo permitido en el lugar de trabajo (TWA) es 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. O sea, la mitad de la concentración máxima esperado en el lugar de trabajo de un minero artesanal trabajando con Hg.

5. Evaluación de la Toxicidad de los CP

En esta sección se describe la evaluación de la toxicidad de los CP, utilizando como base las características de la exposición que fueron desarrollados en la Sección 4. Los cálculos de la toxicidad se presentan en las Tablas A.1 a A.7 en el Anexo A.

La Toxicología es la ciencia que se ocupa de los efectos adversos que producen las sustancias químicas en los organismos vivos. Potencialmente, todos los productos químicos pueden ser venenosos, perjudiciales e incluso mortales, dependiendo de la dosis recibida. Por tal razón es importante mantener la dosis de exposición por debajo de niveles considerados críticos para evitar problemas de salud.

En forma general, los aspectos que deben evaluarse para comprender los efectos de químicos como metales pesados y metaloides son los siguientes:

- la sustancia y sus propiedades físicas y químicas
- el organismo afectado
- los efectos o la respuesta que el compuesto causa

- la exposición (dosis, tiempo, situación)

La etapa de evaluación de la toxicidad de los contaminantes también se conoce como la caracterización de la dosis-respuesta. En la misma se identifica la toxicidad de los contaminantes a los cuales los seres humanos están o pueden estar expuestos. Esta fase consiste en la identificación y selección de las fuentes de información, identificación del perfil toxicológico relevante, y la identificación de los criterios de toxicidad de cada CP. El Anexo D contiene los perfiles toxicológicos de cada uno de los CP seleccionados con Valores de Referencia de Toxicidad (VRT), derivados de la US EPA y otras fuentes internacionalmente aceptadas. La Tabla 5.1 resume los VRTs adoptados para el presente ERSA.

Tabla 5.1 – Valores de Referencia Toxicológico de los CP

VRT	As	Hg	Pb	Cu
CdR inhalación [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	0.3	0.3	0.5	no definido
DdR ingestión [$\text{mg}/\text{kg}\text{-día}$]	0.002	0.0006	0.0036	0.5
Factor de Absorción gástrica	0.3	0.07	0.27	0.1
Factor de Absorción pulmonar	0.9	0.8	0.8	no definido
DdR dérmico	no definido	no definido	no definido	no definido
Factor de Pendiente de Cáncer (FPC), ingestión oral [$\text{mg}/\text{kg}\text{-día}$] ⁻¹	1.5	no definido	no definido	no definido
FPC inhalación [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] ⁻¹	0.0043	no definido	no definido	no definido
Media Ponderada en el tiempo (TWA) en el lugar de trabajo (8 hrs diarias) [mg/m^3]	0.15*	0.025	0.05**	1***

* Arseniato de Pb como $\text{Pb}_3(\text{AsO}_4)_2$; ** Plomo inorgánico como Pb; *** Polvo y nieblas, como Cu

Debido a que en varias muestras analizadas el Hg fue encontrado en forma biodisponible, se considera los datos toxicológicos para Hg inorgánico para la exposición oral en vez de Hg elemental. Hg inorgánico tiene un Factor de Absorción Gástrica muy superior a Hg elemental (que casi es insoluble) y por lo tanto tiene una mayor toxicidad.

5.1 Interacciones entre los CP

La población de Mollehuaca no solamente está expuesta al Hg (como se pensó inicialmente) sino a los otros contaminantes Pb, Cu y As en concentraciones potencialmente dañinos para la salud humana. Las interacciones químicas, al relacionarse con los efectos en la salud, no son bien entendidas. En la toxicología, se diferencian entre tres principales tipos de interacción:

- Aditivos,
- sinérgicos, y
- antagónicos

Un efecto aditivo es un efecto combinado de dos o más sustancias químicas que equivale a la suma de los efectos aislados de cada una de ellas. En el sinergismo, dos o más sustancias químicas intensifican los efectos de cada una de ellas y en el antagonismo, dos o más sustancias químicas contrarrestan sus efectos entre sí.

En el caso de una combinación de por lo menos cuatro metales pesados y metaloides como en el caso de Mollehuaca, una estimación de interacciones es compleja.

Se desconoce de investigaciones sobre efectos toxicológicos en una combinación de metales y metaloides como se encuentra en Mollehuaca. Una discusión detallada de estudios toxicológicos con un enfoque a interacciones entre metales pesados fue publicada por la Agencia de Sustancias Tóxicas y del Registro de Enfermedades (ATSDR 2013)¹³.

En forma general, la absorción de metales pesados como Pb y Cd, y la sensibilidad a efectos negativos en el organismo causados por Pb, Cd y probablemente también el As, es afectada por la concentración de elementos esenciales como son el calcio, magnesio, potasio, zinc, hierro y también el selenio, además de otros nutrientes esenciales de la dieta como son las vitaminas (ATSDR 2013).

Una interpretación de los datos toxicológicos es obstaculizada por publicaciones con resultados contradictorios. En la Tabla 5.2 se resume algunas de las conclusiones que tienen relevancia para el proyecto de Mollehuaca. En forma general, la incertidumbre en estudios toxicológicos es bastante alta lo que complica muchas veces una verificación de los resultados.

Tabla 5.2 – Resumen de interacciones seleccionadas entre contaminantes durante exposiciones crónicas

Contaminantes investigados	Duración	Punto Final del Ensayo	Conclusión	Referencia
As + Pb	crónico	Hematológico (hemosiderosis esplénico, indicando la destrucción de glóbulos rojos) hemosiderosis indicating red cell destruction)	aditivo	Fairhall y Miller 1941
	crónico	Renal, hepático	aditivo	Fairhall y Miller 1941; Mahaffey et al. 1981
	crónico	Cáncer	no concluyente	Kroes et al. 1974
	inmediato	Comportamiento escolar de niños (efectos en desarrollo intelectual)	aditivo	Marlowe et al. 1985
As + Hg¹⁴	crónico	Aberración de cromosomas, mutaciones, cáncer	no concluyente	Poma et al. 1984
Pb + Cu + Zn	crónico	diferentes	menos que aditivo; toxicidad dominado por Pb	Murata et al. 1993; Storm 1994
Pb + Hg	crónico	Renal	levemente sinérgico	Schubert et al. 1978

¹³ <http://www.atsdr.cdc.gov/interactionprofiles/IP-metals1/ip04-c2.pdf>

¹⁴ La mezcla incluyó el agente mutagénico etil metano sulfonato

En conclusión, las interacciones entre metales pesados y metaloides suelen ser primordialmente de forma aditivas porque afectan a los mismos órganos. Por lo tanto, en el presente estudio se considerarán los efectos toxicológicos de As, Hg, Pb y Cu como aditivos.

5.2 Evaluación del Riesgo no Cancerígeno

5.2.1 Inhalación de polvo y vapores/gases

Para la evaluación del riesgo por inhalación de partículas y vapores o gases, existe la posibilidad de calcular una dosis basándose en un modelo de la US EPA, siguiendo el enfoque llamado “RAGS-A¹⁵” (US EPA 1989). Sin embargo, la nueva guía “RAGS-F” de la US EPA (US EPA 2009) propone que no es necesario calcular una tasa de admisión basándose en la concentración, tasa de inhalación y retención pulmonar. Más bien propone el cálculo de una Concentración Modificada de Exposición (CE), que luego se puede comparar directamente con la Concentración de Referencia (CdR) derivada de estudios toxicológicos y presentes en el perfil toxicológico de Hg (ver Anexo D).

Aplicando el enfoque RAGS-F, la CE se calcula según ecuación 5.1:

$$CE[\mu\text{g} / \text{m}^3] = \frac{C_A \times TdE \times FrE \times DuE}{PTE_M} \quad (5.1)$$

Donde:

CE	=	Concentración modificada de exposición [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
C_A	=	Concentración del contaminante en aire [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
TdE	=	Tiempo de exposición (horas por día)
FrE	=	Frecuencia de exposición [días/año]
DuE	=	Duración de la exposición [años]
PTE_M	=	DuE x días/año x horas/día = tiempo promedio de exposición [h]

El riesgo para la salud humana de inhalación de sustancias no cancerígenas se evalúa con el Cociente de Peligrosidad (CdP) según la ecuación 5.2, utilizando la concentración máxima del contaminante en el aire C_{aire} y la Concentración de Referencia CdR.

$$CdP = \frac{CE}{CdR} \quad (5.2)$$

Donde:

CdP	=	Cociente de Peligrosidad (sin unidad)
CE	=	Concentración Modificada de Exposición [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
CdR	=	Concentración de Referencia ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

El tiempo promedio para las concentraciones no carcinogénicas puede ser anual o un número específico de horas, basándose en la concentración de referencia.

¹⁵ Risk Assessment Guidance for Superfunds (Guía de Evaluación de Riesgo de la US EPA para sitios “Superfund” que son sitios donde existe un fondo del estado para su remediación)

5.2.2 Ingestión de suelo y polvo

Para rutas de exposición que no sean por inhalación, el CdP es calculado dividiendo la dosis estimada (en mg/kg-día) por la Dosis de Referencia (DdR) de la sustancia (en mg/kg-día).

5.2.3 Índice de Peligrosidad

Los CdP son sumados en forma separada para las diferentes rutas y tiempos de exposición para calcular el Índice de Peligrosidad (IP). Un $IP \leq 1$ es considerado un riesgo aceptable.

$$IP = \sum_i CdP_i \quad (5.3)$$

En las Tablas A.2 a A.6 del Anexo A se presenta el cálculo de los CdPs basándose en los CEs. La Tabla A.7 presenta el cálculo de los CdPs para la ingestión de suelo y polvo por medio de la dosis de exposición.

La siguiente Tabla 5.3 resume los resultados del cálculo de CdPs para la evaluación del riesgo no cancerígeno. En los escenarios parque/recreacional y residencial se está considerando los CdP basándose en la evaluación del riesgo para niños como parte de la población más susceptible a la contaminación. En el escenario industrial se está considerando los CdP calculados para adultos, suponiendo que niños solamente están trabajando de forma excepcional y no rutinariamente en las actividades de beneficio y particularmente de la amalgamación.

Tabla 5.3 – Resumen de resultados del Cociente de Peligrosidad, CdP para riesgos no cancerígenos

Escenario	CdP			
	As	Hg	Pb	Cu
Parque/ Recreacional				
Inhalación de vapores de Hg		0.3482		
Ingesta de polvo y suelo durante actividades deportivas en área contaminada (niños)	0.08844	0.01138	0.0527	0.0001
Inhalación e Ingestión de polvo y suelo en canchas deportivas (niños)	0.0175	0.0016	0.0102	0.0000
Inhalación de polvo resuspendido por el viento	0.01939	0.0009	0.0128	0.0000
SUB-TOTAL	0.1253	0.3605	0.0757	0.0001
IP	0.56			
Residencial				
Inhalación de vapores de Hg		1.4667		
Inhalación de polvo resuspendido por el viento	0.12250	0.0060	0.08100	0.0000
Inhalación de polvo resuspendido por el tráfico	0.00175	0.0005	0.00089	0.0000
Ingesta de polvo y suelo	0.0274	0.0046	0.021	0.0000
SUB-TOTAL	0.1517	1.4778	0.1029	0.0000
IP	1.73			

Industrial/Comercial				
Inhalación de vapores de Hg en el área contaminada		0.8358		
Inhalación de vapores de Hg en zanjas		1.7350		
Inhalación de polvo contaminado resuspendido por el viento	0.0465	0.0023	0.0308	0.0000
Ingesta de polvo y suelo contaminado (adultos)	0.0736	0.0095	0.0439	0.0001
SUB-TOTAL	0.1201	2.5826	0.0747	0.0001
IP	2.778			

El Índice de Peligrosidad IP excede el valor de uno, tanto en el escenario “Residencial” como en el escenario “Industrial/Comercial”. Tanto en el escenario Residencial como Industrial/Comercial, la inhalación de vapores de Hg es el impulsor del riesgo no cancerígeno. En contraste, en el escenario “Parque/Recreacional”, el IP solamente alcanza 0.56 lo que significa que el riesgo para la salud humana es aceptable.

En comparación, para la exposición aguda al vapor de Hg durante las actividades de amalgamación y quema de amalgama se estima un **CdP de 5.7** (ver Tabla A.6) que es unas tres veces más alta que el riesgo actual del escenario “residencial”, o sea al cual la población está expuesto actualmente como resultado de la contaminación ambiental. Para la estimación del riesgo ocupacional se utilizó una concentración promedio de Hg de 50 µg/m³ a que un minero está expuesta durante el período de 1 hora diaria, 6 días de la semana (ver discusión en la Sección 4.4).

5.2.4 Interpretación de Valores CdP e IP

Ni el CdP ni el IP son medidas directas del riesgo. Más bien son medidas de un margen de seguridad, reflejado en la magnitud del CdP o el IP. Valores muy pequeños del CdP o IP significan un gran margen de seguridad. Un IP de 1 indica una exposición a una concentración igual al valor de referencia. Un IP menor a uno muestra una exposición a una concentración menor al valor de referencia, indicando que la sustancia probablemente no causará ningún daño para la salud humana. En contraste, un valor IP por encima de 1 refleja una exposición a una dosis por encima de una dosis o concentración referencial y un efecto potencialmente adverso para la salud. Sin embargo, la excedencia de un valor de referencia no necesariamente significa un efecto adverso inminente para la salud u otros efectos ecológicos adversos.

En los casos donde el CdP y/o el IP son por encima de uno, debe realizarse una evaluación crítica del ERSA, particularmente de datos pertinentes como el modo de acción y el grado de conservación introducido en la evaluación de la exposición y los valores de referencia. En los casos donde se han hecho suposiciones conservadoras sobre la exposición, la evaluación de la exposición debería ser refinada para obtener un escenario lo más realista posible. Adicionalmente, se recomienda revisar los datos científicos utilizados para la realización del ERSA para evaluar potenciales fuentes de incertidumbre.

Por ejemplo, el valor de referencia de toxicidad podría ser basado en un efecto serio e irreversible con una curva dosis-respuesta de pendiente pronunciada (o sea con incrementos marcados en severidad o incidencia con pequeños cambios de la dosis),

donde ninguna o solamente pequeñas excedencias son tolerables. Por otro lado, la toxicidad de referencia podría ser relacionada en solamente efectos relativamente triviales y reversibles o la curva dosis-respuesta es plana (o sea se requiere grandes cambios en la dosis para obtener pequeños cambios en la respuesta), resultando en una mayor tolerancia a excedencias de una dosis o concentración referencial.

El valor numérico generado en el cálculo del CdP es una herramienta útil para evaluar prioridades de riesgos y para evaluar la necesidad de una investigación y evaluación más detallada. Generalmente, no se requiere realizar una evaluación más detallada en casos donde el CdP y/o el IP exceden levemente el valor de uno por el uso de suposiciones conservadoras en la evaluación del riesgo.

Según Boletín N° 1209 de la Autoridad de Protección Ambiental del estado Oeste de Australia (EPA WA, 2005), un valor de IP por debajo de 10 más probablemente no causará ningún efecto adverso para la salud humana. En el Boletín se encuentra una discusión detallada sobre este aspecto, incluyendo una explicación del uso de factores de seguridad en el desarrollo de valores de referencia toxicológicos, típicamente entre 10 y 1000. En otras palabras, la “calibración” de la meta de remediación a un valor de IP igual uno es una apreciación bastante conservadora y aparentemente segura.

Los valores de CdP por encima de 1 serán evaluados caso por caso. En el caso del presente ERSA, siguiendo criterios estadísticos directos, no existirá un peligro inminente por efectos no carcinógenos para la salud de la población de Mollehuaca por la presencia de la contaminación presente en el área industrial histórica. Sin embargo, los NRE en el presente ERSA serán calculados basándose en un IP de uno, aplicando un enfoque conservador. En contraste al impacto del área industrial histórica, la exposición ocupacional a vapores de Hg potencialmente causará efectos adversos significativos no cancerígenos para la salud ya que se calcula un CdP de 5.7.

Por último, la decisión si una excedencia causará probables efectos adversos para la salud deberá ser fundada en el peso y solidez de la evidencia científica disponible. No obstante, como buena práctica, siempre se recomienda reducir las concentraciones de contaminantes excediendo valores de referencia en lo que prácticamente es factible.

En Mollehuaca existen evidencias de impactos negativos para la salud como los identificados en estudios epidemiológicos realizados anteriormente (ver informe “Investigación de la Contaminación Ambiental en el Municipio de Mollehuaca – Fase II”). Entre los posibles impactos de una exposición al Hg se identificó un retraso mental de niños en Mollehuaca en comparación con el promedio nacional. Sin embargo, en los estudios se identificó un “alarmante porcentaje de desnutrición crónica” que también tiene un impacto al retraso en el desarrollo intelectual de los niños. Por otro lado, la quema de amalgama dentro de las casas era una práctica común en el pasado con impactos negativos para la salud de los mineros y sus familias.

Aunque la exposición a los contaminantes presentes en el área industrial histórica no parece ser un riesgo (no carcinogénico) inmanente para la salud de la población, en combinación con la exposición ocupacional por el trabajo rutinario con Hg puede exceder valores críticos. Por lo tanto, en un enfoque integral, debería considerarse la reducción a la exposición de la población y particularmente de los niños de Mollehuaca a vapores de Hg y otros tóxicos como el arsénico en la mayor magnitud posible. Aparte de la promoción de tecnologías más limpias en la producción de oro (particularmente el uso de retortas

alejadas del centro urbano) se recomienda la disminución de la concentración de Hg y otros CP en el suelo del área industrial histórica en lo que es considerado necesario basándose en la evaluación conservador del riesgo.

5.3 Evaluación de Riesgo de Cáncer

De los CP seleccionados para el ERSA, Hg, Pb y Cu no son considerados cancerígenos y por lo tanto para la cuantificación de la relación dosis-respuesta se puede definir VRTs con umbral. En el caso del As existe evidencia de efectos carcinogénicos y se debe realizar una evaluación aplicando el valor del Factor de Pendiente de Cáncer (FPC) para la evaluación de la dosis-respuesta. Una discusión más detallada sobre las diferencias en la evaluación de sustancias no cancerígenas y sustancias cancerígenas se presenta en el Anexo C.

El riesgo para la salud humana de inhalación de sustancias cancerígenas se evalúa con el Riesgo de Cáncer (RdC) según la ecuación 5.4, utilizando la concentración máxima del contaminante en el aire C_{aire} y la Concentración de Referencia CdR.

$$RdC = C_{aire} \times FPC \quad (5.4)$$

Dónde:

- RdC = Riesgo de Cáncer (sin unidad)
- C_{aire} = Concentración máxima del contaminante en el aire ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), y
- FPC = Factor Pendiente de Cáncer por inhalación ($0.0043 (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ para As)¹⁶

Para rutas de exposición que no sean por inhalación, el RdC es calculado multiplicando la dosis estimada (en mg/kg-día) por el FPC de la sustancia, en el caso de As $1.5 (\text{mg}/\text{kg-día})^{-1}$. Para el cálculo del riesgo total de cáncer se suma los efectos de la exposición por inhalación e ingestión.

En concordancia con la clasificación de la US EPA (US EPA 2005c), un riesgo de cáncer igual o por encima de uno en diez mil (1×10^{-4}) es considerado no aceptable. En otras palabras, de cada 10,000 personas que pudieran estar expuestas bajo las condiciones identificadas, puede que ocurra un caso adicional de cáncer como resultado de la exposición a los contaminantes del sitio. La Tabla 5.4 presenta un resumen de los resultados de los cálculos del RdC.

Tabla 5.4 - Resumen de resultados del Riesgo de Cáncer, RdC calculado para diferentes escenarios

Escenario	CE	DE _{ING}
Parque/ Recreacional		
Inhalación de polvo resuspendido por el viento	0.00582	
Ingesta de polvo y suelo durante actividades deportivas en área contaminada (niños)		3.54E-05
Inhalación e Ingestión de polvo y suelo en canchas deportivas (niños)		1.40E-05
SUMA	0.00582	4.94E-05
RdC parcial	2.50E-05	7.43E-05
RdC total	9.93E-05	
Residencial		

¹⁶ Ver Anexo D

Inhalación de polvo resuspendido por el viento	0.0368	
Inhalación de polvo resuspendido por el tráfico	0.0005	
Ingesta de polvo y suelo (niños)		5.49E-05
SUMA	0.0373	5.49E-05
RdC parcial	1.60E-04	8.24E-05
RdC total	2.42E-04	
Industrial/Comercial		
Inhalación de polvo contaminado resuspendido por el viento	0.0139	
Ingesta de polvo y suelo contaminado (adultos)		1.47E-04
SUMA	0.0139	1.47E-04
RdC parcial	6.0E-05	2.21E-04
RdC total	2.81E-04	

El riesgo de cáncer excede el límite de uno en diez mil en los escenarios “Residencial” e “Industrial/Comercial” por el factor 2.42 y 2.81, respectivamente. Mientras el escenario Industrial/Comercial es hipotético y podría ser realizado en un futuro, el riesgo de cáncer en el escenario residencial es un riesgo real basado en una simulación de la situación actual. En otras palabras, en el escenario residencial el *Riesgo extra de cáncer de por vida (RECV)* en Mollehuaca es 1 en 4132 lo que significa que entre 4132 personas estadísticamente una persona se puede enfermar de un cáncer como resultado de la contaminación ambiental. Este cálculo no incluye la exposición de los mineros al As como resultado de la explotación del mineral en las minas por falta del uso de EPP adecuado y que puede llegar a niveles de riesgo aún mucho más elevados. Particularmente la exposición ocupacional a polvo respirable dentro de socavones es un riesgo alto que debe ser mitigado utilizando máscaras contra polvo adecuadas.

6. Cálculo de las Concentraciones de Remediación Específica de Contaminantes, NRE

La determinación de los niveles de remediación de contaminantes de suelos por sustancias tóxicas no cancerígenas se basa en un modelo lineal. Por lo tanto, la Concentración de Remediación Específica total de un sitio (CRE) se calcula sumando los niveles de remediación correspondientes a cada tipo específico de exposición (CRE_i).

6.1 NRE de riesgos no cancerígenos

El riesgo no cancerígeno para el escenario “Parques/Recreacional” con el uso actual de las canchas establecidas fue caracterizado como aceptable lo que significa que no se requiere adaptar ninguna medida de remediación.

El IP de los escenarios “Residencial” e “Industrial/Comercial” está por encima de uno pero por debajo de tres, adoptado en el presente estudio como límite umbral para el pronóstico de potenciales efectos adversos para la salud. Basándose en esta interpretación y considerando solamente el impacto por el área industrial histórica, no se requería realizar necesariamente una remediación del área. Sin embargo, en la búsqueda de una reducción general de la exposición a los CP e incluyendo la exposición ocupacional de los mineros a contaminantes como el Hg, se recomienda reducir el riesgo orientándose en el valor uno del IP como referencia.

Tanto en el escenario Residencial como Industrial/Comercial, la emisión de vapores de Hg evaporando del área contaminada fue identificado como el riesgo no carcinogénico

dominante. Por lo tanto, para una reducción del riesgo no cancerígeno se debe considerar en primer lugar una reducción de la concentración de Hg en el suelo superficial del área contaminada. Considerando IPs de 1.73 y 2.78 para los escenarios Residencial e Industrial/Comercial, respectivamente y efectos aditivos de los CP presentes, se puede calcular NRE para Hg como los resumidos en la Tabla 6.1.

Tabla 6.1 – NRE calculados para Hg (riesgo no cancerígeno)

	UCL95 (mg/kg)	NRE para escenario “Residencial” (mg/kg)	NRE para escenario “Industrial/Comercial” (mg/kg)
Hg	88.43	51.1	31.9

6.2 NRE de riesgos de cáncer

El riesgo de cáncer por la exposición al As fue encontrado no aceptable para los escenarios “Residencial” e “Industrial/Comercial”. En el escenario Residencial, la resuspensión de partículas finas de suelos superficiales del área histórica industrial fue identificado como principal fuente de exposición al As. Como consecuencia, una remediación deberá considerar la disminución de As en el suelo superficial que puede ser levantado por el viento. Considerando un riesgo de cáncer aceptable de uno en diez mil (1×10^{-4}), se calculan NRE presentadas en la Tabla 6.2.

Tabla 6.2 – NRE calculados para As (riesgo de cáncer)

	UCL95 (mg/kg)	NRE para escenario “Residencial” (mg/kg)	NRE para escenario “Industrial/Comercial” (mg/kg)
As	534.4	220.8	190.2

6.3 Resumen de NRE de CP dominando el riesgo de salud humana

Mientras la simulación del escenario Residencial se basa en la situación actual, el escenario Industrial/Comercial es hipotético. Aparte de no ser probable, se puede controlar el riesgo para la salud de los trabajadores mediante el uso de equipo de protección personal adecuado. Por lo tanto, para la remediación se considera el escenario “Residencial” más importante a corto y mediano plazo para reducir el riesgo para la población de Mollehuaca. Considerando tanto el riesgo no carcinogénico por la exposición a vapores de Hg como el riesgo de cáncer por la presencia de As en el área contaminada y en el material particulado suspendido en el aire, se recomienda el uso de las NRE para el sitio como resumido en la Tabla 6.3.

Tabla 6.3 – NRE propuestas para la remediación del área industrial histórica de Mollehuaca

	NRE para la remediación del área industrial histórica (mg/kg)
As	221
Hg	51

La reducción de las concentraciones de As y Hg en el suelo superficial también reducirá las concentraciones de otros metales pesados presente como se explica en la Sección 3.

Se detecta en un total de 16 puntos concentraciones de As y/o Hg por encima del CRE. La Tabla 6.4 resume las concentraciones encontradas con las coordenadas respectivas. Las Figuras 8 a 10 muestran mapas con los puntos de excedencia de NRE y las áreas afectadas que deberían ser remediadas.

Tabla 6.4 – Puntos con excedencias de NRE en el área industrial histórica con coordenadas respectivas.

Área	Punto de Muestreo	As	Hg	Coordenadas UTM	
		mg/Kg	mg/Kg	Norte	Este
Mollehuaca		221	51	Norte	Este
I	I - 8	529	21.9	603415	8272158
	I - 12	153	84	603481	8272185
	I - 14	808	207	603533	8272185
IIA	I - 18	579	60.8	603698	8272266
IIB	I - 21	230	70.9	603782	8272277
	I - 22	378	77.9	603782	8272277
IIC	I - 23	193	113	603807	8272288
IIIA	I - 26	87.5	67.2	603910	8272345
	I - 27	334	43.5	603943	8272352
	I - 28	600	409	603943	8272352
	I - 29	475	130	603959	8272353
IIIB	I - 35	1 840	36.9	604114	8272387
IV	I - 36	1 410	190	604629	8272562
	I - 37	861	408	604667	8272571
	I - 38	635	96.7	604667	8272571
	I - 39	617	38.2	604672	8272596

7. Incertidumbres en la Evaluación del Riesgo de Salud Humana

7.1 General

El proceso de la evaluación del riesgo de acuerdo a procedimientos establecidos por la US EPA sigue un procedimiento analítico y sistemático para determinar la naturaleza y magnitud de un riesgo de salud causado por la exposición a sustancias tóxicas. A pesar de que el procedimiento sea validado y aplicado internacionalmente, existen incertidumbres y limitaciones inherentes en el proceso que serán discutidas en esta sección.

La elaboración del ERSA requiere la consideración de datos analíticos y la selección y el uso de numerosos parámetros para la definición de la exposición y toxicidad, todos los cuales tienen un cierto grado de incertidumbre y variabilidad. Entre las fuentes de incertidumbre están por ejemplo la falta de información, el uso de supuestos más o menos conservadores, deficiencias o falta de datos, efectos tóxicos sumatorios versus sinérgicos, adaptación de factores de exposición utilizados por defecto por la US EPA a la realidad peruana, etc.

El objetivo del ERSA es encontrar concentraciones que son consideradas “seguras” para la salud humana y para el ecosistema en su entorno. En este sentido, debe definirse el término “seguro”. En la toxicología, “seguro” significa un ambiente donde el riesgo es aceptable o sea donde las consecuencias adversas de la exposición a un tóxico estadísticamente no tienen consecuencias significativas para las personas de una población afectada.

Debe aclararse que la toxicología no es una ciencia exacta por definición ya que todos los datos toxicológicos se basan en datos estadísticos, muchas veces conflictivos y hasta ambiguos. A menudo son el resultado de extrapolaciones a niveles muy por debajo de los rangos que pueden ser realmente medidos, hasta llegar a un valor que caracteriza un riesgo. Frecuentemente existe una gran controversia cuando este valor toxicológico tiene que ponerse en perspectiva y la autoridad ambiental o de salud debe tomar decisiones basándose en una cifra obtenida de una evaluación de riesgo.

7.2 Incertidumbre

La incertidumbre se refiere a la deficiencia de conocimientos y la variabilidad de información. La evaluación de la incertidumbre es un proceso cualitativo relacionado con la selección y el rechazo de datos específicos, estimaciones de escenarios para la realización del ERSA etc. En forma general, para minimizar efectos incontrolables que incrementan la incertidumbre, típicamente se utilizan supuestos conservadores que resultan en una sobreestimación más que en una subestimación del riesgo verdadero.

En forma general, las incertidumbres y limitaciones del ERSA pueden ser clasificadas en las siguientes categorías:

- a) Muestreo y análisis – por ejemplo, si los datos de concentración de un determinado tóxico en el suelo no provienen de muestras representativas
- b) Calidad de la información utilizada para definir los escenarios actuales y potenciales futuros del sitio
- c) Selección de los CP para la realización del estudio
- d) Evaluación de la exposición de receptores - la selección de rutas completas de exposición y la eliminación de rutas incompletas
- e) Selección de modelos adecuados para la estimación de concentraciones y de dosis de recepción
- f) Selección de Valores de Referencia de toxicidad

Es importante revisar toda esta información críticamente para confirmar o revocar las decisiones que se hayan tomado. Los errores cometidos durante estos pasos pueden llegar a invalidar los resultados del análisis de riesgos.

7.3 Variabilidad

La variabilidad se refiere a la heterogeneidad o diversidad verdadera. Un ejemplo de la variabilidad es la disminución de la contaminación atmosférica con el incremento de la distancia al área contaminada. Otro ejemplo es la exposición a vapores de Hg en la cercanía al área contaminada. Los vecinos respiran el mismo aire conteniendo vapores de Hg, pero los riesgos de inhalar el aire contaminada pueden variar. Esto puede deberse a diferencias en la exposición (es decir, diferentes personas están expuestas por diferentes tiempos a los vapores de Hg, tienen diferente peso corporal, etc.) como también diferencias en la respuesta al Hg (por ejemplo por razones de salud, diferencias genéticas causando mayor o menor sensibilidad al contaminante, etc.). Estas diferencias inherentes son referidas como variabilidad. Diferencias entre individuos en una población son referidas como variabilidad inter-individual, en tanto que diferencias en un individuo a lo largo del tiempo son referidas como variabilidad intra-individual.

La variabilidad puede ser mejor caracterizada y considerada en el ERSA si se dispone de suficiente información. No puede ser reducida ni eliminada, y sólo puede ser descrita y cuantificada con un estudio más profundo de los factores, ya que la variabilidad es una

propiedad inherente de la población siendo evaluada. Para minimizar la incertidumbre causada por efectos de variabilidad, se consideran por ejemplo modalidades de comportamiento humano con una visión conservador para evitar excesivas subestimaciones de la exposición. Los detalles de la selección de parámetros con variabilidad, incluyendo la incertidumbre relacionado con la especiación de los CP, procesos físico-químicos de la migración de contaminantes, peso corporal de adultos y niños, datos climatológicos, etc. son discutidos en la Sección 4.

7.4 Muestreo y Análisis

La evaluación de la calidad de suelos, sedimentos, polvo sedimentable y agua subterránea fue realizada mediante la información disponible de la historia del sitio y de resultados de investigaciones anteriores. Detalles sobre el plan de muestreo y la selección de parámetros analíticos se encuentran en el informe “Investigación de la Contaminación Ambiental en el Municipio de Mollehuaca – Fase II”. En el mismo informe también se realizó una evaluación de la calidad de datos analíticos, basándose en muestras de control de calidad de campo como también intralaboratorio. La densidad de puntos de muestreo fue elegido para permitir la identificación de un “hot spot” (punto “caliente” con altos índices de contaminación) con un diámetro de aproximadamente 21 metros.

La distribución vertical de la contaminación en el área industrial histórica no fue delineada completamente. Solamente se tomaron muestras al alzar hasta una profundidad de 0.5 metros para evaluar la profundidad de la contaminación. En todos los puntos donde se detectó una contaminación superficial también se detectó una contaminación del suelo hasta la profundidad de 0.5 metros. Se desconoce la profundidad hasta que se extiende la contaminación. Sin embargo, para la evaluación del riesgo para la salud humana se considera los primeros 30 cm del suelo superficial como la capa más importante. Además, el agua subterránea encontrada en una profundidad de aproximadamente a 3 metros no contenía concentraciones de metales pesados por encima del límite de detección. Este hallazgo limita la extensión de la contaminación hasta la profundidad de la napa freática. Las limitaciones del muestreo de los suelos y del agua subterránea fueron discutidas en el informe de la investigación ambiental.

7.5 Evaluación de la Exposición

La evaluación del riesgo requiere la adopción de varias suposiciones para estimar la exposición humana a tóxicos. En forma general, se utilizaron suposiciones conservadoras que fueron seleccionadas para estimar una exposición máxima posible más que una exposición promedia actual. Se espera que este enfoque lleve con más probabilidad a una sobreestimación del riesgo en vez de una subestimación.

Se realizó un monitoreo de las matrices más importantes para la evaluación de la exposición. Sin embargo, no se realizó un monitoreo de material particulado ni de vapores de Hg en el sitio.

Todos los modelos que fueron aplicados para la evaluación de la potencial exposición a los CP. son validados y recomendados por la US EPA y se basan en suposiciones conservadoras. Como consecuencia resultan en resultados considerados seguros y protectores para la población.

Donde fue posible, se calibró o validó los modelos utilizando datos reales del monitoreo ambiental. El modelo utilizado para la estimación de polvo resuspendido por el viento fue verificado utilizando datos de monitoreo ambiental en cercanía a una relavera ubicada en

el Paraje Chacchuille a unos 5 km de Mollehuaca en dirección sur-oeste. Las condiciones en Chacchuille son comparables con las encontradas en Mollehuaca lo que facilita el uso de estos datos para la validación del modelo.

El modelo utilizado para la simulación de la migración y distribución de vapores de Hg aplica suposiciones simplificadas y considerando para los datos meteorológicos una hipótesis menos favorable. Por lo tanto, los resultados son conservadores y generalmente sobreestiman las concentraciones presentes en el sitio. El carácter conservador del modelo fue demostrado en varios proyectos donde se compararon los resultados del monitoreo de vapores y gases con los resultados del modelo. Un ejemplo es la antigua planta de cloro-alcalino en Australia donde se realizó un monitoreo de vapores de Hg en un ambiente con suelos contaminados con Hg (URS, 2008; EnRisks, 2013). En este proyecto se observó grandes variaciones de las concentraciones detectadas en el sitio, dependiendo de la ubicación individual, y la situación meteorológica (temperatura ambiente, temperatura del suelo, humedad del suelo, velocidad del viento, etc.). Las concentraciones máximas encontradas estuvieron en el rango de lo pronosticado por el modelo, verificando la validez del modelo meteorológico para vapores de Hg¹⁷. El hecho de que el modelo no está considerando la atenuación natural de la concentración de Hg en el aire por evaporación gradual del Hg elemental en el suelo, resulta en otro factor de sobreestimar la exposición por vida.

7.6 Evaluación de la Toxicidad

En forma general, la información científica no es suficiente para proveer un entendimiento profundo de todas las propiedades tóxicas de las sustancias químicas a las que los seres humanos pueden ser expuestos. Por lo tanto, es necesario extrapolar estas propiedades de sustancias químicas apoyándose en datos obtenidos bajo otras condiciones de exposición e incluir experimentos con animales de laboratorio. Esta práctica puede introducir dos tipos de incertidumbres:

- la extrapolación de datos toxicológicos de una especie a la otra (humano), y
- la extrapolación de altas dosis de exposición, comúnmente utilizadas en experimentos con animales de laboratorio, a pequeñas dosis de exposición, típicamente utilizadas para pronosticar efectos crónicos en humanos.

La gran mayoría del conocimiento toxicológico sobre sustancias químicas proviene de experimentos con animales de laboratorio, a pesar de reconocidas desventajas de interpretación de estos datos por las diferencias en el metabolismo, adsorción/resorción de sustancias, toxicocinética, toxicodinámica, etc entre diferentes especies (o sea animal y humano). También puede existir incertidumbre con respecto a la relevancia de estudios con animales de laboratorio donde utilizaron rutas de exposición no típicas para humanos. Para ajustar estas incertidumbres, los valores de CdR y DdR contienen factores de seguridad que pueden variar entre 10 hasta 1000.

El enfoque por defecto para la evaluación del riesgo de mezclas presume una acción aditiva de los tóxicos presentes si los tóxicos afectan a los mismos órganos y son del mismo tipo químico que es caso con los metales pesados. Muchas veces no es posible considerar efectos sinérgicos, antagónicos o diferencias en el metabolismo u órganos meta de las toxinas por falta de información. Esta práctica muchas veces resulta en una sobreestimación del riesgo ya que se juntan sustancias tóxicas que no tienen efectos aditivos con sustancias que podrían tener efectos aditivos. Efectos sinérgicos pueden

¹⁷ Información propia del autor por participación en el proyecto.

causar una subestimación de la toxicidad, pero estos efectos no se observan frecuentemente.

La siguiente Tabla 7.1 resume las incertidumbres más importantes de las diferentes etapas del ERSA con medidas de mitigación y una evaluación de la incertidumbre relativa.

Tabla 7.1 – Resumen de incertidumbres en las diferentes etapas del ERSA.

Etapas	Incertidumbre asociada	Mitigación de la Incertidumbre	Incertidumbre relativa
Selección de CPPs y APPs	Existe una incertidumbre sobre contaminantes no identificados en el sitio	-Identificación de APPs basándose en información histórica, información de la geología de la zona y resultados analíticos de estudios anteriores. -Análisis de muestras preliminares utilizando métodos multielementales para cubrir un espectro amplio de potenciales contaminantes.	pequeña
Toma de muestras	-Selección de los CPPs -Representatividad de la muestra -Calidad de la muestra para el análisis	-Desarrollo de estrategia de muestreo según información histórica del sitio y resultados de investigaciones preliminares de acuerdo a estándares internacionalmente aceptados. -Seguimiento de protocolos de muestreo internacionalmente aceptados. - Realización de una evaluación de calidad de datos analíticos mediante el uso de muestras de control de calidad de campo e intralaboratorio. -Uso de laboratorios acreditados.	moderada
Evaluación de la Dosis de exposición	Variabilidad de los datos analíticos	Se utilizó el UCL95 de la concentración del contaminante como expresión de la exposición máxima razonable. Donde no fue posible calcular un UCL95, se utilizó el valor máximo de la concentración del contaminante presente.	moderada (suelo y agua) Existe una incertidumbre respecto al conjunto de datos. No se puede excluir que existen "hot spots" pequeños con muy altas concentraciones de contaminantes que no fueron identificados. Con respecto al agua, el muestreo

			de dos muestras de agua subterránea en el lecho del río podría ser no representativo para todo el acuífero.
	El uso de valores supuestos para algunos parámetros cuando no se cuenta con datos específicos del sitio	Donde no se contó con datos específicos del sitio, se utilizaron valores por defecto como definidos por la US EPA u otras instituciones internacionalmente aceptadas. En todos los casos donde se utilizaron valores por defecto se consideró el enfoque conservador.	Pequeña a moderada Varios parámetros supuestos tienen un efecto moderado al cálculo de la dosis, a pesar del uso de valores conservadores, incluyendo: Humedad del suelo, coeficiente de partición (Kd) para Hg, etc.
	Duración de la exposición	Para la estimación de la duración de una exposición en los distintos escenarios se utilizaron estimaciones conservadores, considerando tanto la realidad del sitio como la hipótesis menos favorable dentro de esta realidad.	Pequeña por el uso de valores conservadores
	Uso de modelos de exposición	Solamente se aplicaron modelos de exposición verificados y recomendados por la US EPA. Donde fue posible, se trató de calibrar el modelo utilizando datos experimentales (por ejemplo la evaluación de la concentración de partículas resuspendidos por el viento)	Pequeña Los modelos validados por la US EPA consideran suposiciones conservadores bajo la hipótesis menos favorable ("worst-case" escenario).
Obtención de la Dosis de Referencia (DdR) o Concentración de Referencia (CdR) para cada Contaminante de riesgo.	Incertidumbre relacionada a los estudios toxicológicos realizados para la determinación de los valores de referencia	Se utilizaron valores de referencia recomendados por la US EPA o la EPA Australiana.	Pequeña por el uso de valores conservadores
Cálculos del índice de Peligro para	El uso de todas las vías de exposición posibles para un	Solamente las rutas completas de exposición que produzcan exposiciones efectivas son	Pequeña

sustancias o elementos no cancerígenos	receptor durante la caracterización del riesgo puede llevar asociado una incertidumbre en cuanto a sobreestimar el riesgo real.	consideradas en el ERSA. Se considera un riesgo realmente elevado y no aceptable cuando el Índice de Peligrosidad IP es ≥ 3 . Según la EPA de Australia (EPA WA, 2005), un valor de IP por debajo de 10 más probablemente no causará ningún efecto adverso para la salud humana.	
--	---	--	--

8. Evaluación de Riesgos Ecológicos

Una evaluación básica de la situación ecológica actual se encuentra en la Sección 2 del informe “Investigación de la Contaminación Ambiental en el Municipio de Mollehuaca – Fase II”.

El área de estudio es desértica y solamente existe una rala vegetación dentro del lecho del río. De la evaluación realizada sobre la flora silvestre, EQUAS concluyó que el área no presenta especies que se encuentran protegidas por los convenios internacionales como son: Unión Internacional para Conservación de la Naturaleza (UICN) y el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES).

Del mismo modo, no se registraron especies de flora amenazadas según la lista de especies de flora silvestre registrada en el D.S. N° 004-2014-MINAGRI.

Dado el medio geográfico en que se encuentra Mollehuaca, la fauna de animales silvestres es muy escasa también y no se observó señales de vida silvestre durante los días de trabajo de campo. Solo se ha podido observar aves en tránsito. Sin embargo, según información de la población, en el lecho del río existen tipos de lagartijas. Ninguna de las personas entrevistadas ha visto otros reptiles como culebras en el área de Mollehuaca. De acuerdo a una investigación publicada por Péfaur et al. (1978), ciertas especies de lagartos y culebras son capaces de vivir en condiciones de aridez encontradas en las zonas desérticas de Arequipa. Al menos cuatro especies de lagartos pertenecientes a dos familias (Gekkonidae e Iguanidae), así como cinco especies de culebras, perteneciendo a dos familias (Colubridae y Viperidae), se encuentran en el Departamento de Arequipa.

Para las instituciones internacionales como el CITES y la UICN no se registró ninguna especie de fauna silvestre en la categoría de protección.

De la lista de especies de fauna silvestre registrada se procedió a la categorización según D.S. N° 004-2014-MINAGRI, de la cual se determinó que en el área del proyecto, la *Bothrus pictus* está en la lista como “especie vulnerable”.

8.1 Impactos Ecológicos de Metales Pesados

8.1.1 Impactos a la Flora

Aunque no se puede excluir que algunas especies presentes en el sitio acumularán metales pesados del suelo, no se espera una acción fitotóxica significativa que podría resultar en una disminución al crecimiento de las plantas u otros daños más significativos.

Todas las plantas absorben metales del suelo donde se encuentran pero en distinto grado, dependiendo de la especie vegetal, y de las características y contenido en metales del suelo (Prieto et al., 2009). Las plantas pueden adoptar distintas estrategias frente a la presencia de metales en su entorno (Baker, 1981). Unas basan su resistencia a los metales con la estrategia de una eficiente exclusión del metal, restringiendo su transporte a la parte aérea. Otras acumulan el metal en la parte aérea en una forma no tóxica para la planta. La exclusión es más característica de especies sensibles y tolerantes a los metales, y la acumulación es más común de especies que aparecen siempre en suelos contaminados.

Algunas plantas son capaces de acumular cantidades excesivas de metales pesados, y se les conoce con el término de “hiperacumuladoras” que fue introducido primero por Brooks y colaboradores (1977), refiriéndose originalmente a las plantas que adquirieron una concentración excesiva del níquel (100 mg/g) sobre una base del peso seco.

En este contexto, Lerda (1992) encontró que el Pb reduce el crecimiento radicular y la frecuencia de células mitóticas y el incremento de la frecuencia de células aberrantes en *A. cepa*. La intensidad del efecto está en función de la concentración de Pb. Pal y Nandi (1990) y Liu et al. (1995) evaluaron por ejemplo el efecto citológico del Hg en las raíces de bulbos de *A. cepa*.

La sensibilidad de las especies vegetales a los metales pesados varía considerablemente a través de reinos y familias, siendo las plantas vasculares ligeramente más tolerantes (Rosa et al., 1999). Las diferentes respuestas de las plantas vasculares a metales pesados pueden ser atribuidas a factores genéticos y fisiológicos (Calow, 1993). Las plantas vasculares se denominan también plantas cormofitas y son las plantas que contienen verdaderas raíces, tallo y hojas. La raíz, además de sujetar la planta, succiona los nutrientes del suelo o sirve de reserva de alimentos. El tallo permite separar las hojas, las flores y los frutos del suelo, lo que posibilita mayor crecimiento de estos vegetales con respecto a las briofitas. Todas las plantas mayores encontradas en Mollehuaca son plantas vasculares, o sea más tolerantes a la contaminación ambiental por metales pesados. Por lo tanto, no se espera un impacto significativo al crecimiento de las plantas en el área industrial histórica y alrededores.

8.1.2 Impactos a la Fauna Terrestre

Según la información disponible, los animales potencialmente presentes en el área de Mollehuaca que podrían tener un contacto directo con los suelos contaminados son los reptiles. Existe poca información sobre la toxicidad de metales pesados a este grupo de animales. Oyekunle et al. (2012) demostró que lagartijas pueden acumular en órganos como riñón y vejiga considerables concentraciones de metales pesados y que existe una correlación entre la cantidad de metales pesados presentes en el suelo y la cantidad encontrada en los órganos. Se desconoce estudios sobre la mortalidad o efectos crónicos de metales pesados como mercurio, arsénico, plomo o cobre a reptiles.

Particularmente el mercurio en el área contaminada puede ser una amenaza para reptiles debido a su alta biodisponibilidad¹⁸.

8.1.3 Impactos a Fauna Acuática

Debido a que la zona contaminada en la quebrada Huanuhuanu tiene una distancia de unos 37 km de la desembocadura al mar en Chala y que con excepción a unos pocos días en el año es completamente seca, se considera improbable que el sedimento contaminado de la quebrada tenga un impacto significativo al ecosistema marítimo. Sin embargo, existen evidencias claras de una erosión hídrica en el área con un arrastro de tierras contaminadas resultando en un transporte de estas tierras hacia río abajo.

Una evaluación de la ecotoxicología en un ambiente acuático frecuentemente se realiza mediante la calidad de los sedimentos en el río. Debido a que en Perú no se han definido estándares ambientales para sedimentos de cuerpos de agua dulce o del ecosistema marino, en el presente estudio se adaptan estándares canadienses para evaluar un impacto potencial al ecosistema acuático por sedimentos contaminados (CCME 2002).

La Tabla 8.1 resume los resultados del muestreo de sedimentos superficiales en el río Huanuhuanu, comparándolos con el ISQG (estándar preliminar de calidad de sedimentos) y el PEL (nivel probable de efectos adversos al sistema acuático) para sistemas acuáticos marinos, establecidos por el Ministerio de Ambiente Canadiense.

Tabla 8.1 - Resumen estadístico de resultados analíticos de sedimentos del río Huanuhuanu y comparación con estándares de calidad ambiental.

Elemento	# muestras	Mínimo	Máximo	Promedio	Desv. Estándar	ISQG (mg/kg)	PEL (mg/kg)
		mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
As	4	9.30	44.30	19.65	16.60	7.24	41.6
Cd	4	0.29	1.14	0.70	0.46	0.7	4.2
Cu	4	11.60	67.60	31.53	25.80	18.7	108.0
Hg	4	0.13	1.57	0.89	0.69	0.13	0.70
Pb	4	8.78	23.80	14.85	7.10	30.2	112.0
Sb	4	0.78	1.34	1.11	0.25	nd	nd
Zn	4	13.6	42.9	30.23	12.94	124.0	271.0

Las concentraciones máximas de metales pesados y metaloides fueron encontradas en sedimentos río abajo al área industrial histórica de Mollehuaca. Tanto el As como el Hg exceden las concentraciones PEL, o sea el nivel con probables efectos adversos para el

¹⁸ Ver Sección 6.3 del informe “Investigación de la Contaminación Ambiental en el Municipio de Mollehuaca – Fase II” (test TCLP).

ecosistema acuático. Sin embargo, la gran distancia hasta la desembocadura al mar y la atenuación natural ocurriendo en este camino hace un impacto adverso en el ecosistema marítimo improbable.

Debe aclararse que solamente se realizó un análisis de sedimentos superficiales y que se desconoce la calidad de los sedimentos a más profundidad. No se puede excluir que existen capas de sedimento con mayores concentraciones de metales pesados que teóricamente podrían ser removidos durante la bajada de una avalancha de lodo en época de lluvias.

9. Conclusiones y Recomendaciones

9.1 Conclusiones del ERSA

La población de Mollehuaca está expuesta a diferentes fuentes de contaminación que resultan en riesgos para la salud que en su conjunto pueden tener impactos negativos para la salud humana. Como principal impacto se identificó la actividad minera con la explotación de minerales, la amalgamación con Hg y la evaporación del Hg (quema de amalgama). El riesgo asociado con estas actividades sin el uso de EPP adecuado es considerado no aceptable porque más probablemente tiene efectos negativos para la salud de las personas directamente involucrados.

El principal riesgo por la exposición a los contaminantes presentes en el área histórica industrial es el riesgo de cáncer por la presencia de As en el suelo superficial y en material particulado resuspendido por el viento. Mientras un riesgo de cáncer de uno en diez mil personas todavía es considerado aceptable, el riesgo de enfermarse durante su vida en Mollehuaca alcanza un rango de uno en cuatro mil. El riesgo no cancerígeno por la exposición a vapores de Hg en la cercanía al área contaminada también es incrementado. Tomando en cuenta la elevada exposición ocupacional de la mayoría de la población a sustancias tóxicas por las actividades mineras, se recomienda en un enfoque integral reducir tanto la exposición ocupacional como las concentraciones de Hg y As en el área industrial histórica para lograr un riesgo aceptable para la población en forma global.

Basándose en los datos e información disponibles y siguiendo un enfoque conservador e integral, se recomienda para la remediación del área industrial histórica las siguientes Concentraciones de Remediación Específicos basados en Riesgo (NRE):

As	221 mg/kg
Hg	51 mg/kg

Por la correlación encontrada entre los contaminantes, la reducción de las concentraciones de As y Hg en el suelo superficial también reducirá las concentraciones de otros metales pesados presente en el área. Luego de una remediación del suelo a niveles por debajo de los NRE, el área será apta tanto para parque/área recreacional como para área residencial o industrial/comercial.

Se detectaron un total de 16 puntos con concentraciones por encima de los NRE establecidos, distribuidos en los 7 sectores analizados en el área contaminada.

Con respecto al riesgo ecológico, se puede concluir que el riesgo ecológico es reducido

y más probablemente no significativo. Sin embargo, existe una serie de incertidumbres en la evaluación del riesgo ecológico que complica una evaluación exacta. Principalmente se estima un impacto significativo del suelo contaminado a reptiles potencialmente presentes en el área contaminada. Por la información actualmente disponible, la evaluación es calificada semicuantitativa.

9.2 Conclusión de la Evaluación del Riesgo Ecológico

Basándose en la información disponible, se puede concluir que el riesgo ecológico es reducido y más probablemente no significativo. Sin embargo, existe una serie de incertidumbres en la evaluación del riesgo ecológico que complica una evaluación exacta. Principalmente se estima un impacto significativo del suelo contaminado a reptiles potencialmente presentes en el área contaminada. Por la información actualmente disponible, la evaluación es calificada semicuantitativa y preliminar.

9.3 Estrategia propuesta para la Reducción de Exposición

El resultado del ERSA demuestra que el trabajo rutinario con Hg y minerales conteniendo metales pesados y metaloides es la primera fuente de exposición. Por lo tanto, cualquier estrategia de la reducción de la exposición de los mineros debería empezar en una reducción de la exposición ocupacional de los mineros. Una estrategia debería incluir como mínimo los siguientes puntos:

- Concientización y capacitación de los mineros en el manejo de mercurio y minerales conteniendo elevadas concentraciones de metales pesados y metaloides.
- Concientización y capacitación en el uso de equipos de protección personal (EPP).
- Promoción de tecnologías más limpias para la extracción de oro (incluyendo tecnologías alternativas para la amalgamación en sistemas cerrados y el uso de retortas para la recuperación del Hg).
- Definición del camino administrativo-legal más adecuado (necesario por la alta complejidad legal del tema).

En segundo lugar en la estrategia de una reducción de la exposición es la disminución de la exposición a vapores de Hg y material particulado conteniendo As. Para lograr este objetivo, existen dos principales posibilidades: una remediación in-situ (en el lugar) o ex-situ (fuera del lugar).

Estrategia In-Situ

Típicamente la remediación in-situ es la más aplicada para la remediación de relaveras. El objetivo de una remediación in-situ es asegurar la estabilidad física, hidrológica y química del material depositado, con lo cual se reducirán al mínimo los impactos ambientales, protegiendo de esta manera la salud, la seguridad pública y el medio ambiente. Los siguientes puntos son considerados críticos para la estrategia de una remediación in-situ:

- La estabilidad física de las plataformas de la ribera utilizadas para el trabajo con quimbaletes debe ser mejorada en Mollehuaca para evitar que los contaminantes sean arrastrados en la época lluvias y depositados río abajo en forma incontrolada. Para lograr una protección contra la erosión hídrica, se requiere realizar obras de ingeniería con la construcción de muros defensivos.
- El Hg presente en los suelos es biodisponible y gradualmente evapora y debe ser estabilizado físicamente y/o químicamente. Una estabilización química puede

realizarse utilizando reactivos que forman compuestos estables con el Hg que no sean volátiles y además insolubles en agua. Entre las sustancias más utilizadas para la estabilización de suelos contaminados con Hg se encuentran sulfuro sólido, polisulfuro de calcio o de hierro y trimercapto-s-triazina. Una estabilización física de los contaminantes podría ser lograda con técnicas como la mezcla con cemento u otros agentes solidificantes y/o acomplejantes para formar una matriz sólida y estable, capaz de minimizar la evaporación y lixiviación del Hg duraderamente.

- Debido a que potencialmente existen relaves con minerales sulfurosos en el sitio, la estabilización física-química debe considerar la potencial formación de aguas ácidas, que particularmente durante el contacto con agua superficial en época de lluvias puede causar una lixiviación de contaminantes.
- La erosión eólica debe ser minimizada para evitar una continua exposición de la población a material particulado conteniendo As y otros tóxicos. Esta meta puede ser lograda con diferentes metodologías. La cobertura del área contaminada es la opción típicamente aplicada en la remediación de relaveras. La estabilización utilizando agentes solidificantes y/o acomplejantes y como se ha explicado arriba es otra opción, aunque generalmente no es preferida por sus costos más elevados. Para el desarrollo de una cobertura apta se debería considerar las buenas prácticas de ingeniería, descritos por ejemplo en la guía del MINEM para la cobertura de depósitos de residuos mineros (MINEM 2007).

Estrategia Ex-Situ

La metodología ex-situ es una estrategia llamado “excavar y verter” (“dig’n dump”), o sea se excava el material contaminado por encima del NRE para remplazarlo por suelo limpio. El material contaminado luego será tratado y/o depositado en un lugar adecuado para su disposición final. Para la disposición final existen diferentes opciones, incluidas:

- Disposición final en una relavera con certificación ambiental para la disposición de desechos mineros peligrosos (puede formar parte del Plan de Cierre del Instrumento Ambiental del nuevo Parque Minero Industrial).
- Encapsulamiento en un relleno especial construido para el propósito.
- Disposición final en socavones abandonados (previa estabilización)

Cada metodología de disposición requiere la realización de un instrumento ambiental (típicamente EIA) para obtener la licencia de la ARMA y además la opinión de DIGESA como la autoridad competente para la disposición final de residuos. Detalles del proceso de autorización por DIGESA son establecidos en el D.S. N° 057-2004-PCM.

10. Bibliografía

ASTM E1739-95 (2010). Standard Guide for Risk-Based Corrective Action Applied at Petroleum Release Sites.

ATSDR (2013). Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Interaction Profiles for Toxic Substances; <http://www.atsdr.cdc.gov/interactionprofiles/index.asp>

Baker, A.J.M. (1981). Accumulators and excluders-strategies in the response of plants to heavy metals. *Journal Plant Nutrition*, 3:643-654.

Brooks, R.R., Lee, J., Reeves, R.D. y Jaffré, T. (1977). Detection of nickeliferous rocks by analysis of herbarium specimens of indicator plants. *Journal Geochemical Exploration*, 7: 49-57.

Calow, P. (1993). *Handbook of ecotoxicology*. Vol. I. 478 p. Blackwell Science Ltd., London, England.

[5] CCME (2002a), Canadian Council of Ministers of the Environment, Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life; <http://st-ts.ccme.ca/>

CMAOT (2004). *Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Comunidad de Madrid, Guía de Análisis de Riesgos para la Salud Humana y los Ecosistemas*.

CSAP (2012). *Society of Contaminated Sites Approved Professionals of British Columbia (CSAP), Technical Review #18, Soil Vapour Attenuation Factors for Trench Worker Exposure*.

CCME (2003). *Canadian Council of Ministers of the Environment. A Protocol for the Derivation of Environmental and Human Health Soil Quality Guidelines*.

CCME (2002), *Canadian Council of Ministers of the Environment, Canadian soil quality guidelines for the protection of environmental and human health; <http://st-ts.ccme.ca/>*

Cordy P, Veiga M, Crawford B, Garcia O, Gonzalez V, Moraga D, Roeser M, Wip D. (2013). Characterization, mapping, and mitigation of mercury vapour emissions from artisanal mining gold shops, *Environ Res*. 125:82-91.

Cowherd, C.C. et al. (1985). *Rapid Assessment of Exposure to Particulate Emissions from Surface Contamination*. EPA/600/8-85/002. U.S. Environmental Protection Agency. Office of Health and Environmental Assessment, Washington, DC; también citado en: http://www.mde.state.md.us/assets/document/SP_CIR-RAA_Appendix_F_10-04-07.pdf

CSAP (2012) *Technical Review #18 Soil Vapour Attenuation Factors for Trench Worker Exposure Meridian Project No. 121605; <http://csapsociety.bc.ca/wp/wp-content/uploads/Trench-Vapour-Attenuation-Factors-Dec-2012.pdf>*

De Mello JW, Talbott JL, Scott J, Roy WR, Stucki JW. (2007). Arsenic speciation in arsenic-rich Brazilian soils from gold mining sites under anaerobic incubation. *Environ Sci Pollut Res Int*. 14(6), pp. 388-96.

enHealth (2004), *Environmental Health Risk assessment, Guidelines for assessing Human Health Risks from Environmental Hazards*, Department of Health and Aging and EnHealth Council, June 2004.

enHealth (2012). *Environmental Health Risk Assessment, Guidelines for assessing human health risks from environmental hazards; www.health.gov.au*

EnRisks (2013). *Former ChlorAlkali Plant, Human Health and Environmental Risk Assessment – 2013. Final Report. Report Reference O/13/CAPR001*.

EPA WA (2005). *Environmental Protection Authority Perth, Western Australia, Bulletin 1209, http://epa.wa.gov.au/EPADocLib/2160_B1209.pdf*

Fairhall, L.T., Miller J.W. (1941). *Public Health Rep*. 56, 1610-1625.

Javier, M., Loarte, A. (2009). Prevalencia de sobrepeso y obesidad en adultos de la comunidad "El Amauta". Ate - Vitarte Renut 3 (7): 328 – 332

Jury, W.A., Farmer, W.J. and Spencer, W.F. (1984). Behavior Assessment Model for Trace Organics in Soil: II. Chemical Classification and Parameter Sensitivity. J. Environ. Qual.13(4):567-572; citado en U.S. EPA (1996).

Kroes R et al. (1974) Oriënterend toxiciteits onderzoek van het bromide-ion in chloride-arm dieet bij de rat. Submitted to WHO by Rijksinstituut voor de volksgezondheid, Bilthoven, December (Report No. 187 Tox).

Krysiak A1, Karczewska A (2006). Arsenic extractability in soils in the areas of former arsenic mining and smelting, SW Poland. Sci Total Environ. 2007 Jul 1;379(2-3) pp.190-200.

Lerda, D. (1992). The effect of lead on *Allium cepa* L. Mutation Research, 281:89-92. Liu, D., Zhai, L., Jiang, W. y Wang, W. (1995). Effects of Mg²⁺, Co²⁺, and Hg²⁺ on the nucleus and nucleolus in the root tip cells of *Allium cepa*. Bulletin Environmental Contamination Toxicology, 55:779-787.

Llanos W, Kocman D, Higuera P, Horvat MJ (2011). Mercury emission and dispersion models from soils contaminated by cinnabar mining and metallurgy. Environ Monit.;13(12):3460-8.

Marlowe M, Cossairt A, Moon C, Errera J, MacNeel A, Peak R, et al. (1985). Main and interaction effects of metallic toxins on classroom behavior. J Abnorm Child Psychol 13(2):185–198.

Mahaffey, K. R., Capar, S. G, Gladen, B. C., and Fowler, B. A. (1981). Concurrent exposure to lead, cadmium and arsenic. Effects on toxicity and tissue metal concentrations in the rat. J. Lab. Clin. Med. 98, 463–481.

MINEM (2007). Guía para el Diseño de Coberturas de Depósitos de Residuos Mineros. Dirección General de Asuntos Ambientales Mineros.

MINEM (1995). Guía Ambiental para el Manejo de Relaves Mineros.

Murata K, Araki S, Yokoyama K, et al. (1993). Assessment of central, peripheral, and autonomic nervous system functions in lead workers: Neuroelectrophysiological studies. Environ Res 61:323-326.

NEPM (2013), National Environmental Protection Measure, Ministerio Ambiental de Australia, Schedule B 1 - Guideline on Investigation Levels for Soil and Groundwater; <http://www.scew.gov.au/node/941#hils>

New Jersey EPA (2008). Inhalation Exposure Pathway Soil Remediation Standards, Basis and Background; http://www.state.nj.us/dep/srp/regs/rs/bb_inhalation.pdf

NSW EPA (2009), New South Wales Environmental Protection Agency, *Waste Classification Guidelines Part 1: Classifying Waste*, Australia, ISBN 978 1 74232 507 1; www.environment.nsw.gov.au

Oyekunle, J. A. O., Adekunle, A. S., Ogunfowokan, A. O., Akanni, M. S. y Coker, O. S. (2012). Agama lizard: A potential biomarker of environmental heavy metal pollution assessment, African Journal of Environmental Science and Technology Vol. 6(12), pp. 458-463; <http://www.academicjournals.org/AJEST>

Pal, R. y Nandi, S. (1990). Cytological abnormalities induced by mercury water pollutants on *Allium cepa*. Bulletin Environmental Contamination Toxicology, 45:767-774.

Poma K, Kirsch-Volders M, Susanne C, Degraeve N. (1984). Lack of synergistic effect between arsenic, mercury and ethyl methane sulfonate on the frequency of chromosomal aberrations in mice, J Appl Toxicol. Dec. 1984 4(6):293-6.

Prieto Méndez, J., González Ramírez, C. A., Román Gutiérrez, A. D., Prieto García, F. (2009). Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelos y agua, Tropical and Subtropical Agroecosystems 10(1).

Ramirez, A.V. (2011). Mejora de los indicadores biológicos de exposición al mercurio en trabajadores de una refinería de oro An. Fac. med. v.72 n.3 Lima jul./set. 2011; <http://revistasinvestigacion.unmsm.edu.pe/index.php/anales/article/view/1063/879>

Rosa, C.E.V., Sierra, M. y Radetski, C.M. (1999). Use of plant tests in the evaluation of textile effluent toxicity. Exotoxicology Environmental Research, 2:56-61.

Ruíz Saucedo, U. (2006). Guía Técnica para orientar la Elaboración de Estudios de Evaluación de Riesgo Ambiental de Sitios Contaminados. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México; <http://www.semarnat.gob.mx>

Schubert J, Riley EJ, Tyler SA. (1978). Combined effects in toxicology. A rapid systematic testing procedure: cadmium, mercury, and lead. Toxicol Environ Health 1978;4(5/6):763-776.

Storm HH (1994). Cancers of the soft tissues. Cancer Surv, 197, 19-20.

UNEP (2008), Programa Ambiental de las Naciones Unidas (UNEP), Module 3, Mercury Use in Artisanal and Small Scale Gold Mining.

URS (2008). Human Health and Environmental Risk Assessment, Former ChlorAlkali Plant, Botany Industrial Park. Final Report.

US EPA (2011). Exposure Factors Handbook. EPA/600/R-090/052F

US EPA (2009). Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part F, Supplemental Guidance for Inhalation Risk Assessment); http://www.epa.gov/swerrims/riskassessment/ragsf/pdf/partf_200901_final.pdf

US EPA (2006). *Child Specific Exposure Factors Handbook (external review draft)*. EPA/600/R/06/096A. Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency, Washington DC.

U.S. EPA (2005a). Guidelines for Carcinogen Risk Assessment. US EPA/630/P-03/001F. Risk Assessment Forum.

US EPA (2005b). Integrated Risk Information System (IRIS) Online Database (<http://www.US EPA.gov/iris/index.html>). May 2003.

US EPA 2005c. Guidelines for Carcinogen Risk Assessment, March 2005. Risk Assessment Forum. <http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?deid=116283>

US EPA (2004b). Final Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part E, Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment). July 2004.

US EPA (2002c). Supplemental Guidance for Developing Soil Screening Levels for Superfund Sites. OSWER 9355.4-24. December 2002.

US EPA (1998). Compilation of Air Pollutant Emission Factors Volume I: Stationary Point and the Area Source, 5th Edition. NTIS PB86-124906. Washington D.C.)

US EPA (1997). Mercury Study Report to Congress, Office of Air Quality Planning & Standards And Office of Research and Development, Volume III: Fate and Transport of Mercury in the Environment; <http://www.epa.gov/ttn/oarpg/t3/reports/volume3.pdf>

US EPA (1996). Soil Screening Guidance: Technical Background Document EPA/540/R95/128; http://www.epa.gov/reg3hscd/risk/human/rb-concentration_table/chemicals/SSG_nonrad_technical.pdf

US EPA (1996b). Technical background for the Soil Screening Guidance, Part 2: Development of Pathway-Specific Soil Screening Levels; http://www.epa.gov/superfund/health/conmedia/soil/pdfs/part_2.pdf

U.S. EPA (1992). Technical Support Document for Land Application of Sewage Sludge, Volume II, U. S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D. C., EPA 822/R-93-001b, Appendix J.; <http://www.epa.gov/athens/publications/reports/Ambrose600R05074PartitionCoefficients.pdf>

US EPA (1992b). A Supplemental Guidance to RAGS: Calculating the Concentration Term; [http://www.deq.state.ms.us/newweb/opchome.nsf/pages/HWDivisionFiles/\\$file/uclmean.pdf](http://www.deq.state.ms.us/newweb/opchome.nsf/pages/HWDivisionFiles/$file/uclmean.pdf). Publication 9285.7-081. Office of Solid Waste and Emergency Response, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

US EPA (1992c). Guidance for Data Useability in Risk Assessment (Part A). <http://www.epa.gov/oswer/riskassessment/datause/parta.htm>

ANEXO A – Tablas

ANEXO B – Figuras

ANEXO C – Metodología del ERSA

ANEXO D – Perfiles Toxicológicos
