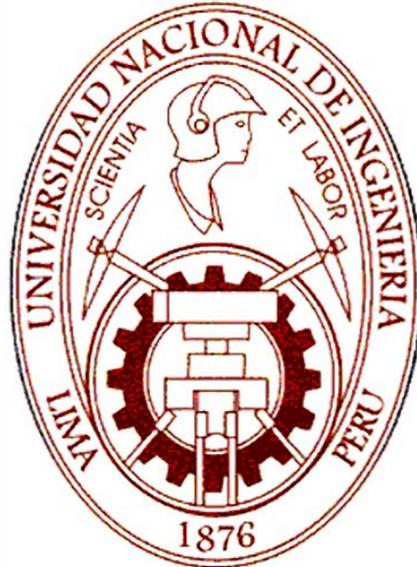


UNIVERSIDAD NACIONAL DE INGENIERÍA
FACULTAD DE INGENIERÍA AMBIENTAL
SECCION DE POSGRADO Y SEGUNDA ESPECIALIZACION



**“EVALUACIÓN DE RIESGO POR LA EXPOSICIÓN AL
ARSÉNICO AMBIENTAL EN LA LOCALIDAD DE CURIPATA
COMO UNA OPCIÓN PARA LA REUBICACIÓN DE LA
POBLACIÓN DE LA OROYA, JUNÍN 2008”**

TESIS:

**PARA OPTAR EL GRADO ACADÉMICO DE
MAESTRO EN CIENCIAS CON MENCIÓN EN:
GESTIÓN AMBIENTAL**

PRESENTADO POR:

JORGE LUIS MIRANDA ANTON

LIMA, PERÚ

2010

RESUMEN

El presente trabajo de tesis se orientó a determinar si la localidad de Curipata constituye una alternativa de reubicación para la población de La Oroya, ubicada en la provincia de Yauli del departamento de Junín-Perú, dada la actual situación ambiental que enfrenta ésta población. Esta determinación se ha basado en la evaluación ambiental de la concentración de arsénico en el agua, aire y suelo de la localidad de Curipata y la evaluación del riesgo de exposición al arsénico ambiental por parte de la población de Curipata.

La información ambiental ha sido tomada del portal de OSINERGMIN, institución que presenta el resultado del monitoreo ambiental que realiza la empresa Doe Run Peru SRL, en la ciudad de La Oroya.

La evaluación de riesgos, se ha basado en el método descrito por Peña et al., el cual está basado en la metodología de la Agencia de Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos (EPA).

Los resultados del presente Estudio muestran para la población de Curipata, un nivel de riesgo aceptable, para efectos no-cancerígenos de Arsénico, si existe ingestión accidental de suelo y, un inaceptable nivel de riesgo, para efectos cancerígenos de Arsénico por ingestión accidental de suelo e inhalación del aire. En este contexto, en las condiciones actuales, Curipata no constituye una opción de lugar de traslado de la población de La Oroya.

INDICE GENERAL

	Página
DEDICATORIA	II
AGRADECIMIENTO	III
RESUMEN	IV
GLOSARIO DE TERMINOS	V
INDICE	IX
1. INTRODUCCIÓN	1
2. MARCO TEÓRICO	6
2.1 Antecedentes	6
2.2 Tipo y Nivel de Investigación	10
2.3 Evaluación de Riesgo a la salud humana	10
2.3.1 Primera Etapa: Caracterización de área de estudio	14
2.3.2 Segunda Etapa: Evaluación de exposición	26
2.3.3 Tercera Etapa: Evaluación de la toxicidad	35
2.3.4 Cuarta Etapa: Caracterización de riesgo	48
2.4 Vigilancia Ambiental	53
3. OBJETIVOS	58
3.1 Objetivo general	58
3.2 Objetivos específicos	58
3.3 Hipótesis	58
4. MATERIALES Y MÉTODOS	59
4.1 Materiales	59
4.2 Métodos	64
4.2.1 Método para el muestreo Ambiental de Arsénico (As)	65
4.2.2 Método de evaluación de riesgos para la Salud Humana	71
5. RESULTADOS	74
5.1 Caracterización del área de estudio	74
5.2 Evaluación de la exposición	85
5.2.1 Supuestos de exposición para todas las fuentes	85
5.2.2 Exposición por ingestión de Suelo	89
5.2.2.1 Concentración del punto de exposición (C) al suelo	89

5.2.2.2 Tasa de ingestión de suelo (T)	90
5.2.2.3 Factores de absorción relativa (Far)	91
5.2.2.4 Cálculo de la dosis absorbida por ingesta de suelo	91
5.2.3 Exposición por inhalación	93
5.2.3.1 Concentraciones en los puntos de exposición (C) por inhalación	93
5.2.3.2 Tasa de Inhalación	94
5.2.3.3 Factor de absorción relativa	96
5.2.3.4 Cálculo de la dosis absorbida por inhalación	96
5.3 Evaluación toxicológica	97
5.4 Resultados de la caracterización de riesgos para Curipata.	99
5.4.1 Estimación del Riesgo para efecto Cancerígeno	99
5.4.2 Estimación del Riesgo para efecto No Cancerígeno	101
5.4.3 Riesgo total	102
6. DISCUSIÓN	105
7. CONCLUSIONES	112
8. RECOMENDACIONES	114
9. FUENTES DE INFORMACIÓN	115

1. INTRODUCCION

El Arsénico (As) es un elemento natural ampliamente distribuido en la corteza terrestre. En el ambiente, el arsénico se combina con el oxígeno, cloro y azufre para formar compuestos inorgánicos de arsénico. El arsénico en animales y en plantas se combina con carbono e hidrógeno para formar compuestos orgánicos de arsénico.

El arsénico está presente de manera natural en el suelo, por lo tanto, puede movilizarse a través del aire, agua y suelos, además de encontrarse en el polvo que levanta el viento pudiendo ingresar al agua en forma de lluvia o en agua que se filtra a través del suelo. El arsénico no puede ser destruido en el ambiente, solamente puede cambiar de estado de oxidación. La lluvia y la nieve remueven las partículas de polvo del aire con arsénico del aire, muchos compuestos comunes de arsénico pueden disolverse en agua, la mayor parte del arsénico en el agua terminará eventualmente en el suelo o en el sedimento.

Según la Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades (ATSDR) de Estados Unidos⁽³⁾ "La exposición al arsénico (As) puede ocurrir ingiriendo pequeñas cantidades presentes en los alimentos y el agua o respirando aire que lo contiene, inhalando aserrín o quemando madera que ha sido tratada con compuestos arsenicales ó viviendo en áreas con niveles altos de arsénico natural en las rocas ó trabajando en una ocupación en la cual se produce o se le emplea para el tratamiento de materias primas como la madera, plaguicidas o fundiciones".

Desde la antigüedad se sabe que el arsénico es un tóxico para el ser humano, y dosis altas (más de 60 000 mg.L⁻¹ en el agua, lo que equivale a niveles 10 000 veces mayores del 80% de los niveles que se encuentran en el agua potable en EE. UU.) pueden ser fatales. Si una persona ingiere niveles de arsénico más bajos (entre 300 y 30 000 mg.L⁻¹ en el agua; 100 a 1 000 veces mayores que la mayoría de los niveles en el agua potable en EE. UU.), puede sufrir irritación del estómago y los intestinos, acompañado de dolor de estómago, náuseas, vómitos

y diarrea. Otros efectos que puede sufrir incluyen reducción de la producción de glóbulos rojos y blancos, lo que puede causar fatiga, ritmo cardíaco anormal, daño de los vasos sanguíneos (lo que produce hematomas) y alteraciones de la función de los nervios (lo que produce una sensación de hormigueo en las manos y los pies).

Según la ATSDR "Tal vez el efecto más característico de la exposición oral prolongada al arsénico inorgánico es un cuadro de alteraciones de la piel. Éstas incluyen un oscurecimiento de la piel y la aparición de pequeños callos o verrugas en la palma de las manos, la planta de los pies y el torso, a menudo asociados con alteraciones en los vasos sanguíneos de la piel. También se puede desarrollar cáncer de la piel".

Según el Sistema Integrado de Información de Riesgo (IRIS) de los Estados Unidos⁽²¹⁾ "Varios estudios han demostrado que la ingestión de arsénico inorgánico puede aumentar el riesgo de cáncer de la piel y de cáncer del hígado, la vejiga y los pulmones. La inhalación de arsénico inorgánico puede aumentar el riesgo de cáncer del pulmón". El Departamento de Salud y Servicios Humanos (DHHS) y la Environmental Protection Agency de los Estados Unidos (USEPA) han determinado que el arsénico inorgánico es un elemento reconocido como carcinogénico en seres humanos, de la misma forma la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC) ha determinado que el arsénico inorgánico es carcinogénico en seres humanos.

Si una persona respira niveles altos de arsénico inorgánico probablemente sufrirá dolor de garganta e irritación de los pulmones. También puede desarrollar algunos de los efectos de la piel descritos anteriormente. El nivel de exposición que produce estos efectos no se conoce con certeza, pero probablemente es más de 100 microgramos de arsénico por metro cúbico de aire ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) durante una exposición breve. La exposición más prolongada a niveles más bajos puede producir efectos de la piel y también desórdenes circulatorios y de los nervios periféricos.

Algo que preocupa bastante es la capacidad del arsénico inorgánico que se inhala para aumentar el riesgo de cáncer del pulmón, esto se ha observado principalmente en trabajadores expuestos al arsénico en fundiciones, minas y en fábricas de productos químicos, aunque también se ha observado en gente que vive cerca de fundiciones y de fábricas de productos arsenicales. La gente que vive cerca de sitios de desechos que contienen arsénico también puede correr un riesgo más alto de contraer cáncer del pulmón.

Si su piel entra en contacto directo con compuestos inorgánicos de arsénico, su piel puede sufrir irritación, enrojecimiento e hinchazón. Sin embargo, parece improbable que el contacto con la piel produzca efectos internos graves.

Casi no hay ninguna información acerca de los efectos de los compuestos orgánicos de arsénico en seres humanos. Los estudios en animales indican que la mayoría de los compuestos orgánicos de arsénico simples (por ejemplo, los compuestos de metilo y dimetilo) son menos tóxicos que las formas inorgánicas. En animales, la ingestión de compuestos de metilo puede producir diarrea, y la exposición de por vida puede dañar los riñones. La exposición de por vida a compuestos de dimetilo puede dañar la vejiga y los riñones.

Latinoamérica se destaca a nivel mundial por sus zonas mineras. Países como Chile, Perú, Bolivia y México han llegado a ostentar lugares preponderantes en la producción de minerales. La minería requiere metalurgia, la contaminación asociada a las metalúrgicas ha recibido gran atención tanto en países desarrollados como en naciones en desarrollo, la misma que a través de sus emisiones atmosféricas han incorporado metales pesados al ambiente y en especial al suelo, los que se convierten en una fuente de exposición de riesgo para la salud de la población que habita estos lugares ⁽⁹⁾

En sitios contaminados, una de las medidas que se han adoptado a fin de controlar los impactos ambientales en la población, es evacuar a los pobladores de la zona afectada a lugares libres de contaminantes. Por ejemplo en mayo de 1999, la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (PROFEPA) de México exigió a la empresa Fundidora de Metales Peñoles la reubicación de las

personas que vivían más cerca de la planta y la creación de una zona arborizada alrededor de ella, debido a que la calidad ambiental cerca de la empresa se encontraba deteriorada y porque se encontraron niveles de plomo en sangre en niños por encima de lo recomendado por el Centro de Control de Enfermedades de USA ⁽³²⁾.

En abril de 2008, el Congreso de Perú dispuso la reubicación de la ciudad andina de Cerro de Pasco al considerar que la contaminación causada por la actividad minera en la zona, afectó gravemente desde hace varias décadas a su población. El dictamen propone declarar de necesidad pública e interés nacional la implementación de medidas de acción y la reubicación de Cerro de Pasco.

Cerro de Pasco, capital del departamento de Pasco, ubicada a cuatro mil 300 metros de altura y con más de 70 mil habitantes, soporta desde 1971 la explotación a tajo abierto de reservas minerales de plomo, plata y zinc por empresas mineras: primero Cerro de Pasco Corporation y luego Centromin y Volcan S.A

Actualmente, por estudios del Ministerio de Salud, se ha demostrado, que existen niños y madres gestantes de los poblados de Quiulacocha y Champamarca con prevalencia de plomo en la sangre en un 89,2%, de los cuales un 22% está en situación de grave riesgo ⁽²⁾.

La Ley N° 29293, Ley que declara de necesidad pública e interés nacional la implementación de medidas para lograr el desarrollo urbano sostenible concertado y la reubicación de la ciudad de Cerro de Pasco; la directiva fue publicada en El Peruano el 13 de diciembre de 2008.

Esta misma Ley crea una Comisión Interinstitucional con el objetivo de aplicar una serie de acciones destinadas a reducir el impacto ambiental y proteger la salud de la población del lugar, la misma que está integrada por representantes del gobierno nacional, regional y local, así como delegados de comunidades ubicadas en la zona, de organizaciones sociales y la Universidad Daniel Alcides Carrión.

El nuevo nombre de la ciudad sería Ciudad Sol y estaría ubicada a 35 km. al sur de la actual ciudad en una zona ubicada entre 4 380 y 4 390 m.s.n.m.; es decir, a mayor altitud que la actual capital ⁽²⁾.

En lo que respecta a la ciudad de La Oroya, desde el inicio de las actividades de la fundición de La Oroya en 1922, a la fecha, se ha emitido a la atmósfera gases de dióxido de azufre y material particulado a través de sus chimeneas. Uno de los elementos metálicos presentes en el material particulado es el arsénico.

Nuestro país, no emplea aún la Evaluación de Riesgos Ambientales, como una herramienta de Gestión que permita evaluar, de manera cuantitativa, el peligro que tienen las poblaciones de habitar en uno u otro lugar teniendo en cuenta además que el territorio peruano es rico en minerales de forma natural. Actualmente se discute como opción al crecimiento industrial de nuestro país, el de reubicar a aquellas poblaciones que están muy cercanas a áreas productivas tal es el caso de Cerro de Pasco y posiblemente de La Oroya, por presentar alto riesgo de "daño" a su salud por altos niveles de exposición, debiendo evaluarse la biodisponibilidad de los contaminantes allí presentes.

Una de las posibles áreas para el traslado de La Oroya, sería la localidad de Curipata, distrito de Huaynacancha, provincia de Yauli-Junín, sin embargo, se desconoce el riesgo asociado a la presencia del arsénico ambiental en ésta localidad, por ello surge la necesidad de efectuar esta evaluación de riesgos por exposición a arsénico.

2. MARCO TEÓRICO

2.1 ANTECEDENTES

En la ciudad de La Oroya, la empresa estadounidense Cerro de Pasco Copper Corporation empezó a fundir cobre en 1922, la producción de plomo empezó en 1928, la de zinc en 1952 y la recuperación de metales preciosos empezó en 1950. Desde 1974 hasta 1997 la empresa estatal Centromin operó el Complejo Metalúrgico de La Oroya, luego de ello fue adquirido por la compañía Doe Run. El Complejo es una fundición que procesa actualmente alrededor de 600 000 toneladas métricas de concentrados por año.

A partir de los concentrados, se produce un total de once metales, siendo los principales plomo, zinc, cobre, plata y oro, así como nueve subproductos.

El Complejo Metalúrgico de La Oroya, cuenta con una chimenea principal, de 167,5 metros de altura que emite gases y material particulado generados durante las operaciones del complejo. Adicionalmente existen gases fugitivos y partículas que se escapan al ambiente desde algunas instalaciones, conductos y maquinarias en el Complejo. Las emisiones de la chimenea principal y las emisiones fugitivas contienen polvos de metales pesados y gases de dióxido de azufre que migran a las comunidades vecinas, las mismas que se han venido depositando en el suelo desde el inicio de las operaciones y han afectado el área circundante a la fundición ⁽¹⁹⁾.

Se han desarrollado diversas evaluaciones de la calidad ambiental de la ciudad de La Oroya en sus aspectos aire, agua, suelo y polvo sedimentable, las cuales muestran todavía presencia de metales pesados por encima de lo permitido por las normas legales vigentes en especial el suelo y polvo. En el año 2004, el Consejo Nacional del Ambiente (CONAM), realizó un Diagnóstico de Línea de Base de Calidad del Aire de La Oroya, donde se concluye lo siguiente: *“La principal fuente de contaminación en la cuenca atmosférica de La Oroya es el Complejo Metalúrgico....entre los principales contaminantes que emite de*

acuerdo a los criterios establecidos en el D.S. N° 074-2001-PCM destacan el dióxido de azufre, plomo, material particulado. Además la misma fuente presenta niveles considerables de arsénico y cadmio" ⁽¹⁰⁾.

Por otro lado, el *Proyecto Mantaro Revive*⁽³¹⁾, realizó una evaluación ambiental de agua y suelo en el periodo mayo a octubre de 2007 en la zona alta y media de la cuenca del Río Mantaro. Las actividades del Proyecto Mantaro Revive han sido financiadas por el Fondo Italo-Peruano. Los resultados del monitoreo de aguas, muestran para el punto Puente Yauli-Río Yauli con código W-Y que corresponde a una zona con actividad humana (punto ubicado aguas arriba de la localidad de Curipata), una concentración de Arsénico de $0,216 \text{ mg.L}^{-1}$, valor que supera lo establecido por el D.S. N° 002-2008-MINAM "Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para Agua" que es de $0,05 \text{ mg.L}^{-1}$ correspondiente a una agua de Categoría 3: Riego de Vegetales y bebidas de Animales. En lo que respecta a la evaluación de suelo, el Proyecto Mantaro Revive, muestra los resultados en su estación de monitoreo denominada Santa Rosa de Sacco-Villa Sol (estación cercana a la localidad de Curipata), la concentración de Arsénico para esta estación es de $348,48 \text{ mg.kg}^{-1}$, valor que se encuentra por encima de lo establecido en la Guía de Calidad Ambiental Canadiense. Consejo Canadiense del Ministerio de Medio Ambiente (CCME). 2003, que es de 12 mg.kg^{-1} .

En la *década* del 90, dentro del proceso de privatización de la empresa estatal CENTROMIN PERU, se tomaron medidas de reubicación de los campamentos de los trabajadores cercanos a la fundición. CENTROMIN habilitó una zona urbana en la localidad de Curipata, ubicada al Sur-Oeste y aproximadamente a 14 km de la fundición de La Oroya, con el fin de promover que sus trabajadores permanezcan alejados de la zona de operaciones.

La situación ambiental de La Oroya, ha merecido opiniones de autoridades gubernamentales o instituciones sin fines de lucro, en el sentido de proponer la

reubicación de la ciudad y en especial de La Oroya Antigua, a fin de evitar la exposición de la población a gases y metales pesados ⁽¹¹⁾.

Esta inadecuada situación ambiental fortalece aún más la idea de la reubicación de la población y en especial de los niños de La Oroya Antigua, a una zona libre de riesgos para su salud ⁽¹⁾.

En el año 2005, la empresa Doe Run Peru, a través de la empresa norteamericana Integral Consulting Inc. desarrolló un Estudio de Riesgos a la Salud para las localidades de La Oroya Antigua, La Oroya Nueva, Santa Rosa de Sacco, Paccha y Huari ⁽¹⁷⁾. Este estudio llegó a la conclusión de que los pobladores de La Oroya tenían riesgo elevado por efectos perjudiciales a la salud por las sustancias químicas que se emiten al ambiente desde el complejo metalúrgico, llámese plomo, dióxido de azufre, arsénico, cadmio y talio entre otros. Se determinó que tanto el dióxido de azufre, como las partículas en el aire superaban los criterios de calidad del aire y en ellas se encontraban altos niveles de plomo, además de la presencia de otros metales y metaloides en el polvo respirable. El estudio del 2005 determinó también que los riesgos de cáncer por inhalación de arsénico en el aire y de la ingestión concomitante de arsénico en el polvo y el suelo eran inaceptablemente altos. Este estudio no consideró la evaluación de la localidad de Curipata por su lejanía respecto a la empresa Doe Run.

En el año 2008, nuevamente la empresa Doe Run Peru ha desarrollado un Estudio Complementario de Evaluación de Riesgos a la Salud para la ciudad de La Oroya que considera las localidades de La Oroya Antigua, La Oroya Nueva, Paccha y Huari, en este estudio tampoco fue considerada la localidad de Curipata ⁽¹⁹⁾. Una conclusión importante de este documento es que cuando la empresa Doe Run Peru complete la ejecución de sus proyectos PAMA, el suelo se constituirá como el principal componente ambiental que incidirá en los riesgos a la salud de la población, teniendo el aire una despreciable aportación dada la importante reducción de las emisiones atmosféricas de la fundición. El agua,

según el estudio en mención, no es preocupación a la luz de los resultados evaluados.

El estudio del 2008 ha evaluado dióxido de azufre, material particulado, plomo, arsénico, cadmio, antimonio y talio. El arsénico reviste especial interés por sus características cancerígenas. En este sentido el presente proyecto de tesis plantea evaluar el riesgo por la exposición al arsénico ambiental en la localidad de Curipata y determinar si éste es tolerable para la población, considerando que esta localidad podría ser una alternativa para la reubicación de La Oroya y en especial de la población de La Oroya Antigua.

La Figura 1, muestra la ubicación de la localidad de Curipata en relación con la Fundición de Doe Run Perú.



Figura 1: Ubicación de la Localidad de Curipata

Fuente: <http://www.digesa.minsa.gob.pe/aire/intro.asp>

La Figura 2, muestra a la localidad de La Oroya Antigua, se puede observar su cercanía a la Fundición de La Oroya.

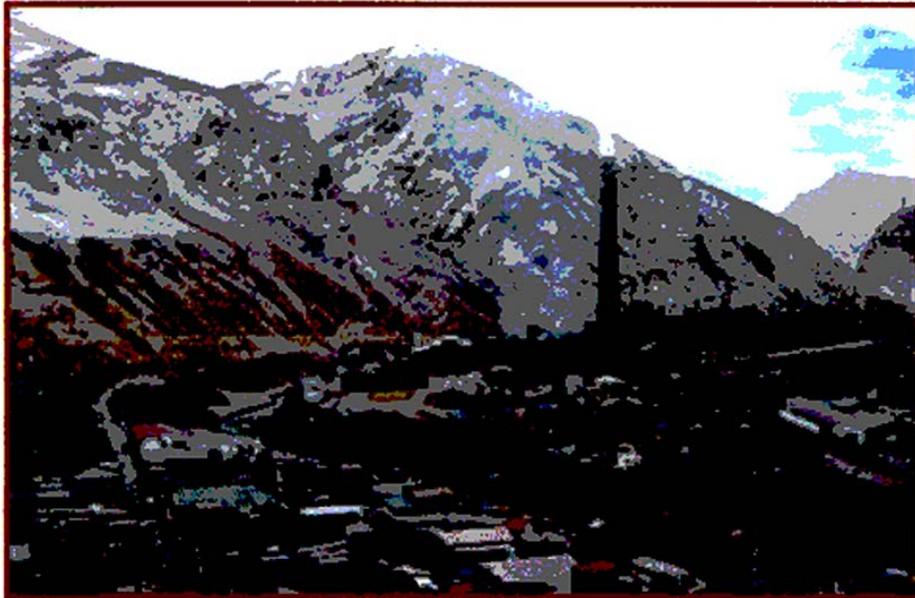


Figura 2: La Oroya Antigua y la Fundición de La Oroya

Fuente: http://www.ar.terra.com/terramagazine/galerias/0_0145887-E18860.00.html

2.2 TIPO Y NIVEL DE INVESTIGACION

El presente estudio es de tipo retrospectivo ya que recoge los datos de monitoreo ambiental del año 2008 (datos secundarios), publicados por el OSINERGMIN en su portal.

El nivel de investigación del presente estudio es intermedio, por lo que se define como un estudio de nivel descriptivo correlacional, ya que caracteriza la calidad ambiental de la localidad de Curipata a fin de establecer el nivel del riesgo existente para la población.

2.3 EVALUACION DE RIESGO A LA SALUD HUMANA

El análisis de riesgo es una disciplina relativamente nueva con raíces antiguas. Como campo del conocimiento se organizó en las últimas tres décadas y su auge se debe a que varios países han aprobado leyes para proteger, tanto a la

salud humana como a la biota, de los peligros que puede acarrear la exposición a sustancias peligrosas presentes en el medio ambiente en base a la prevención y reducción de riesgos.

Según Peña et al ⁽²⁷⁾ *“El análisis de riesgo es una técnica multidisciplinaria que utiliza conceptos desarrollados en varias ciencias en las que se incluyen a la toxicología, epidemiología, ingeniería, psicología, higiene industrial, seguridad ocupacional, seguridad industrial, evaluación del impacto ambiental, etc”*.

El análisis de riesgo sirve para:

- Identificar y evaluar los problemas ambientales y de salud producidos por la realización de actividades peligrosas y el manejo de sustancias tóxicas.
- Comparar tecnologías nuevas y tradicionales que se usan en la determinación de la efectividad de los diferentes controles y técnicas de mitigación diseñadas para reducir riesgos.
- Localización de instalaciones potencialmente peligrosas.
- Selección de prioridades entre las posibles alternativas de acción para establecer secuencias de ejecución de acciones correctivas y/o de elaboración de reglamentos ambientales. Se debe distinguir dos conceptos: riesgo y peligro.

Riesgo es la posibilidad de sufrir un daño por la exposición a un peligro y **peligro** es la fuente del riesgo y se refiere a una sustancia o a una acción que puede causar daño.

Evaluación de riesgo se refiere a la técnica para determinar la naturaleza y magnitud del riesgo.

Análisis de riesgo término que se ha usado frecuentemente como un sinónimo de evaluación de riesgos. Debe de interpretarse que además de la evaluación, el análisis incluye los métodos para hacer un mejor uso de los resultados de la evaluación.

En el *manejo del riesgo* se diseña la respuesta de control, reducción o eliminación de riesgo utilizando la información producida por la evaluación y el análisis, en el contexto de los recursos técnicos, valores sociales, económicos y políticos.

La diferencia entre evaluación y manejo de riesgo no es muy clara. La controversia se centra en el grado en el cuál la evaluación se puede mantener libre de los juicios y valores que típicamente corresponden a las decisiones de manejo.

La percepción del riesgo es un factor importante que influye tanto a la evaluación como al manejo.

El riesgo se percibe en forma diferente, dependiendo de quiénes son los afectados, qué tan probable es que los daños se produzcan, las características de los daños, tal cómo qué tan catastróficos son, qué tan acostumbrada está la población a ese tipo de daño, qué tan grande es la fracción de la población afectada, cómo se afecta a los individuos en forma personal y si éstos han aceptado en forma voluntaria enfrentar el riesgo. La percepción del riesgo está influenciada por los beneficios que se obtienen de enfrentar tal riesgo.

Las técnicas de análisis se pueden aplicar a un amplio rango de situaciones de riesgo para la salud y el medio ambiente, incluyendo:

- La introducción o el descubrimiento de una sustancia en el ambiente.
- La exposición ocupacional a una sustancia o radiación.
- Contaminación del aire, tanto en espacios interiores como en el ambiente exterior.
- Disposición de residuos peligrosos.
- Presencia de sustancias peligrosas en la cadena alimentaria.
- Instalaciones que manejan o crean sustancias tóxicas.

- El análisis de riesgo también se puede aplicar a muy diferentes situaciones, por ejemplo, el riesgo asociado al uso de un producto farmacéutico o tratamiento médico, a la construcción de obras tales como presas y puentes. etc.

En este proyecto se usó la metodología de Evaluación de Riesgo para determinar si el riesgo a la salud por la presencia del As en el ambiente (aire, agua y suelo) de Curipata es tolerable por la población.

Es importante precisar que la evaluación de riesgo a la salud humana constituye una evaluación cuantitativa del riesgo que representa para la salud humana la presencia o descarga efectiva o potencial de químicos al medio ambiente. De este modo la evaluación de riesgo pronostica la probabilidad de efectos sobre la salud de una población, pero no mide directamente los efectos que tiene lugar sobre la salud. Por consiguiente, una evaluación de riesgo es muy distinta de un estudio epidemiológico que informa acerca de la incidencia de efectos específicos sobre la salud o de un estudio de biomonitorio que presenta información sobre la concentración de químicos en el cuerpo de las personas. El valor de una evaluación de riesgo es que constituye una herramienta que se puede usar para pronosticar condiciones en el futuro.

Para analizar el riesgo, en el presente trabajo, se empleó el método descrito por Peña et al ⁽²⁷⁾, el mismo que es utilizado por la Agencia de Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos (USEPA), para caracterizar el riesgo para la salud humana en sitios contaminados con sustancias peligrosas.

Se dice que una persona se puso en "riesgo" cuando está "expuesta" a un "peligro" y la magnitud del riesgo es una función de la peligrosidad de la sustancia y de la magnitud de la exposición.

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

Para que exista un riesgo es necesario que se esté expuesto a una sustancia y que esta exposición represente un peligro para la salud. Se necesitan tanto el peligro como la exposición, si alguno de ellos es igual a cero entonces no hay riesgo.

La toxicidad es una medida del peligro inherente de la sustancia.

Para estimar el riesgo que significa la presencia de un tóxico en un sitio determinado es necesario conocer su toxicidad, la cantidad de tóxico que entra en contacto con el organismo o población en estudio y las condiciones en las que se da este contacto.

La caracterización del riesgo a la salud pública en un sitio contaminado consiste en determinar si es tolerable el nivel de riesgo de que se produzcan daños asociados a la exposición a los tóxicos presentes en el sitio.

La determinación y caracterización del riesgo para la salud pública en un sitio determinado se lleva a cabo en cuatro pasos:

- ***Caracterización del área de estudio.***
- ***Evaluación de la Exposición.***
- ***Evaluación de la toxicidad.***
- ***Caracterización de los riesgos.***

2.3.1 Primera Etapa: Caracterización del área de estudio.

La Caracterización del área de estudio es un paso fundamental para garantizar que el estudio de riesgo evalúe adecuadamente el riesgo potencial para las comunidades afectadas y la información requerida esté disponible.

Los tóxicos que interesan son aquellos que tienen probabilidad de llegar a estar en contacto con poblaciones humanas, en cualquier lugar que éstas se encuentren. Se estudian los desplazamientos de los tóxicos en el medio

ambiente, desde el punto en que se emiten hasta el lugar en que contactan las poblaciones.

A este desplazamiento se le conoce como ruta de exposición. No se consideran relevantes los desplazamientos de tóxicos que no dan lugar a exposiciones humanas efectivas.

Al área física que comprende el lugar donde se derraman o emiten los tóxicos al ambiente, donde se transportan y donde las poblaciones entran en contacto con los medios contaminados recibe el nombre de escenario de exposición.

El estudio del escenario consta de dos partes fundamentales: la descripción físicoquímica del sitio y la descripción de las poblaciones que es probable que sufran la exposición. Las características del sitio y de las poblaciones que interesan serán aquellas que son útiles para estimar las exposiciones.

Descripción del sitio

El sitio se describe en función de las variables que puedan tener influencia sobre la movilidad de los tóxicos y los niveles de contaminación. Las variables físicas y químicas que se evalúan son las que se utilizan para alimentar los modelos de transporte y destino y estimar las dosis suministradas.

Las características físicas importantes del escenario de exposición son: clima, vegetación, topografía, edafología (composición y estructura de suelos) y geohidrología (estratos en el subsuelo, acuíferos subterráneos y corrientes superficiales).

En lo que se refiere al suelo y al subsuelo es conveniente describirlos en función de la humedad, pH, contenido de carbono orgánico y presencia de otros intercambiadores de iones.

Los modelos para representar el desplazamiento de los tóxicos en este estrato incluyen tales variables. El conocimiento del tipo de suelo puede ayudar a predecir la producción de polvos transportables. La posición de los acuíferos con respecto al nivel de la superficie es también una variable importante. Un nivel freático muy somero puede incrementar la probabilidad de que un tóxico presente en el suelo emigre hacia el acuífero.

Los datos climatológicos permiten estimar la persistencia de los tóxicos en el ambiente, los posibles desplazamientos por acarreo de polvos y gases por los vientos y junto con la topografía los desplazamientos en corrientes superficiales.

Las características químicas importantes son: la identificación y cuantificación de las sustancias que se saben o se sospecha que son tóxicas para los humanos, que se encuentren en uno o más medios de los que integran el sitio o que pueden salir del mismo. Los datos se obtienen experimentalmente en trabajo de campo, analizando los distintos medios con los que puede entrar en contacto la población. A esta actividad se le denomina "Muestreo o Monitoreo Ambiental."

La recopilación de información y el muestreo se deben de planear para que al principio del trabajo se generen datos que permitan desarrollar una comprensión general del sitio, y así poder dirigir los esfuerzos subsiguientes para obtener sólo los datos que sirvan para llenar las lagunas remanentes de información. En esta forma se minimizará la recolección de datos innecesarios y se maximizará la calidad de los datos obtenidos.

La información fisicoquímica del sitio se utiliza para identificar las posibles rutas y vías de exposición, así como para calcular las dosis suministradas.

Descripción de las poblaciones

En la descripción de las poblaciones se consideran los asentamientos humanos dentro del sitio y sus cercanías, así como los que pudieran quedar expuestos en

el futuro, aunque se encuentren localizados en sitios alejados de la fuente de contaminación.

Las poblaciones lejanas que no están en contacto con los medios contaminados, pero que es conveniente incluirlas en un estudio de evaluación de riesgos, son aquellas que se consideran que podrían quedar expuestas: tanto por sus actividades o hábitos, o bien porque los tóxicos pudieran emigrar en el futuro hasta localidades donde esas poblaciones constituirían un nuevo escenario de exposición.

Como en el caso de la descripción del sitio, las poblaciones se describen especificando aquellas características que influyen en la exposición y sus consecuencias.

Estas características son las siguientes:

- Localización relativa al sitio
- Presencia de subpoblaciones sensibles
- Patrones de actividad.

Localización En lo referente a la localización de los asentamientos humanos, la información más importante es su posición relativa con respecto a la fuente de contaminación y a la dirección de los desplazamientos más probables de los tóxicos.

Hay mayores probabilidades de estar expuesto a los tóxicos si el lugar de trabajo o residencia está localizado:

- cerca de la fuente
- en la dirección de los vientos dominantes
- aguas abajo de las corrientes superficiales
- en la dirección del flujo de los acuíferos subterráneos.

También son importantes:

- las poblaciones que consumen productos generados o que se contaminaron en el sitio, independientemente de su posición geográfica.
- las poblaciones que en el futuro pudieran estar expuestas a sustancias que hayan emigrado del sitio.

Subpoblaciones especiales Las subpoblaciones especiales son las más susceptibles de sufrir un daño al quedar expuestas a un determinado agente debido a:

- que tienen una mayor sensibilidad, tales como, niños, ancianos, mujeres embarazadas o en período de lactancia y personas con enfermedades crónicas
- que presentan un patrón de comportamiento que puede dar lugar a una mayor exposición.

Un ejemplo son las personas que consumen grandes cantidades de alimentos producidos en el sitio. Otro ejemplo son los niños quienes tienen una probabilidad más alta que los adultos de entrar en contacto directo con el suelo.

- quienes se han sensibilizado por exposiciones anteriores o, que experimentan exposiciones simultáneas provenientes de otras fuentes. Por ejemplo; individuos expuestos a sustancias químicas en su trabajo y residen o residieron en sitios contaminados.

Actividades humanas Las exposiciones están asociadas a los patrones de actividad de los individuos en el escenario y éstos, a su vez están determinados por el tipo de uso del suelo en el escenario de exposición. Así pues, para caracterizar las exposiciones es necesario primero identificar los usos del terreno en el escenario de exposición.

Para el propósito de evaluación de riesgos los usos del suelo se clasifican en:

- residencial,
- comercial/industrial/agropecuario y
- recreativo.

Las mejores fuentes de información para determinar los usos actuales del suelo son la visita al sitio y el examen de fotos aéreas identificando las áreas pobladas, las áreas de juego, parques, negocios e industrias, explotaciones agrícolas, ganaderas y pesqueras. Puede ser que algunos de los terrenos tengan un uso múltiple y pudieran quedar clasificados en más de una categoría

La clasificación del uso del suelo sirve para caracterizar el patrón de actividades y su efecto sobre la intensidad, frecuencia y duración de las exposiciones. Lo que se pretende lograr es lo siguiente:

- Determinar el porcentaje del tiempo que los individuos pasan dentro del escenario de exposición. Si el sitio es comercial o industrial es razonable esperar que la población tenga un periodo de exposición de 8 horas diarias. Si el sitio es residencial entonces se puede asumir una exposición de 24 horas al día. La selección más conservadora de tipo de uso del suelo que se le puede asignar a un sitio, cuando se justifique, es el uso residencial, ya que da lugar a exposiciones más prolongadas.
- Clasificar las subpoblaciones de acuerdo a si realizan sus actividades a la intemperie, en el interior o en ambos ambientes
- Identificar los cambios estacionales de actividades
- Determinar si la población local tiene acceso restringido o ilimitado al sitio
- Identificar las características de la población que pudieran estar determinadas por el sitio. Por ejemplo si el sitio es un lugar pesquero es probable que la población local consuma más pescado y mariscos que el promedio de la población.

Al analizar el uso del suelo se debe de determinar si es probable que cambie en el futuro y si este cambio va a repercutir en el patrón de actividades que se llevan a cabo en el sitio. Para determinar la posibilidad de cambios futuros es conveniente consultar los reglamentos oficiales sobre el uso del suelo, los mapas de zonificación, etc.

Esta primera etapa incluye muchas actividades, entre ellas la revisión de las fuentes que liberan el As al ambiente.

En relación a la evaluación de la data de calidad de aire, es pertinente mencionar que al no contar con información de la localidad de Curipata, se ha tomado como base la información de los resultados de la estación de monitoreo de Huaynacancha de propiedad de la empresa Doe Run Peru, datos que son representativos para Curipata. La estación de monitoreo de Huaynacancha, se encuentra ubicada a 11 km de la fundición de La Oroya al Sur Oeste y a 1.5 km de Curipata. También se revisó la data relacionada a suelo y agua de consumo humano.

La información se tomó del portal de OSINERGMIN (<http://www.osinerg.gob.pe/newweb/pages/GFM/1526.htm>), la misma que entrega data ambiental mensual de la empresa Doe Run Peru, así como también de la data que genera el Convenio MINSA-Gobierno Regional de Junín y Doe Run Peru (Convenio MINSA-GRJ-DRP).

Para definir la posición relativa de Curipata con respecto a la Fundición y la dirección de los desplazamientos más probables de las emisiones atmosféricas, también se utilizó la información meteorológica disponible en el portal OSINERGMIN.

La información socio-económica se tomó del Estudio Socio-Económico 2001 ⁽¹⁴⁾, elaborado por el Instituto Nacional de Estadística e Informática de Junín así como también del Informe sobre Desarrollo Humano Perú 2002 "Aprovechando las potencialidades" publicado por el Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo ⁽²⁸⁾.

El resultado de este paso es la creación de un modelo de vías de exposición o un mapa de ruta de cómo y donde las personas podrían entrar en contacto con los niveles de arsénico asociado con el área de estudio.

RUTAS DE DE EXPOSICION

Se denomina así a la trayectoria que sigue un tóxico desde la fuente de emisión hasta el contacto con las poblaciones previamente seleccionadas como potencialmente expuestas, incluyendo la vía de ingreso del tóxico a los organismos.

Una ruta está completa si hay una liberación de una sustancia desde la fuente, un escenario de exposición donde pueda ocurrir un contacto y una vía de exposición o ingreso.

Los siguientes elementos integran una ruta de exposición típica completa:

Fuente: Las características fundamentales de la fuente son su localización y los mecanismos de emisión. Se localiza y describe utilizando los datos de muestreo y la información preliminar que se tenga a cerca del sitio.

Se localizan los lugares donde se están liberando, se liberaron o se espera que se liberen los tóxicos, identificando todos los mecanismos posibles de liberación y de medios receptores. Por ejemplo: la presencia de suelo contaminado cerca de un tanque puede indicar que el tanque con rupturas (fuente) presentó fugas (mecanismo de liberación) hacia el suelo (medio receptor). La fuente puede ser también punto de contacto si los organismos receptores entran en contacto directo con la fuente. Por ejemplo: con recipientes abiertos, suelo contaminado, residuos apilados, etc.

Un medio contaminado puede ser a su vez fuente de contaminación para otro medio. Por ejemplo; una zona del subsuelo contaminada por un derrame previo puede ser la fuente de contaminación de un acuífero subterráneo.

Transporte y destino: después de que la sustancia ha sido liberada le puede pasar lo siguiente:

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

Para estudiar la distribución de una sustancia en el ambiente es necesario conocer sus propiedades físicas y químicas y las del medio y/o medios en los que se desplaza.

Punto de exposición: cualquier contacto potencial entre los pobladores con un medio contaminado es un punto de exposición. Son más importantes los puntos de exposición donde la concentración que va a ser contactada sea la más alta y donde la población expuesta se clasifique como de interés especial por pertenecer a un grupo sensible.

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

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

Para puntos de exposición potenciales fuera del sitio, se espera que, la concentración de contacto sea mayor en los puntos más cercanos al sitio o donde los gradientes de altura y dirección del viento los favorezca. En algunas ocasiones se pueden encontrar puntos de contacto de mayor concentración a distancias grandes, esto puede suceder si en el transporte de los tóxicos se incluyen pasos en los que pueda ser bioconcentrado. Por ejemplo; si una sustancia originada en el sitio se transporta hasta un cuerpo de agua donde es bioconcentrada por los organismos acuáticos y la población entra en contacto con esos organismos.

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

El equipo de protección tiene por propósito evitar que exista una vía de exposición aunque se presente un punto de contacto. Por ejemplo el uso de guantes, máscaras y botas son barreras que impiden el ingreso del tóxico al organismo contactado.

La selección de cuales vías de exposición se deben estudiar, depende de los medios en los que se encuentre el arsénico en el punto de contacto. Si se encuentra en el agua potable, en los alimentos o en el suelo la vía de exposición será la ingestión, si se encuentra en el aire el ingreso será por la vía respiratoria (inhalación) y si se encuentra en el agua o aire ambiente que entra en contacto con la piel, el ingreso será por vía cutánea.

La selección debe considerar criterios de riesgo para identificar la vía de exposición (ingestión, inhalación y contacto cutáneo) donde el As se encuentre en concentración suficiente que represente un riesgo para la salud de lo pobladores, para esto se evalúa las concentraciones detectadas en el aire, agua, muestras del suelo superficial y polvo sedimentable.

Identificación de las rutas significativas: Sólo se consideran como significativas y merecen ser evaluadas las rutas completas de exposición que

produzcan exposiciones efectivas, es decir que el tóxico además de llegar a hacer contacto con un individuo encuentra la forma de ingresar al interior del organismo. Los datos de muestreo biológico y/o biomarcadores en la población supuestamente expuesta que indiquen que hay acumulación de alguna sustancia o efectos relacionados con alguna sustancia, en miembros de la población considerada, es una información muy valiosa para identificar una ruta como significativa. Esta información indica que han existido exposiciones efectivas, puesto que se identifica la presencia del tóxico o sus manifestaciones dentro de los organismos expuestos.

Los resultados positivos de los análisis de fluidos biológicos indican cuáles rutas son significativas, pero los datos negativos en individuos de una población no se pueden usar para concluir que una ruta está incompleta. No siempre se analizan todas las rutas completas. Hay rutas que aunque sean poco probables o signifiquen exposiciones relativamente bajas siempre se evalúan y éstas son las siguientes:

- las rutas que representan una exposición posible de individuos sensibles
- cuando los resultados de la exposición son catastróficos,
- Se pueden considerar como justificaciones válidas para eliminar el análisis de una ruta completa las siguientes:
- La exposición resultante es mucho menor por esta ruta que por otra que involucra el mismo medio y el mismo punto de contacto.
- La magnitud de exposición potencial es baja o es muy poco probable que se dé la exposición y no son altos los riesgos asociados con la exposición.

En algunas ocasiones no se pueden cuantificar las exposiciones en rutas completas por falta de datos. Es posible que los datos de muestreo no sean suficientes para estimar las características de las fuentes, las concentraciones ambientales o las dosis suministradas. En estos casos se puede recurrir al uso de modelos para complementar la información disponible, pero al usar modelos

en lugar de datos se incrementa la incertidumbre. Si no se tienen datos suficientes para validar el modelo, entonces puede ser que no se justifique el análisis cuantitativo de la ruta.

En un estudio de riesgo, se elabora un diagrama de rutas de exposición para ayudar a identificar las maneras en las que las personas pueden entrar en contacto con agentes químicos de una fuente específica.

La caracterización del emplazamiento constituye la base para elaborar un modelo de las fuentes de exposición.

Una característica del tránsito por la carretera central del Perú, es el transporte de concentrados polimetálicos en camiones que provienen de las diversas empresas mineras asentadas en la región Central del país. Estos concentrados que en algunos casos como es para los concentrados de cobre, contienen hasta 7% de As en su composición. Tampoco, podemos restar importancia al transporte ferroviario de concentrados polimetálicos como fuente de emisiones (por los posibles derrames)

El As emitido a la atmósfera por la fundición de La Oroya puede ser inhalado en forma de material particulado, las partículas que se asientan en el suelo y en las superficies pavimentadas pueden ser ingeridas posteriormente con el suelo o el polvo. El As presente en el suelo o en el polvo en exteriores puede transferirse a superficies en interiores como los pisos y el mobiliario. Cuando las personas entran en contacto con estas superficies en interiores, el polvo se puede adherir en sus manos. De sus manos, el polvo puede ingerirse por transferencia directa a la boca, por consumo de alimentos o por los objetos que se pongan en la boca, tales como juguetes o cigarrillos.

Cuando algún desplazamiento hace que el polvo sea acarreado nuevamente por el aire, estas pequeñas partículas pueden ser inhaladas. A continuación, el polvo acarreado por el aire puede depositarse nuevamente en los alimentos almacenados en el hogar o que se encuentran en exhibición en mercados

abiertos o áreas de preparación de comidas, donde puede ser ingerido junto con los alimentos.

2.3.2 Segunda Etapa: Evaluación de la Exposición.

El segundo paso es evaluar la exposición potencial de la población al arsénico. Esta parte del proceso del estudio de riesgo ve en detalle cómo es que las personas pueden entrar en contacto con este agente químico.

Para el propósito de la toxicología ambiental, las exposiciones se clasifican de acuerdo a la magnitud del periodo de exposición en ⁽²⁷⁾:

Exposiciones crónicas: son las exposiciones que duran entre 10% y el 100% del periodo de vida. Para el caso del hombre entre 7 y 70 años.

Exposiciones subcrónicas: son exposiciones de corta duración, menores que el 10% del periodo vital.

Exposiciones agudas: son exposiciones de un día o menos y que suceden en un solo evento.

La evaluación de la exposición que sufren los pobladores consiste en:

- Hacer la selección de las poblaciones que se consideran en riesgo, identificando las condiciones de exposición.
- Cuantificar la exposición que tiene lugar, estimando la dosis diaria promedio (dosis suministrada) o la ingesta en miligramos por kilogramo de peso corporal. Estas dosis se comparan a continuación con las dosis tóxicas conocidas.

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

La cuantificación de la exposición consiste en determinar la magnitud, frecuencia y duración de las exposiciones de los individuos miembros de la población por cada una de las rutas significativas.

Si la exposición ocurre durante un determinado periodo, la exposición total se divide entre el tiempo de ocurrencia para calcular la tasa de exposición promedio por unidad de tiempo, frecuentemente esta tasa promedio de exposición se expresa por unidad de masa corporal.

A esta exposición normalizada se le denomina Dosis Suministrada.

Hay tres categorías de variables que se usan para calcular este valor y son: una variable relacionada con la sustancia (concentración de exposición); las variables que describen la población expuesta (tasa de contacto, frecuencia y duración de la exposición y peso corporal) y una variable determinada por el proceso de evaluación (el tiempo de promediación).

Dosis Suministrada (Ds) se calcula para todas las sustancias en el punto de contacto de todas las rutas seleccionadas como significativas, en nuestro caso para aire y suelo. Se expresa en términos de la cantidad de la sustancia (mg) en contacto con el cuerpo por unidad de masa corporal (kg) por unidad de tiempo (día).

La Ds se calcula utilizando la siguiente ecuación:

$$D_s \text{ (mg. kg}^{-1} \cdot \text{día}^{-1}) = (C \times T \times F \times D) / (M \times P \times F_c) \quad (1)$$

Donde:

C = Concentración promedio durante el periodo de exposición (mg.kg⁻¹).

T = Tasa de contacto, la cantidad de medio contactado por unidad de tiempo (mg.día⁻¹)

F = Frecuencia de exposición (días.año⁻¹)

D = Duración (año)

M = Masa corporal (kg)

P = Tiempo promedio (días)

Fc = Factor de conversión ($1 \times 10^6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)

Para calcular la **Dosis Absorbida (Da)** se multiplica la Dosis Suministrada D_s por un factor de absorción.

Factores de Absorción Relativa

Los factores de absorción relativa se aplican para dar cuenta de la diferencia en la absorción de un químico entre los medios ambientales en cuestión y el medio de exposición del estudio del que se derivó el valor de toxicidad.

Según Kelley et. al ⁽²⁴⁾ *“En relación al suelo y polvo, los factores de absorción relativa son importantes cuando se evalúa la ingestión de suelo y polvo porque existen típicamente diferencias en la biodisponibilidad del suelo/polvo y las fórmulas de las dosis usadas en los estudios de toxicidad (generalmente agua, alimentos o aceite). La absorción de un metal del suelo o del polvo depende de muchos factores entre ellos la especie del metal, la mineralogía del suelo, la situación nutricional de la población, la resistencia a la intemperie u otros factores”*.

La absorción relativa varía según el metal. En el caso del arsénico, los valores de toxicidad oral del arsénico inorgánico se basan en estudios de poblaciones humanas *expuestas* a arsénico disuelto, presente de manera natural en el agua de consumo humano. El arsénico disuelto en el agua es absorbido casi completamente ⁽⁵⁾. El arsénico en el suelo es generalmente la décima parte (0,1) o la mitad (0,5) de biodisponible que el arsénico disuelto en agua ⁽²⁴⁾. En los seres humanos, y en la mayoría de las especies animales, la absorción de compuestos arsenicales a través del tracto gastrointestinal es alta (95%) cuando se administran en solución acuosa.

La absorción de As por vía respiratoria depende del tamaño de las partículas inhaladas, de su solubilidad y de la forma química del compuesto. La principal forma química presente en el aire es el As (III), el cual es de origen antropogénico. Las partículas grandes se depositan en las vías superiores, son removidas por el movimiento ciliar y transportadas al tracto gastrointestinal, en donde son absorbidas dependiendo de su solubilidad. Las partículas menores de $7\mu\text{m}$ se absorben en un 75 a 85% ⁽⁸⁾.

Exposición de Tendencia Central (ETC) y Exposición Máxima Razonable (EMR)

Los valores específicos seleccionados para calcular las ingestas se basan en estadísticas, criterio profesional y las guías de evaluación de riesgo para generar estimados de las exposiciones promedio, denominada "exposición de tendencia central" (ETC) y la "exposición máxima razonable" (EMR).

La ETC representa las exposiciones típicas de una población dada. La EMR es un estimado de la exposición más alta que se puede razonablemente prever. La EMR se considera un índice de protección de subpoblaciones sensibles al interior de la comunidad. Típicamente se usan los valores más altos para calcular la tasa de contacto y la duración de la exposición en combinación con el promedio de los pesos corporales para proteger a la mayoría de las personas de una población. Ello evita la sobreestimación del riesgo basada en el supuesto injustificado de que la mayor ingesta será la del individuo más pequeño.

Una de las metas de la evaluación de la exposición es identificar el rango de las exposiciones, desde la típica hasta la máxima probable, es decir desde la ETC hasta la EMR.

Concentración de Exposición

La Concentración de Exposición (C) representa un estimado conservador de la concentración de un químico disponible en un medio o ruta de exposición particular. También se define como la cantidad de un químico que estará en

contacto con las personas durante el periodo de exposición en evaluación. Generalmente las Concentraciones de Exposición se estiman a partir de los resultados de las muestras de aire, suelo, polvo o agua tomados en los lugares donde las personas están en contacto con el químico, como se dijo anteriormente, para la presente tesis, se usó los datos del monitoreo ambiental de La Oroya que OSINERGMIN publica en su portal.

Si no se cuenta con mediciones directas de la concentración en el punto de contacto, entonces se hacen estimaciones de estos valores usando modelos de dispersión y deposición del químico para pronosticar las concentraciones.

El valor de la C, es el valor del límite superior de confianza, percentil 95, del promedio aritmético de las concentraciones que son contactadas durante el periodo de exposición⁽³⁵⁾. Aunque este valor puede ser menor que la concentración máxima contactada, se considera razonable ya que es poco probable que se contacte la concentración máxima durante un periodo prolongado.

En este caso se usan modelos estadísticos como el modelo ProUCL de la USEPA, conceptos de estadísticas ó la función de percentil del programa Excel.

Para nuestro caso, se ha aplicado el siguiente concepto estadístico ⁽²³⁾:

El q-ésimo percentil de la muestra es un valor tal que al menos 100% de las observaciones están en o por debajo de ese valor, y cuando menos 100 (1-q)% están en o sobre ese valor.

Como en el caso de la mediana, que es quincuagésimo percentil, lo anterior no define exclusivamente a un percentil. Por simplicidad, si más de una observación satisface la definición, tomaremos su promedio (la mayoría de programas de computadora interpolan linealmente entre dos valores adyacentes). Para

tamaños de muestras de regulares a grandes, la convención que se use para localizar el punto en el intervalo es irrelevante.

Los cuartiles son el vigésimo quinto, el quincuagésimo y el septuagésimo quinto percentil.

Considere los siguientes datos de una muestra de tamaño 10.

4 8 11 12 13 16 18 19 21 22

El percentil 20 para una muestra de 10 datos se obtiene calculando en primer lugar el 20% de 10, dado que éste es el tamaño n de la muestra. Entonces, $(n \cdot q)/100$ está dado por $(10 \cdot 20)/100=2$, es decir 2 observaciones en ese valor o por debajo de él y al menos $(10 \cdot 80)/100=8$ en este valor o mayores a él. Tanto el segundo como el tercer valor más pequeño satisfacen el criterio, de modo que tomaremos su promedio:

$$q_{20} = (8+11)/2 = 9,5$$

Tasa de contacto

Representa la cantidad del medio contaminado contactado por unidad de tiempo o por evento. Si se dispone de datos estadísticos de tasas de contacto se debe de seleccionar el límite superior de confianza percentil 90 o 95 del promedio. Si no se cuenta con información estadística, entonces se debe de seleccionar, por experiencia, un valor similar al del percentil 95. Por ejemplo: la tasa de contacto para tóxicos en el agua potable es de 2 litros por día. Este es el valor límite superior de confianza percentil 95 del promedio de ingesta diaria de agua en adultos en Estados Unidos.

Para el caso del suelo, la tasa de ingestión fortuita para exposiciones directas al suelo, varía de acuerdo a varios factores, entre los que se incluyen:

- Frecuencia con la que una persona se lleva la mano a la boca.
- Condiciones climáticas estacionales que afectan la disponibilidad de suelo y polvo (por ejemplo lluvia).

- Tipo de cubierta de suelo en el lugar de exposición (por ejemplo, césped o pavimento vs. Suelo desnudo).
- Cantidad y tipo de actividades al aire libre.
- Prácticas de higiene personal de cada persona (por ejemplo, frecuencia con la que se lava las manos, limpieza de la casa, limpieza de la calle).

De éstas, se considera que la frecuencia con la que una persona se lleva las manos a la boca es el determinante principal de la ingesta de suelo. Un comportamiento así, típico de la infancia temprana, en particular antes de los seis años, incrementa el potencial de exposición a contaminantes en el suelo y el polvo. Si bien se han publicado menos estudios sobre ingestión de suelo en adultos, el llevarse la mano a la boca en adultos es considerada una conducta menos frecuente que en los niños.

Por esta razón, las guías para estudios de riesgo generalmente recomiendan tasas de ingestión de suelo mucho mayores para los niños que para los adultos.

Para el presente estudio se adoptó las tasas de ingestión recomendadas por la Agency for Toxic Substances & Disease Registry ⁽⁴⁾. Es importante resaltar lo comentado por la ATSDR en su portal:

“Los factores de exposición presentados en esta sección son valores obtenidos de múltiples estudios científicos. Algunos de los valores que encontrarás más abajo (aunque no todos) pueden sobreestimar las tasas de ingesta reales. Además, los valores aquí recogidos han sido establecidos para la población de los Estados Unidos. Estos valores pueden no ser representativos de los factores de exposición de poblaciones de otros países. Cuando sea posible, los valores de los factores de exposición de comunidades concretas deberien ser obtenidos de forma específica para realizar los cálculos de las dosis de exposición.” ⁽³⁷⁾

Para el caso del aire, las tasas de inhalación son afectadas por numerosas características individuales, incluyendo la edad, género, peso, estado de salud y niveles de actividad (correr, caminar, saltar, etc.) y son medidas directamente usando un espirómetro y un sistema de colección o indirectamente de medidas del ritmo cardiaco. Muchos estudios realizados para estimar la tasa de inhalación usualmente correlacionan las mediciones del ritmo cardiaco con la tasa de inhalación en análisis de regresión simple y múltiple.

Las poblaciones que viven a altitudes elevadas de 3 000 metros o más exhiben adaptaciones fisiológicas al ambiente hipóxico (poco oxígeno). Estas adaptaciones incluyen menor estatura, mayor volumen pulmonar y mayor eficiencia en la absorción de oxígeno. Cuando se les compara con diferentes poblaciones que viven a altitudes menores, los nativos quechuas del Perú exhiben una mayor ventilación que está asociada con un mayor volumen pulmonar tidal y una mayor entrega de oxígeno debido a una mayor capacidad de difusión pulmonar. Existe evidencia que la mayor capacidad de difusión pulmonar de la población andina quechua se debe al mayor tamaño y número de alvéolos en los pulmones, lo que está asociado con mayores volúmenes, tanto torácico como pulmonar.

Además, se ha encontrado que los quechuas de los Andes tienen una mayor masa de glóbulos rojos, lo que da como resultado una mayor viscosidad sanguínea. Estas adaptaciones permiten a los quechuas de los Andes obtener un suministro adecuado de oxígeno a grandes altitudes y opera más eficientemente con su ambiente.

Estas adaptaciones implican que los quechuas de los Andes tengan tasas de inhalación mayores que las asumidas en los estudios de poblaciones costeras. La USEPA ha recopilado varios estudios de tasas de inhalación de diferentes poblaciones muestreadas en los Estados Unidos. Las tasas de inhalación medias diarias en descanso obtenidas de estos estudios se ubican en el rango de 0.45-0.7 m³.hora⁻¹ para hombres adultos en los Estados Unidos. Por el

contrario, un estudio en pobladores andinos aymaras de Bolivia encontró una tasa de inhalación media en descanso de $0.804 \text{ m}^3 \cdot \text{hora}^{-1}$ ⁽⁷⁾.

Si bien no se ha obtenido tasas de ventilación en descanso específicas para una población de mestizos andinos del Perú, es probable que la función pulmonar promedio de un quechua o habitante peruano de los Andes sea mucho más similar a la de los pobladores aymaras que a la de la norteamericana promedio, pues las poblaciones aymaras y quechuas son similares en otras adaptaciones a altitudes elevadas ⁽¹⁷⁾. Sin embargo, debido a que toda la información sobre concentraciones en el aire es proporcionada a 25 °C y 1 atmósfera de presión, se seleccionarán tasas de inhalación recomendadas por la USEPA para evaluar exposiciones por inhalación.

Frecuencia y duración de la exposición

Estas dos variables se utilizan para calcular el tiempo total de exposición. Se debe seleccionar un valor conservador para el tiempo de exposición. Por ejemplo: en algunos casos se pueden utilizar periodos de 30 años para el caso de residentes (valor esperado de tiempo de residencia en un lugar) y en otros casos, es más conveniente usar 70 años (expectativa de vida). Para nuestro caso tomaremos la expectativa de vida para La Oroya que se encuentra en el Informe sobre Desarrollo Humano Perú 2006 "Hacia una descentralización con ciudadanía" publicado por el Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo ⁽²⁸⁾.

Masa Corporal

Para niños se utiliza como valor de la masa corporal el valor estándar encontrado en las tablas de "peso para la edad". La exposición vitalicia se estima por un promedio ponderado por tiempo de exposiciones estimadas para todos los grupos etáricos. Cuando los contactos, son más o menos constantes durante el periodo vital, como la ingesta de agua, se utiliza el valor de 70 kg como valor de la masa corporal.

Tiempo promedio

El tiempo de promedio seleccionado depende del tipo de efecto tóxico que se esté evaluando.

Cuando se evalúan exposiciones a largo plazo a tóxicos no-cancerígenos la dosis se calculan promediando los insumos durante el periodo de exposición. Por ejemplo: dosis diarias crónicas o dosis diarias subcrónicas.

Para cancerígenos, las dosis se calculan promediando la dosis total acumulada durante el periodo vital y se le llama Dosis Diaria Vitalicia Promedio (DDVP).

2.3.3 Tercera Etapa: Evaluación de la toxicidad

Consiste en obtener la información cualitativa y cuantitativa sobre los distintos tipos de efectos adversos a la salud (cancerígeno, no-cancerígeno y efectos sobre el desarrollo) que produce un tóxico, en nuestro caso para el arsénico evaluaremos los efectos de cáncer y no-cáncer solamente. En esta etapa se emplea la mejor información disponible sobre la magnitud de la respuesta tóxica como una función del nivel de exposición.

Evaluación de la toxicidad, es la selección de los valores adecuados de los parámetros que miden la peligrosidad de las sustancias tóxicas presentes en el sitio. El parámetro que se usa en evaluación de riesgo es el índice de toxicidad.

Los índices de toxicidad son los parámetros toxicológicos que se utilizan en la evaluación de riesgo y se obtienen de los estudios de dosis-respuesta.

Se estiman en forma diferente los índices para cancerígenos y los índices para no cancerígenos.

Los valores de estos parámetros son los que se comparan con las dosis suministradas que se estiman en los estudios de exposición a tóxicos ambientales.

La mayoría de los valores publicados de los índices de toxicidad se calcularon en base a efectos observados experimentalmente en exposiciones controladas de animales de laboratorio.

Efectos no-cancerígenos

Concepto de tolerancia. Para que el tóxico llegue en forma activa a un órgano y cause un efecto permanente tiene que vencer una serie de obstáculos que le impone el organismo. Existe un nivel de dosis suministrada abajo del cual no se manifiestan los efectos tóxicos no-cancerígenos. Como resultado de esto, existe un rango de valores de exposición, desde cero hasta un valor finito determinado, en el que el organismo puede tolerar la exposición sin manifestar ningún daño. El dato importante, en este caso, es delimitar el rango de tolerancia más alto para poblaciones sensibles.

Dosis de Referencia (DdR) es el índice de toxicidad que más se utiliza en la evaluación del riesgo por exposición a sustancias no-cancerígenas. Es el nivel de exposición diaria que no produce un riesgo apreciable de daño en poblaciones humanas, incluyendo las subpoblaciones sensibles.

La DdR se calcula en base al NOAEL (Efectos adversos no observados) que viene a ser el nivel de exposición experimental que representa el máximo nivel probado al cual no se observan efectos tóxicos. para el propósito de evaluación de riesgo éste es el dato clave que se obtiene de los estudios de dosis-respuesta. El primer paso es obtener el valor de NOAEL de la sustancia para la vía de exposición, tipo de efecto y periodo de exposición para la cual se desea calcular la DdR.

Se selecciona el NOAEL como base para calcular la dosis de referencia bajo el supuesto de que si se evita el efecto tóxico crítico, entonces se previenen todos los efectos tóxicos. Si no se ha determinado el NOAEL se usa el LOAEL (Lowest Observed adverse effect level: es el nivel experimental más bajo, de un estudio crítico, en el que se observa que se produce el efecto adverso). En algunas ocasiones, en los estudios dosis-respuesta se observan efectos que no son de significancia toxicológica. Estos datos no se toman en cuenta para determinar el NOAEL.

Se pueden calcular varios valores de DdR para una sustancia. Se calculan diferentes DdR dependiendo de la vía de entrada del tóxico, periodo de exposición evaluado y de tipo de efecto agudo observado. Es decir se puede obtener el valor de la dosis de referencia para exposiciones crónicas orales (DdRco), de la dosis de referencia para exposiciones crónicas por inhalación (DdRci), de la dosis de referencia para exposiciones subcrónicas orales (DdRso), de la dosis de referencia para efectos sobre el desarrollo (DdRd), etc.

El nivel de incertidumbre puede ser muy alto, y este índice no se puede tomar como una línea de demarcación entre una concentración tóxica y una no tóxica.

La DdR se deriva a partir del NOAEL o LOAEL aplicando en forma consistente una serie de Factores de Incertidumbre (FI) y un Factor Modificador (FM).

Cada uno de los FI representa un área de incertidumbre inherente a la extrapolación de los datos disponibles. Las bases para la aplicación de los FI son las siguientes:

- Se usa un FI de 10 cuando el NOAEL se obtuvo de experimentos con animales y se quiere extrapolar los resultados para determinar los niveles protectores para el hombre. Este factor tiene por objeto tomar en cuenta las diferencias interespecies entre el hombre y los animales de estudio,

- Se usa un FI de 10 para tomar en cuenta la variabilidad en la población general. Tiene por objeto proteger a las subpoblaciones más sensibles ó vulnerables (niños, ancianos, mujeres embarazadas de ser el caso)
- Se usa un FI de 10 cuando el NOAEL se obtuvo de un estudio subcrónico y se desea estimar la DdRc
- Se usa un FI de 10 cuando se usa el LOAEL en lugar del NOAEL. Este factor intenta considerar la incertidumbre asociada con la extrapolación de LOAEL a NOAEL.

El FM se aplica como sigue:

- Se aplica un FM entre 0 y 10 para reflejar una evaluación cualitativa profesional de las incertidumbres adicionales en el estudio crítico y en la base de datos que no se hayan mencionado entre los FI precedentes. El valor normal del FM es 1.

Para calcular la DdR se divide el NOAEL (o LOAEL) por el producto de todos los FIs y FM, como sigue:

$$DdR = \frac{NOAEL}{FIs \times FM} \quad (2)$$

Donde FIs es el producto de todos los FI, FM es el factor modificador.

Consideraciones sobre el tiempo de exposición. Las Dosis de Referencia crónicas (DdRc) se calculan para proteger a la población de las exposiciones continuas durante todo el periodo vital. Como una guía general, este índice se utiliza para evaluar efectos no-cancerígenos por exposiciones por periodos mayores de 7 años (10% de la expectativa de vida).

Las Dosis de Referencia subcrónicas (DdRs) son útiles para caracterizar efectos no-cancerígenos en exposiciones entre dos semanas y siete años. Las exposiciones de corta duración suceden cuando una actividad determinada se

lleva acabo por un número limitado de años o cuando la sustancia se degrada hasta alcanzar niveles insignificantes en un lapso relativamente corto. Hay muy pocos valores de DdRs homologados como índices de toxicidad verificados.

En el cálculo de Dosis de Referencia de desarrollo (DdRd) se obtiene evidencia referente a la potencialidad de una sustancia para causar efectos adversos en organismos en desarrollo, como resultado de la exposición de cualquiera de los padres antes de la concepción, de la madre durante el periodo de gestación o del individuo desde el periodo postnatal hasta la maduración sexual. Los efectos adversos pueden incluir la muerte, anormalidades estructurales, crecimiento alterado y deficiencias funcionales.

La evidencia se pondera y se le asigna a la sustancia una designación de peso de la evidencia. Se establecen tres niveles que indican el grado de confiabilidad en la información: evidencia definitiva, evidencia adecuada y evidencia inadecuada. Las categorías de evidencias definitivas y adecuadas se subdividen para indicar si la evidencia demostró que sí se producen o que no se producen efectos adversos.

Después de asignar la clasificación por peso de la evidencia, se selecciona un estudio para la identificación del NOAEL. El NOAEL se transforma, si es necesario, en dosis equivalente humana y se divide por FI similares a los descritos anteriormente.

Las DdR de desarrollo están basadas en exposiciones de corta duración, porque aún una exposición única en periodos críticos (v.g. durante la gestación) puede ser suficiente para producir efectos adversos de desarrollo.

Consideraciones sobre la vía de exposición. La filosofía detrás del cálculo de la DdR es la misma, independientemente de cual sea la vía de exposición, sin embargo, la forma de calcularla es diferente.

Si en los estudios experimentales efectuados, la exposición fue intermitente, la DdR se calcula ajustando los valores observados de tal manera que reflejen exposiciones continuas.

El procedimiento de cálculo de las dosis de referencia orales (DdRco) es el descrito anteriormente.

Los valores tabulados de las DdRco están expresados en mg de sustancia por Kg de masa corporal por día.

Cuando la vía de exposición es el aparato respiratorio, se denomina dosis de referencia por inhalación (DdRci), la extrapolación de datos obtenidos con animales debe de considerar:

- 1) Las diferencias anatómicas entre el animal de estudio y el hombre. Estas diferencias pueden afectar el patrón de deposición, salida y redistribución de los contaminantes.
Consecuentemente, las diferentes especies, no recibirán la misma dosis de contaminante en los mismos lugares del aparato respiratorio, aunque hayan estado expuestos a las mismas concentraciones de partículas o gases.
- 2) Las dosis calculadas en animales se convierten a dosis equivalentes en humanos sobre las bases de consideraciones de fisiología comparada, v.g., parámetros de ventilación y superficie de las diferentes regiones pulmonares.

Las diferencias en las características fisicoquímicas de los contaminantes, tales como tamaño y forma de las partículas, o si el contaminante es un aerosol o un gas, también influyen en los patrones de deposición, salida y redistribución.

Los valores de DdRci tabulados se expresan en función de la concentración del tóxico en el aire en mg por metro cúbico para una exposición continua de 24 horas por día.

Otros índices. Además de las DdR se han calculado y publicado otros índices de toxicidad que se denominan HA1 y HA10 para exposiciones de corta duración. Son concentraciones de contaminantes en agua potable, a las cuales no se presentan efectos adversos si la exposición es de una duración especificada, un día o 10 días respectivamente. Estos índices de toxicidad no-cancerígena se obtienen dividiendo el NOAEL por los FI y FM adecuados. Se basan en que un niño de 10 Kg de peso, ingiere 1 litro de agua por día y se incluye un margen de seguridad para proteger a los miembros más sensibles de la población. Los índices de toxicidad HA1 y HA10, no incluyen ningún riesgo cancerígeno aún si la sustancia es un cancerígeno potencial.

Efectos Cancerígenos

Los índices de toxicidad para cancerígenos que se encuentran publicados son el *peso de la evidencia* y el *factor de pendiente*.

La mayoría de los estudios experimentales para determinar la capacidad de una sustancia para inducir cáncer, se hace con animales de laboratorio a concentraciones del cancerígeno mucho más altas de las que se podrían presentar en las exposiciones a tóxicos ambientales. Esto se hace porque, a concentraciones bajas se necesitan lotes experimentales o grupos de animales de experimentación muy grandes y experimentos de larga duración. Se han hecho experimentos con decenas de miles de roedores con duración de varios años.

Para obtener datos a más corto plazo y con un número más reducido de animales se tienen que hacer experimentos en los que la concentración del tóxico sea varias órdenes de magnitud mayores que las que el hombre puede encontrar en el medio ambiente. En los estudios de carcinogénesis experimental se utilizan dosis similares a la máxima dosis tolerable, que es la dosis que el animal de laboratorio puede tolerar sin que presente síntomas de intoxicación que induzcan estados de enfermedad diferentes al cáncer.

Concepto de no-tolerancia. La carcinogénesis es un fenómeno para el cual no se considera apropiado el concepto de tolerancia. Se supone que un número reducido de eventos a nivel molecular puede producir cambios en una célula que pueden conducir a una proliferación descontrolada y eventualmente a un estado clínico de enfermedad. Por lo tanto, no existe un nivel de exposición en el que un cancerígeno no presente una probabilidad, no importa que tan pequeña, de originar un cáncer. Esto quiere decir que no hay dosis que se considere libre de riesgo. Lo anterior, se aplica a los cánceres formados por el mecanismo de genotoxicidad.

En el caso de los cánceres inducidos por mecanismos diferentes al anterior, como podría ser la elevación de la incidencia de cáncer debido a que el tóxico acelera la reproducción celular sin afectar la integridad del ADN ⁽²⁷⁾, presentan un comportamiento similar al de los tóxicos no cancerígenos y el índice para calcular la toxicidad más adecuado en este caso es la dosis de referencia DdR.

Peso de la evidencia para carcinogenicidad. Es un sistema usado por la USEPA para caracterizar el grado por lo cual los datos disponibles soportan la hipótesis de que un agente causa cáncer en humanos. Bajo las pautas de la Guía para la Evaluación del Riesgo de la USEPA, 1986, el Peso de la Evidencia fue definido por categorías "de la A a la E" ⁽²²⁾.

Con el objetivo de proveer alguna medida de claridad y consistencia de una manera más libre, la caracterización narrativa, las categorías estandarizadas son usadas como parte de la narrativa del riesgo para expresar la conclusión en lo que respecta al Peso de Evidencia para un potencial riesgo de incidencia cancerígena. Existen 5 categorías recomendadas de riesgo estandarizado:

- A: "Cancerígeno para humanos"
- B: "Indicado como cancerígenos para humanos"
- C: "Evidencia sugerente para potencial cancerígeno"
- D: "información inadecuada para acceder a potencial cancerígeno"
- E: "no indicado como cancerígeno para humanos"

Cada categoría estándar puede ser aplicable para una amplia variedad de datos y pesos de evidencia y es presentado solo en el contexto de un Peso de Evidencia narrativo ⁽³⁸⁾.

Cálculo del factor de pendiente

A las sustancias que se ha demostrado que son cancerígenos para el hombre, o que es probable que lo sean (sustancias de los grupos A, B y C), se les determina el índice de toxicidad que relacione la dosis con la respuesta genotóxica.

Para el caso de los cancerígenos, la curva dosis-respuesta se construye graficando en la ordenada la probabilidad de que se produzca cáncer y en las abscisas la dosis suministrada, esto representa la dosis diaria vitalicia.

Los datos experimentales normalmente se encuentran en rangos de dosis de una magnitud considerablemente mayor que las que puede experimentar el hombre por exposición a tóxicos ambientales. Lo mismo sucede si los datos fueron obtenidos con animales de laboratorio o con estudios epidemiológicos hechos en poblaciones humanas.

Por la razón anterior es necesario extrapolar los resultados observados hacia la región de dosis cercanas a cero. La extrapolación se puede hacer usando diferentes modelos matemáticos para linearizar los resultados. La pendiente de la región linearizada de esta curva, es el índice de toxicidad que se usa para evaluar riesgos ambientales producidos por cancerígenos y se le denomina **Factor de Pendiente**, las unidades son $(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1})^{-1}$.

Cuando en la linearización se usa el modelo que asume que el cáncer es un proceso que sucede en varios pasos, al factor de pendiente se le denomina riesgo por unidad de dosis y se representa por $q/^\circ$. Es el valor que normalmente

se encuentra publicado. Se debe de tener cuidado en el uso de los valores de qI^* , ya que algunos datos publicados están basados en dosis suministradas y en otros casos están basados en dosis absorbidas.

Se discute entre los científicos del ramo si éste es el modelo más adecuado y se han propuesto otros. Normalmente se sugiere el uso de un modelo que supone que, a dosis bajas, se tiene una relación lineal directa entre la dosis y la respuesta.

El factor de pendiente, cualesquiera que haya sido el modelo usado para hacer la extrapolación, representa el límite superior de confianza percentil 95, es decir que la probabilidad de una respuesta por unidad de dosis suministrada por todo el período vital, sea igual o menor a la respuesta estimada. Esto quiere decir que sólo hay un 5% de probabilidad de que se presente una respuesta mayor a la estimada sobre la base de los datos experimentales existentes y el modelo de extrapolación utilizado. Cuando la pendiente se evalúa con datos obtenidos con humanos, se utiliza la "mejor estimación" en lugar del límite superior percentil 95.

La curva de dosis-respuesta es lineal, sólo en la región de las bajas dosis por lo tanto, la estimación de la pendiente sólo es válida en esa región de la curva.

Los Factores de Pendiente van siempre acompañados de la clasificación por peso de la evidencia del cancerígeno.

Los indicadores de toxicidad para efectos cancerígenos, también se pueden expresar en término del riesgo por unidad de concentración de la sustancia en el medio en el que entra en contacto con el hombre. Este índice conocido con el nombre de unidad de riesgo se calcula dividiendo qI^* por 70 Kg. y multiplicando este cociente por la velocidad de inhalación, que es de 20 m³/día, si se trata de tóxicos presentes en el aire, o por la tasa de consumo de agua, que es de 2 litros por día, si el tóxico se encuentra en el agua potable.

Cuando se utiliza un factor de absorción menor de 1 en el cálculo de q/A , se tiene que usar un factor de conversión adicional en el cálculo de la unidad de riesgo, de tal manera que éste quede referido a la base de dosis suministrada. La unidad de riesgo se calcula para una exposición vitalicia.

Identificación de la información adecuada. Para obtener los Factores de Pendiente que se encuentran tabulados en la literatura, se tuvo que revisar la información científica existente y se seleccionó el mejor conjunto de estudios disponible. En la selección de ese conjunto de datos se dio preferencia a los datos de mejor calidad obtenidos con humanos. Si se van a usar datos obtenidos con animales se prefieren aquellos obtenidos con especies que respondan en forma más parecida a los humanos, con respecto a factores tales como metabolismo, fisiología y farmacocinesis. Cuando no se tiene una selección clara, se prefieren los datos de las especies más sensibles. Cuando no se tiene ningún estudio que se pueda seleccionar como el más apropiado, pero varios estudios apoyan en forma colectiva la estimación, lo que se adopta es la media geométrica de las estimaciones de las pendientes de todos los estudios conseguidos para éste fin.

Información sobre toxicidad. La Agencia para la Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA) ha hecho el trabajo de analizar la información toxicológica de buena calidad que existe y la ha acumulado en varias tablas electrónicas para consulta en línea o en publicaciones periódicas. Estas tablas constituyen las mejores fuentes de información sobre índices de toxicidad disponible. Las más importantes son:

Sistema IRIS (Sistema de Información de Riesgo Integrado), que es una base de datos que contiene información actualizada sobre toxicidad y la normatividad para el uso de numerosas sustancias. Sólo está disponible para consulta en línea y se puede acceder desde la página electrónica de la EPA ⁽²¹⁾.

La base de datos consiste de una colección de archivos que se van actualizando a medida que la información científica se revisa. Se tiene un archivo por cada sustancia. Se agregan nuevos archivos a medida que la información va estando disponible. Hasta 1998, se cuenta con archivos para más de 500 sustancias.

Tablas HEAST. Las tablas HEAST (Resumen de Tablas de Evaluación de la Salud) contienen información sobre DdR y Factores de Pendiente interinos, así como otros datos de toxicidad de algunas sustancias. Tienen información bibliográfica sobre estudios de toxicidad. Estas tablas son de gran utilidad cuando la información que se necesita no se encuentra en IRIS. Las tablas se publican trimestralmente.

Otros Documentos

Cuando no se encuentra información, en las fuentes arriba mencionadas, sobre la toxicidad de la sustancia de interés, se pueden consultar otras publicaciones que contienen información general, tales como los documentos que especifican criterios de calidad de agua potable y pureza del aire.

La ATSDR (Agencia de Registro de Sustancias Tóxicas de USA) publica una serie de documentos que se llaman Perfiles Toxicológicos. Contienen información general sobre toxicidad y niveles de exposición asociados con letalidad, cáncer, genotoxicidad, neurotoxicidad, toxicidad para el desarrollo y la reproducción, inmunotoxicidad y toxicidad sistémica (hepática, renal, respiratoria, cardiovascular, gastrointestinal, hematológica, músculo-esquelética y dermo/ocular). Los Perfiles contienen información sobre los efectos tóxicos observados en el hombre y en los animales, por ruta de exposición y duración (aguda, intermedia, crónica). Los perfiles también incluyen capítulos sobre propiedades fisicoquímicas y métodos analíticos.

Los Perfiles Toxicológicos de la ATSDR son adecuados para obtener información en forma rápida de los efectos adicionales a la salud que puedan ocurrir por exposiciones de mayor nivel que los que producen los efectos críticos.

Es conveniente hacer notar que la ATSDR y la USEPA definen en forma diferente algunas de las variables que entran en el cálculo de los índices de toxicidad. Es necesario tener cuidado al mezclar los datos provenientes de estas dos fuentes de información, pues se pueden ingresar factores de incertidumbre extras.

Selección de índices de toxicidad

Se trata de identificar los índices de toxicidad que se van a usar para estimar los efectos asociados con las exposiciones específicas que se desean evaluar.

En base a la información generada sobre las exposiciones se seleccionan:

- Los Factores de Pendiente para cancerígenos
- Las DdR para respuesta a no-cancerígenos.

Se seleccionan los índices de acuerdo a las condiciones presentes en el sitio:

- Periodos de exposición: crónicos, subcrónicos o agudos. Para el presente trabajo de tesis se evaluó periodos crónicos y subcrónicos solamente.
- Vías de exposición (oral, inhalación y cutánea).

DdR para efectos no-cancerígenos se usan:

- Las DdR crónicas para periodos de exposición mayores de 7 años (adultos).
- Las DdR subcrónicas para exposiciones de 2 semanas a 7 años (niños y adultos).

Factores de pendiente para efectos cancerígenos

En este paso de la evaluación de la toxicidad se identifican los índices apropiados para evaluar los riesgos de carcinogenicidad asociados con las exposiciones evaluadas. Primero, con base a los resultados de la evaluación de la exposición, se identifican las rutas de exposición a los cancerígenos potenciales. Se obtienen los Factores de Pendiente para los agentes identificados usando las jerarquías de fuentes presentadas anteriormente. Se deben encontrar los qI^* para todos los agentes clasificados como cancerígenos humanos comprobados y probables que se hayan encontrado en el sitio.

2.3.4 Cuarta Etapa: Caracterización del riesgo.

El riesgo se calcula por separado para efectos cancerígenos y no cancerígenos. Para este último caso se calculan los Cocientes de Peligro dividiendo el valor de la dosis suministrada por cada ruta entre el valor de la dosis de referencia. Se deben seleccionar las DdR para los mismos periodos y vías de exposición que se usaron en la estimación de las dosis suministradas/absorbidas. La dosis suministrada para el cálculo de riesgos de cáncer se debe estimar para exposiciones por todo el periodo vital (70 años).

Prueba de consistencia y validez

Los números que se comparen en la estimación del riesgo, además de ser válidos, deben ser consistentes entre sí. Es necesario probar la validez de las suposiciones claves más comunes que se hicieron en los estudios de exposición y de toxicidad para cada tóxico y ruta de exposición evaluada. Estas suposiciones incluyen los periodos de promediación de las exposiciones, la vía de exposición y los ajustes de la absorción. El principio básico, en este caso, es asegurarse que las estimaciones de exposición correspondan tan cercanamente como sea posible con las suposiciones utilizadas en el desarrollo de los índices de toxicidad.

Periodos de promediación de la exposición

Si los índices de toxicidad están basados en exposiciones vitalicias, entonces la evaluación de la exposición deberá estar expresada en los mismos términos.

Para estimar riesgos de cáncer se deben usar promediaciones de exposiciones vitalicias, y si se tienen exposiciones más cortas, éstas deben expresarse en equivalentes de exposiciones vitalicias.

Para evaluar efectos no-cancerígenos para exposiciones no vitalicias, no se deben comparar DdR crónicas con exposiciones de más corta duración. En su lugar se deben usar DdR subcrónica o para exposiciones cortas.

Las exposiciones usadas en los estudios de toxicidad deben ser semejantes a las duraciones de las exposiciones evaluadas en el sitio, para que las estimaciones del riesgo sean suficientemente conservadoras y protejan adecuadamente la salud humana, particularmente en los efectos subcrónicos y de corta duración. Si no se cuenta con datos de toxicidad para exposiciones de corta duración, se pueden utilizar las DdR crónicas como un valor inicial. Si la relación de la dosis de exposición de corta duración a la DdR crónica es menor a la unidad, entonces hay muy pocas probabilidades de que se presenten efectos adversos. Si este cociente es mayor que 1, se deben localizar o producir valores de DdR para el período adecuado, y así confirmar la existencia de una amenaza significativa para la salud.

Vía de exposición

Se debe confirmar que los índices de toxicidad para cada ruta de exposición sean consistentes con la vía de ingreso del tóxico ambiental (o sea oral con oral, inhalación con inhalación, etc.). Cuando las sustancias tienen efecto en el sistema de ingreso, no es posible extrapolar los índices de toxicidad de una vía a otra. Por ejemplo: un índice de toxicidad basado en la aparición de tumores

localizados en los pulmones, que resultan solamente de la inhalación de la sustancia, no será apropiado para estimar el riesgo cuando en el sitio sólo se observa una exposición cutánea.

En la actualidad, sólo se considera (por la USEPA) como apropiado que se extrapolen a exposición dérmica. Índices desarrollados con exposiciones orales. No se recomienda que se extrapolen índices derivados por exposición por inhalación para usarse en evaluación de riesgos por exposición oral, aunque en algunas ocasiones sí se hace.

Las DdR de inhalación (DdRi) obtenidas en IRIS, normalmente estarán expresadas como concentraciones en el aire ambiente (unidades: $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$) y no como dosis administradas ($\text{mg}\cdot\text{Kg}^{-1} \times \text{día}^{-1}$). Es necesario transformar las unidades para que sean las mismas unidades en las que se calculen las dosis suministradas estimadas en la evaluación de la exposición. Se tiene que multiplicar la DdRi por 20 para considerar el volumen de aire inhalado por una persona por día expresado en metros cúbicos, y dividir por 70 que es peso promedio de la población expresado en kilogramos.

Ajustes de la absorción

Debe de corroborarse que las exposiciones y los índices de toxicidad estén ambos expresados como dosis suministradas o como dosis absorbidas. Con la excepción de las exposiciones dérmicas, los índices en las tablas de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos están referidos a las dosis suministradas. En el caso de las exposiciones cutáneas los índices se calculan con las dosis absorbidas.

Los ajustes que hay que hacer para transformar de un tipo de dosis a la otra, dependen de la información de toxicidad disponible. La evaluación de exposición por exposición cutánea está expresada como los miligramos de la sustancia absorbida por Kg. de peso corporal por día. Es necesario derivar un índice de toxicidad basado en dosis absorbida.

localizados en los pulmones, que resultan solamente de la inhalación de la sustancia, no será apropiado para estimar el riesgo cuando en el sitio sólo se observa una exposición cutánea.

En la actualidad, sólo se considera (por la USEPA) como apropiado que se extrapolen a exposición dérmica, índices desarrollados con exposiciones orales. No se recomienda que se extrapolen índices derivados por exposición por inhalación para usarse en evaluación de riesgos por exposición oral, aunque en algunas ocasiones sí se hace.

Las DdR de inhalación (DdRi) obtenidas en IRIS, normalmente estarán expresadas como concentraciones en el aire ambiente (unidades: $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$) y no como dosis administradas ($\text{mg}\cdot\text{Kg}^{-1} \times \text{día}^{-1}$). Es necesario transformar las unidades para que sean las mismas unidades en las que se calculen las dosis suministradas estimadas en la evaluación de la exposición. Se tiene que multiplicar la DdRi por 20 para considerar el volumen de aire inhalado por una persona por día expresado en metros cúbicos, y dividir por 70 que es peso promedio de la población expresado en kilogramos.

Ajustes de la absorción

Debe de corroborarse que las exposiciones y los índices de toxicidad estén ambos expresados como dosis suministradas o como dosis absorbidas. Con la excepción de las exposiciones dérmicas, los índices en las tablas de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos están referidos a las dosis suministradas. En el caso de las exposiciones cutáneas los índices se calculan con las dosis absorbidas.

Los ajustes que hay que hacer para transformar de un tipo de dosis a la otra, dependen de la información de toxicidad disponible. La evaluación de exposición por exposición cutánea está expresada como los miligramos de la sustancia absorbida por Kg. de peso corporal por día. Es necesario derivar un índice de toxicidad basado en dosis absorbida.

En algunas ocasiones, es conveniente, corregir por diferencias entre las eficiencias de absorción por medio de exposición por ejemplo; alimentos, suelos o agua por vía oral y agua o partículas por inhalación, aunque no siempre se recomienda hacerlo. Sólo si se tienen argumentos de peso que justifique la corrección.

Los valores de DdR y Factor de Pendiente (FP) para ingestión (vía oral) publicados, normalmente suponen ingestión en solución acuosa, aunque en muchas ocasiones los experimentos usaron aceite de maíz como vehículo. Esto proporciona un factor de incertidumbre adicional.

Efectos cancerígenos

Para cancerígenos, el riesgo se estiman como el incremento en la probabilidad de que un individuo desarrolle cáncer durante su periodo vital como resultado de la dosis suministrada por la exposición a un agente cancerígeno. O sea lo que se calcula es el incremento del riesgo de desarrollar cáncer.

El Factor de Pendiente (FP) convierte directamente los insumos diarios estimados promediados para el periodo vital en el incremento del riesgo de que un individuo desarrolle cáncer. Debido a que las dosis a las que se exponen los individuos en el medio ambiente son generalmente muy pequeñas comparadas con las que se utilizan en experimentos con animales, se supone que la relación dosis-respuesta es lineal (la parte de dosis bajas en la curva dosis-respuesta obtenida por extrapolación a dosis cero usando el modelo multipasos del cáncer).

Bajo esta suposición el factor de pendiente es una constante y el riesgo será directamente proporcional a la dosis.

$$\text{Riesgo de Cáncer} = Ds \times FP$$

Donde: Riesgo es la probabilidad adimensional de que un individuo desarrolle cáncer, (3)
 Ds es el Insumo diario crónico promediado, encima de 70 años en $\text{mg. Kg}^{-1} \cdot \text{día}^{-1}$.
 FP es el factor de pendiente y tiene las unidades de $(\text{mg. Kg}^{-1} \cdot \text{día}^{-1})^{-1}$.

La ecuación (3) es válida a niveles bajos de riesgo (por abajo de 0, 01). Para lugares donde la ingesta de químicos puede ser alta, debería usarse una ecuación de cálculo alternativa, como se muestra a continuación ⁽³⁵⁾:

$\text{Riesgo de Cáncer} = 1 - \exp(-Ds \times FP)$ <p style="text-align: center;">Donde las variables se definen igual que en la ecuación anterior.</p>	(4)
--	-----

Debido a que los valores de FP son a menudo el límite superior de confianza de la probabilidad de respuesta para el percentil 95, basado en datos de experimentación con animales utilizando el modelo de multipaso para extrapolar a dosis bajas, el riesgo de cáncer estimado será generalmente una estimación alta. Esto significa que se tiene confianza del que el riesgo real no excederá el riesgo estimado por este modelo y que lo más probable es que sea menor al que se predijo.

El incremento en el riesgo de cáncer que es permisible depende de la legislación de un país. El valor que se considera socialmente aceptable en los Estados Unidos es de una probabilidad de 1×10^{-4} a 1×10^{-6} y el nivel para cada sustancia es especificada por USEPA.

Efectos no cancerígenos

La medición usada para describir el riesgo potencial de que ocurra una toxicidad de no-cancerígeno en un individuo no está expresada como la probabilidad de que un individuo sufra un efecto adverso. En su lugar el potencial de efectos no-cancerígenos se evalúa comparando el nivel de exposición especificado durante un determinado período (por ejemplo el período vital) con una dosis de referencia derivada para un período similar de exposición. Esta relación de exposiciones a tóxicos se le denomina Cociente de Peligro y se define así:

$\text{Cociente de Peligro} = Ds / DdR$ <p style="text-align: center;">Donde: Ds = Nivel de Exposición (o insumo o dosis suministrada)</p> <p style="text-align: center;">DdR = Dosis de Referencia</p>	(5)
---	-----

Ds y DdR deben de estar expresadas en las mismas unidades y representar el mismo período de exposición (o sea crónica, subcrónica o de corta duración) y la misma vía de exposición.

Este cociente supone que hay un nivel de exposición (DdR) abajo del cual es poco probable que se presente un efecto adverso, aún en poblaciones sensible. Si los niveles de exposición exceden este valor, entonces existe el peligro de que potencialmente se presenten efectos no-cancerígenos. En general entre mayor sea el valor del cociente arriba de la unidad mayor será la preocupación de que se presente un efecto.

El valor del cociente no debe de interpretarse como una probabilidad de que se presente un efecto adverso. La curva dosis-respuesta no es lineal así que no hay proporcionalidad directa a valores muy superiores a la DdR. Las exposiciones crónicas (7años o más) como las que experimentan los usuarios de servicios de agua potable y los residentes del sitio son importantes siempre, las subcrónicas (2 semanas a 7 años) como las que experimentan estudiantes de secundaria que van sólo tres años a una escuela localizada en el sitio, son frecuentemente de interés. Las exposiciones de corta duración ó agudas sólo son importantes si hay tóxicos para el desarrollo presentes en el sitio.

2.4 VIGILANCIA AMBIENTAL

Respecto a la vigilancia ambiental de aire, agua, suelo y polvo sedimentable, el presente estudio se valdrá de los reportes mensuales de monitoreo ambiental que la empresa Doe Run Peru SRL efectúa en el Complejo Metalúrgico de La Oroya (CMLO) y que el Organismo Supervisor de la Inversión en Energía y Minería (OSINERGMIN) publica en su portal ⁽²⁶⁾. Según se indica en este portal, ésta información ha sido verificada por la Empresa Fiscalizadora D&E Desarrollo y Ecología S.A.C.

CONFIABILIDAD DE LOS RESULTADOS DE LA VIGILANCIA

La confiabilidad de los resultados ambientales es un tema central del presente trabajo y esta establecida sobre la base de los siguientes aspectos:

- Presencia permanente en la toma de muestras, de un competente profesional designado por OSINERGMIN, en el presente caso el profesional pertenece a la empresa D&E Desarrollo y Ecología, empresa debidamente calificada y registrada en dicha institución gubernamental (Norma legal N° 12 del Anexo 1, artículo 8).
- Presencia en la toma de muestras, de un representante de la sociedad civil que forma parte del Comité de Vigilancia y Monitoreo Ciudadano (Norma legal N° 12 del Anexo 1, artículo 9).
- Uso de procedimientos estandarizados para el monitoreo ambiental de acuerdo a los protocolos de monitoreo del Ministerio de Energía y Minas, el cumplimiento de estos procedimientos es evaluado por el fiscalizador permanente, quien mensualmente reporta a OSINERGMIN.
- Laboratorio acreditado debidamente en INDECOPI, para el análisis de las muestras, en el presente caso se trata del laboratorio INSPECTORATE.

EMISIONES DE ARSENICO (As) AL AMBIENTE

Como se mencionó en la sección de Introducción⁽¹⁰⁾, podemos concluir que la fuente de emisión de As más importante en la ciudad de La Oroya son las operaciones del Complejo Metalúrgico (CMLO), y dentro del CMLO, la emisión más relevante es la que se genera a través de la Chimenea Principal, que corresponden a las partículas no captadas por el Cottrell Central (filtro electrostático) y que provienen de las operaciones de los circuitos de Plomo y Cobre.

El muestreo de las emisiones en chimenea se realiza de acuerdo al Protocolo de Monitoreo de Calidad de Aire y Emisiones del Ministerio de Energía y Minas ⁽²⁹⁾.

De acuerdo a la información que OSINERGMIN comparte en su portal, el muestreo de las emisiones de la Chimenea Principal se realizan en forma trimestral a través del Laboratorio Inspectorate Services Peru S.A.C y el análisis químico de la muestra se realiza siguiendo el *"Method IO-3.1 Selection, Preparation and extraction of Filter Material que tiene por título Compendium of Methods for the Determination of Inorganic Compounds in Ambient Air-June 1999"*. Este método tiene como límite de cuantificación 0,112 ug/muestra.

Para el presente trabajo se tomó los resultados de monitoreo correspondientes al año 2008.

CALIDAD DE AIRE

En La Oroya se cuenta con una red de monitoreo de calidad de aire de propiedad de la empresa Doe Run Peru, esta red tiene la configuración de la Figura No. 1.

El muestreo de la calidad de aire se realiza según el Protocolo de Monitoreo de Calidad de Aire y Emisiones del Ministerio de Energía y Minas⁽²⁹⁾. Para el muestreo del aire, la empresa Doe Run cuenta con equipos de alto volumen en el cual se colocan filtros, que de acuerdo a un programa de monitoreo, trabajan 24 horas. Una vez recolectada la muestra, los filtros son enviados al laboratorio INSPECTORATE.

Según el portal de OSINERGMIN, el método utilizado por el Laboratorio Inspectorate Services Peru S.A.C. para la determinación del As en el aire tiene como título *Determination of Metals in Ambient Particulate Matter Using Inductively Coupled Plasma (ICP) Spectroscopy*, utiliza el método de referencia *"Method IO-3.4 Compendium of Methods for the Determination of Inorganic Compounds in Ambient Air"*, este método tiene como límite de cuantificación para el As de 4.5 ug/muestra.

Para el presente trabajo se tomó los resultados de monitoreo correspondientes al año 2008.

POLVO SEDIMENTABLE

De acuerdo a la información publicada por OSINERGMIN en su portal, la empresa Doe Run Peru, cuenta con una red de monitoreo de polvo sedimentable compuesta por 22 estaciones de control.

Para la zona de Curipata, está definida la estación de control PSCURI-25 cuyo nombre de ubicación es "Sector de Curipata: Loza deportiva Zona B". Esta estación se encuentra a una altitud de 3 893 msnm y tiene las coordenadas: Este 395100 y Norte 8717828.

La toma de muestra y análisis de las mismas está a cargo del laboratorio INSPECTORATE. Para el presente trabajo se tomó los resultados de monitoreo correspondientes al año 2008.

SUELO SUPERFICIAL

De acuerdo a la información publicada por OSINERGMIN en su portal, la empresa Doe Run Peru, cuenta con una red de monitoreo de calidad de suelo superficial compuesta por 22 estaciones de control.

Para la zona de Curipata, está definida la estación de control PSCURI-25 cuyo nombre de ubicación es "Sector de Curipata: Esquina de loza deportiva". Esta estación se encuentra a una altitud de 3 888 msnm y su ubicación en coordenadas UTM es 395 337 Este y 8 718 164 Norte.

La toma de muestra y análisis de las mismas está a cargo del laboratorio INSPECTORATE. Para el presente trabajo se tomaron los resultados de los monitoreos correspondientes al año 2008.

AGUA DE CONSUMO HUMANO

Respecto al monitoreo de agua de consumo humano, el presente estudio toma en consideración las evaluaciones que realizó el Convenio de Cooperación entre el Ministerio de Salud, Gobierno Regional de Junín y la empresa Doe Run Peru (Convenio MINSА-GRJ-DRP), que se desarrolló en La Oroya en el periodo 2006 y 2009.

El centro poblado de Curipata se sirve de agua potable del riachuelo de Tingocancha, el mismo que también sirve a la comunidad de Huaynacancha. DIGESA ha clasificado a las aguas del riachuelo como Clase II "Aguas de abastecimiento doméstico con simple desinfección" según la R.D. No. 1152/2005/DIGESA/SA del 03 de agosto de 2005 que aprueba la clasificación de los recursos hídricos ubicados en el territorio nacional.

El Convenio MINSА-GRJ-DRP, tuvo como una de sus actividades principales el de vigilar la calidad sanitaria de los sistemas de agua y saneamiento para la protección de la salud de la población (monitoreo de la calidad del agua e inspecciones sanitarias). En ese sentido el Convenio MINSА-GRJ-DRP, a través del Laboratorio Inspectorate, hizo un monitoreo de agua de consumo humano^{(15),(16)}.

La toma, preservación y análisis de las muestras se realizaron utilizando como referencia metodologías estándares y oficiales: Método Estándar para el examen de agua y aguas residuales y EPA; así como las referencias de los límites máximos de la OMS. La metodología de análisis fue de Metales por ICP, método de referencia EPA 200.7

Para el presente trabajo se tomó los resultados obtenidos en los periodos del 12 al 18 de setiembre de 2008 y del 02 al 03 de junio de 2009.

3. OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GENERAL

Determinar si la localidad de Curipata (área de estudio) constituye una alternativa de reubicación para la población de La Oroya desde el punto de vista de calidad ambiental.

3.2 OBJETIVOS ESPECIFICOS

- Evaluar la calidad ambiental de la localidad de Curipata para el arsénico, a través de la determinación de la concentración de arsénico (As) total en aire, agua y suelo.
- Evaluar el riesgo de exposición de arsénico (As) ambiental en la localidad de Curipata, distrito de La Oroya provincia de Yauli.
- Utilizar el método de evaluación de riesgo a un caso particular.

3.3 HIPOTESIS

3.3.1 Hipótesis General

La exposición de la población al arsénico del ambiente en la localidad de Curipata pone en riesgo su salud.

7. CONCLUSIONES

Las rutas de exposición al arsénico críticas para la localidad de Curipata, son el aire y el suelo.

Sobre la base de los resultados podemos concluir que la hipótesis general planteada para el presente trabajo de tesis ha sido demostrada. De acuerdo a la calidad ambiental obtenida para el año 2008, la salud de la población de Curipata se encuentra en riesgo.

Los resultados muestran que el nivel de riesgo por ingestión accidental de suelo e inhalación, para los efectos cancerígenos, no es aceptable, tomando como referencia lo establecido por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA).

De la evaluación de riesgo para arsénico inorgánico presente en el ambiente de la localidad de Curipata, se encontró un nivel de riesgo aceptable por la ingestión accidental de suelo por parte de los pobladores para los efectos no-cancerígenos.

Por ello en las condiciones actuales, Curipata no constituye una opción para el traslado de la población de La Oroya por seguir expuestos a este agente.

El método de evaluación del riesgo a la salud, se constituye en una herramienta importante para la toma de decisiones a ser adoptada en la planificación de instituciones privadas productivas, que deseen implementar y mantener un comportamiento ambientalmente responsable en sus operaciones para el beneficio de ellos mismos y de la población de sus áreas de influencia.

Las instituciones públicas, pueden utilizar este método para la toma de decisiones en acciones de ordenamiento territorial, protegiendo así la salud de población.

8. RECOMENDACIONES

Tomando en consideración los resultados de la evaluación del riesgo para efectos cancerígenos se recomienda adoptar medidas de restauración del suelo en el poblado de Curipata, a fin de mejorar la calidad de vida de los actuales pobladores, en caso se elija como lugar de traslado de la población de La Oroya, en especial los más vulnerables como son los niños menores de 6 años, quienes incorporan polvo o suelo a su organismo por la actividad mano-boca propia de su edad.

En lo que respecta a los riesgos por inhalación de arsénico presente en el aire circundante de la localidad de Curipata, se recomienda que se culminen los planes de reducción de emisiones atmosféricas con que cuenta la fundición de La Oroya, para minimizar el riesgo de exposición de los pobladores.

Se sugiere aplicar esta misma evaluación al momento de concluir el Programa de Adecuación y Manejo Ambiental (PAMA) de la operadora de la fundición de La Oroya, para valorar los cambios.

Se debe desarrollar la investigación para generar valores de toxicidad por inhalación para efectos no-cancerígenos a fin de que la evaluación toxicológica sea integral.

También será importante el desarrollo de la investigación para incorporar la altitud como variable en la evaluación de la toxicidad para poblaciones altoandinas.

9. FUENTES DE INFORMACIÓN

1. AIDA Interamerican Association for Environmental Defense. *Critica al Informe del Instituto Blacksmith sobre La Oroya, Mayo de 2008: Visita al Complejo Metalúrgico Doe Run Perú en La Oroya. Control del Proceso y Emisiones Fugitivas en la Planta y la Comunidad*, [En línea] Brian Wilson, Centro Internacional para el Manejo del Plomo. 2008, Pag. 9, [Fecha de consulta; 14 enero 2010], Disponible en: <http://www.todosobrelaoroya.org/files/CriticaAIDAInformeBlacksmith LOAgosto08.pdf>
2. ANDINA, *Proponen reubicación de Cerro de Pasco por contaminación minera* [en línea] Lima, Agencia Peruana de Noticias, Abril 25, 2008. [Fecha de consulta: 10 febrero 2010] Disponible en: <http://www.andina.com.pe/Espanol/Noticia.aspx?id=UrZBwmoD13s=>
3. ATSDR, *Resumen de Salud Pública. Arsénico*, [en línea] ATSDR Agency for Toxic Substances & Disease Registry. División de Toxicología y Medicina Ambiental, Agosto 2007. [Fecha de consulta: 10 febrero 2010], Disponible en: http://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs2.pdf
4. ATSDR. *Exposición total al arsénico: Estudio de un caso práctico Ejercicio en grupo*, [en línea], Agency for Toxic Substances & Disease Registry, 2003, [Fecha de consulta; 14 enero 2010], Disponible en: http://www.atsdr.cdc.gov/es/training/arsenicofactores_exposicion.html
5. ATSDR. *Toxicological profile for arsenic*. [en línea], Washington DC. U.S. Department of Health and Human Services. Public Health Service. Agency for Toxic Substances and Disease 2007, [Fecha de consulta; 14 enero 2010], Disponible en: <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp2.pdf>
6. Albores Medina, Arnulfo, Quintanilla Vega, Betzabet, et al., *Introducción a la Toxicología Ambiental*. [en línea] Metepec. ECO. 1997. p.247-61. En: *Arsénico*. CEPIS ; 2300, A34. 033110, 19990614; OPS/OMS-BO. REPIDISCA, [Fecha de consulta; 14 enero 2010], Disponible en: <http://www.cepis.org.pe/bvstox/fulltext/toxico/toxico-03a15.pdf>
7. Beall, C.M., Strohl, K.P. et al., *Ventilation and hypoxic ventilatory response of Tibetan and Aymara high altitude natives*, En: *American Journal of physical antropology* 104:427–447 (1997) [en línea], [Fecha de consulta; 14 enero 2010], Disponible en: <http://www.cwru.edu/afil/tibet/booksAndPapers/Beall-AJPA 1997.pdf>

8. Castro, José Alberto 1982. Efectos carcinogénicos, mutagénicos y teratogénicos del arsénico En: *Acta Bioquímica Clínica Latino-americana*, Vol. XVI, N° 1, pag. 3-17. [en línea]. [Fecha de consulta; 14 enero 2010], Disponible en: <http://www.cepis.ops-oms.org/bvsacd/eco/016750/016750-arsen.pdf>
9. CEPIS, Evaluación de Riesgos para la Salud en la Población Expuesta a Metales en Bolivia. [en línea] Lima, CEPIS, 2000, [Fecha de consulta; 14 enero 2010] Disponible en: <http://www.cepis.org.pe/bvstox/e/fulltext/etext108/evalcap1.html>
10. CONAM. Diagnóstico de Línea de Base de Calidad del Aire de La Oroya. Gesta Zonal del Aire. Lima, CONAM, diciembre de 2004. 56p.
11. Congreso de la República, Comisión de Pueblos Andinos, Amazónicos, Afroperuanos, Ambiente y Ecología. Grupo de Trabajo de Ambiente y Ecología. Informe Parlamentario. El problema de salud pública ambiental en La Oroya, [en línea]. Junio de 2007, Pag. 25, [Fecha de consulta; 14 enero 2010] Disponible en: http://www.aida-americas.org/templates/aida/uploads/docs/nforme_La_Oroya_160707.pdf
12. Chile 1998. NORMA DE CALIDAD PRIMARIA PARA MATERIAL PARTICULADO RESPIRABLE MP10 D.S. N° 59 de 16 de marzo de 1998 del Ministerio Secretaría General de la Presidencia de la República (DO 25.05.1998) Modificado por el D.S. N° D.S. 45 de 2001, del Ministerio Secretaría General de la Presidencia de la República (D.O. 11.09.2001), pag. 3. Disponible en: http://www.sinia.cl/1292/articles-26290_pdf_mp10.pdf
13. DIGESA Dirección General de Salud Ambiental. Protocolo de Monitoreo de la Calidad de Aire y Gestión de Datos 2005 (Calibración de Concentraciones). Lima, DIGESA, 2005.
14. INEI, Estudio Socio-Económico. Distrito La Oroya. Instituto Nacional de Estadística e Informática Junin, Doe Run Peru y Ministerio de Salud-Dirección de Salud Junin-C.S. La Oroya. Lima, INEI, Junin, 2001.
15. INSPECTORATE, Informe N° 11-08-0855/MA. Monitoreo Ambiental Agua Potable. Convenio de Cooperación Ministerio de Salud-Gobierno Regional-Doe Run Peru La Oroya. Monitoreado 12 y 18 de setiembre de 2008.Lima, INSPECTORATE, 2008.
16. INSPECTORATE, Informe N° 07-09-372/MA. Monitoreo Ambiental Agua Potable. Convenio de Cooperación Ministerio de Salud-Gobierno Regional-

Doe Run Peru SRL. Monitoreado 2 y 3 de junio del 2009. Lima, INSPECTORATE. 2009

17. INTEGRAL CONSULTING INC, Informe del Estudio de Riesgo para la Salud Humana Complejo Metalúrgico de La Oroya. Preparado por Integral Consulting Inc. 02 de diciembre de 2005 para Doe Run Peru SRL. [en línea]. Mercer Island, Integral Consulting Inc, 2005. [Fecha de consulta: 14 enero 2010]. Disponible en: http://intranet2.minem.gob.pe/web/archivos/dgaam/estudios/oroya/prorroga/2_ANEXOS_DEL_I_AL_VIII%20A/8_ANEXO_VIII%20BCD_ESTUDIOS_ESPECIALIZADOS/VII%20B_ESTUDIO_RIESGO_SALUD/1_ESTUDIO_DE_RIESGO.pdf
18. INTEGRAL CONSULTING INC, Evaluation of the significance of potential exposure to arsenic in walltown quarry aggregate. Prepared for Granite Construction Company. Mercer Island, Integral Consulting Inc. Agosto de 2006.
19. INTEGRAL CONSULTING INC, Estudio Complementario de Riesgo a la Salud Humana Complejo Metalúrgico de La Oroya. Preparado por Integral Consulting Inc. Para Doe Run Peru SRL. Mercer Island, Integral Consulting Inc, Noviembre 2008.
20. IRIS. Integrated Risk Information System. USEPA 2009 [en línea]. [Fecha de consulta; 14 enero 2010] Disponible en: <http://www.epa.gov/NCEA/iris/>
21. IRIS. Integrated Risk Information System. Arsenic, inorganic Quickview (CASRN 7440-38-2). [en línea]. Washington, DC, USEPA, 2009. [Fecha de consulta; 14 enero 2010] Disponible en: http://cfpub.epa.gov/ncea/iris/index.cfm?fuseaction=iris.showQuickView&substance_nمبر=0278#carc.
22. IRIS. Integrated Risk Information System. Weight-of-Evidence (WOE) for Carcinogenicity. Glossary. [en línea]. Washington, DC, USEPA, 2009. [Fecha de consulta; 14 enero 2010] Disponible en: http://www.epa.gov/ncea/iris/help_gloss.htm#w
23. Miller , Irwin R., Freund, Jhon E., et al. Probabilidad y Estadística para ingenieros. Cuarta Edición. Bogota, Prentice-Hall Hispanoamérica, S.A. 1992. pag. 26-28.
24. Kelley E. Mark, Brauning E. Susan, et al, Assessing Oral Bioavailability of Metals in Soil. 2002. Pag. 34.

25. OPS 1967-1974. Organización Panamericana de la Salud. Oficina Sanitaria Panamericana, Oficina Regional de la Organización Mundial de la Salud. Red Panamericana de Muestreo de la Contaminación del Aire (REPANAIRE). Informe 1967-1974, [en línea]. En: *División de Salud Ambiental. Serie Técnica 18*. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS). Pag. 3 y 18, [Fecha de consulta: 14 enero 2010]. Disponible en: <http://www.cepis.org.pe/bvsacd/scar/004532/004532.pdf>
26. OSINERGMIN 2009. Disponible en: <http://www.osinerg.gob.pe/newweb/pages/GFM/1526.htm>
27. Peña, Carlos E., Dean E. Carter and Felix Ayala-Fierro. Toxicología Ambiental: Evaluación de Riesgos y Restauración Ambiental. [en línea]. 2001. Disponible en: <http://superfund.pharmacy.arizona.edu/toxamb/>.
28. PNUD 2006. Informe sobre Desarrollo Humano Perú 2006 "Hacia una descentralización con ciudadanía" publicado por el Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. <http://www.pnud.org.pe/frmPubDetail.aspx?id=42>. Cuadros Estadísticos. Índice de desarrollo humano a escala departamental, provincial y distrital. Índice de Desarrollo Humano Distrital 2005. Pag. 265. http://www.pnud.org.pe/data/publicacion/indh_2006_12_CuadrosEstadisticos.pdf
29. Protocolo de Monitoreo de Calidad de Aire y Emisiones del Sub-sector minería del Ministerio de Energía y Minas. [en línea]. Disponible en: <http://www.minem.gob.pe/minem/archivos/file/DGAAM/guias/procaliaire.pdf>
30. Protocolo de Monitoreo de Calidad de Agua del Sub-sector minería del Ministerio de Energía y Minas. [en línea]. Disponible en: http://intranet2.minem.gob.pe/web/archivos/dgaae/legislacion/guias/protoc_alidaagua.pdf
31. PROYECTO MANTARO REVIVE 2007. Mesa de Diálogo de la Región Junín.
32. SERTOX 2004. Revista de Toxicología en Línea. Met Mex Peñoles y los niños de Torreón. [en línea]. SERTOX, 2004 Disponible en: <http://www.sertox.com.ar/retel/n04/002.pdf>
33. SEMARNAT 2006. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México. Guía Técnica para orientar la elaboración de estudios de evaluación de riesgo ambiental de sitios contaminados. Método para la

elaboración de estudios de riesgo ambiental, cuando los receptores son seres humanos. Anexo 2. [en línea], Disponible en: [http://www.mex.ops-oms.org/documentos/publicaciones/guia_tecnica .pdf](http://www.mex.ops-oms.org/documentos/publicaciones/guia_tecnica.pdf)

34. Tsuji S.Joyce, Benson, Robert, et al Use of background inorganic arsenic exposures to provide perspective on risk assessment results, 2004. [en línea], Disponible en: http://www.sciencedirect.com/science?_ob=ArticleURL&_udi=B6WPT-4BN517H-&_user=10&_rdoc=1&_fmt=&_orig=search&_sort=d&_docanchor=&view=c&_searchStrId=1085521446&_rerunOrigin=google&_acct=C000050221&_version=1&_urlVersion=0&_userid=10&md5=e1dd8b9c5e8c39e6191e915557a52b3c
35. USEPA December 1989. Risk Assessment Guidance for Superfund. Volume I Human Health Evaluation Manual (Part A). Interim Final. Office of Emergency and Remedial Response. [en línea] U.S. Environmental Protection Agency Washington, D.C. 20450. Disponible en: [http://www.mex.ops-oms.org/documentos/publicaciones/guia_tecnica .pdf](http://www.mex.ops-oms.org/documentos/publicaciones/guia_tecnica.pdf)
36. USEPA March 25, 1991. Human Health Evaluation Manual. RISK ASSESSMENT GUIDANCE FOR SUPERFUND. VOLUME I: HUMAN HEALTH EVALUATION MANUAL SUPPLEMENTAL GUIDANCE "STANDARD DEFAULT EXPOSURE FACTORS" INTERIM FINAL. Office of Emergency and Remedial Response Toxics Integration Branch U.S. Environmental Protection Agency Washington, D.C. 20460(202)475-9486. Disponible en: [http://nsdi.epa.gov/oswer/riskassessment/pdf/defaultExposure Params.pdf](http://nsdi.epa.gov/oswer/riskassessment/pdf/defaultExposureParams.pdf)
37. USEPA 1997. U.S. Environmental Protection Agency. National Center for Environmental Assessment. Office of Research and Development. Exposure Factors Handbook. Chapter 5-Inhalation, tabla 5-16, [en línea], Disponible en: <http://www.epa.gov/ncea/pdfs/efh/efh-complete.pdf>
38. USEPA March 2005. Guidelines for Carcinogen Risk Assessment. Risk Assessment Forum [en línea], U.S. Environmental Protection Agency Washington, DC. Pag. 1-12. Disponible en: <http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?deid=116283>