



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ

FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS, INGENIERÍA Y MEDICINA

PROGRAMAS MULTIDISCIPLINARIOS DE POSGRADO EN CIENCIAS AMBIENTALES

TESIS QUE PARA OBTENER EL GRADO DE

DOCTORADO EN CIENCIAS AMBIENTALES

EVALUACIÓN INTEGRADA DE RIESGO ASOCIADO A MERCURIO EN SITIOS CON MINERÍA ARTESANAL DE MERCURIO

PRESENTA:

M. C. ARLETTE ANDREA CAMACHO DE LA CRUZ

DIRECTOR DE TESIS:

DR. FERNANDO DÍAZ-BARRIGA MARTÍNEZ

ASESORES:

DR. ISRAEL RAZO SOTO

DR. CÉSAR ARTURO ILIZALITURRI HERNÁNDEZ

ENERO, 2019

CRÉDITOS INSTITUCIONALES

PROYECTO REALIZADO EN:

FACULTAD DE MEDICINA

**COORDINACIÓN PARA LA INNOVACIÓN Y APLICACIÓN DE LA CIENCIA Y LA
TECNOLOGÍA**

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ

CON FINANCIAMIENTO DE:

CONSEJO NACIONAL DE CIENCIA Y TECNOLOGÍA (CONACyT)

A TRAVÉS DEL PROYECTO DENOMINADO:

**CONVOCATORIA CONACyT: PROBLEMAS NACIONALES. PROYECTO 1340
(RAICES, RUTAS ACADÉMICAS PARA INSERTAR COMUNIDADES EN LA
EQUIDAD SOCIAL)**

AGRADEZCO A CONACyT EL OTORGAMIENTO DE LA BECA-TESIS

Becario No. 453398

**EL DOCTORADO EN CIENCIAS AMBIENTALES RECIBE APOYO A TRAVÉS
DEL PROGRAMA NACIONAL DE POSGRADOS DE CALIDAD (PNPC)**

AGRADECIMIENTOS ACADÉMICOS

Primeramente quiero darle las gracias al Dr. Fernando Díaz-Barriga Martínez por darme la oportunidad de ser su estudiante, por haber dirigido este trabajo, y por las enseñanzas adquiridas. Agradezco también a los doctores: Israel Razo Soto y César Arturo Ilizaliturri Hernández por sus contribuciones. Asimismo, le doy gracias al Dr. Guillermo Javier Castro Larragoitia y a la Dra. Nadia Valentina Martínez Villegas por aceptar formar parte del comité evaluador, así como por sus observaciones.

De igual forma, estoy agradecida con la M. C. Leticia Carrizales Yáñez por permitirme utilizar las instalaciones del Laboratorio de Absorción Atómica del Centro de Investigación Aplicada en Ambiente y Salud, CIACyT, UASLP, y por el apoyo durante las salidas a campo. A su vez les doy las gracias al Dr. Guillermo Espinosa Reyes y a su equipo de trabajo por la ayuda en la recolección de roedores, así como también agradezco al taxónomo José García Pérez del Herbario “Isidro Palacios” de la UASLP por su contribución en la identificación de plantas.

Le agradezco además a los Licenciados en Ciencias Ambientales y Salud: Carlos Alberto Reboloso Hernández, Luis Enrique Reyes Arreguín y Eleno Uriel Sanjuan Meza por su valiosa colaboración en la ejecución de este estudio.

De igual manera, les doy las gracias a todas las personas del Estado de Querétaro, incluyendo personal de la Universidad Autónoma de Querétaro, de la Secretaría de Salud del Estado de Querétaro, de la Coordinación de Minería del municipio de Pinal de Amoles, entre otros, destacando mi agradecimiento a los pobladores de las localidades estudiadas, a todos ellos gracias, ya que de alguna u otra forma hicieron posible la realización de la presente investigación.

Por último, gracias a todo el personal de la Agenda Ambiental y de los Programas Multidisciplinarios de Posgrado en Ciencias Ambientales por el apoyo recibido durante mi estancia como alumna de doctorado.

CONTENIDO

RESUMEN	1
ABSTRACT	2
INTRODUCCIÓN	3
ANTECEDENTES	4
Minería artesanal de mercurio	4
Mercurio.....	5
Toxicocinética	8
Toxicodinamia	9
Mercurio en biota	11
Mamíferos silvestres	11
Lombrices.....	12
Plantas	13
Evaluación integrada de riesgo.....	14
Convenio de Minamata sobre el mercurio	16
JUSTIFICACIÓN	17
OBJETIVOS	18
Objetivo general.....	18
Objetivos específicos	18
HIPÓTESIS	19
METODOLOGÍA.....	19
Sitios de estudio	19
Diseño de estudio	20
Análisis	21
Recolección de muestras	21
Determinación de mercurio elemental gaseoso	21
Determinación de mercurio total en muestras ambientales (agua y suelo) y en muestras biológicas (orina y tejidos)	21
Análisis estadístico	22

RESULTADOS.....	24
Caso de estudio 1	24
La Tapona, Villa Hidalgo, San Luis Potosí	24
Caso de estudio 2.....	26
La Plazuela, Peñamiller, Querétaro	26
Caso de estudio 3.....	28
Pinal de Amoles, Querétaro	28
DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES	31
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	37
ANEXO I. ARTÍCULO 1.....	44
ANEXO II. ARTÍCULO 2.....	51
ANEXO III. ARTÍCULO 3.....	72
ANEXO IV. CLASIFICACIÓN TAXONÓMICA DE PLANTAS.....	87
ANEXO V. CLASIFICACIÓN TAXONÓMICA Y DATOS MORFOMÉTRICOS DE ROEDORES.....	88
ANEXO VI. OTROS PRODUCTOS.....	90

RESUMEN

En la actualidad México es uno de los principales países productores y exportadores de mercurio a nivel mundial, la producción de mercurio en México se efectúa principalmente de forma artesanal, lo cual afecta significativamente a los ecosistemas. El objetivo del presente trabajo fue evaluar el impacto del mercurio sobre la salud en localidades de México con minería artesanal de mercurio, utilizando como herramienta la evaluación integrada de riesgo. En el estudio se incluyeron las siguientes comunidades: La Taponá, Villa Hidalgo, San Luis Potosí; La Plazuela, Peñamiller, Querétaro; y Llano de San Francisco y Bucareli, pertenecientes al municipio de Pinal de Amoles, en el Estado de Querétaro. Para cumplir con el objetivo de este trabajo se llevó a cabo la determinación de las concentraciones de mercurio elemental gaseoso en aire y de mercurio total en: agua, suelo, plantas, hígado y riñones de roedores, lombrices, y en orina de niños, mujeres y mineros. Cabe mencionar que en las localidades La Taponá y La Plazuela solo se evaluó el riesgo en salud humana, y en el caso de las localidades de Pinal de Amoles se realizó una evaluación integrada de riesgo. En las matrices ambientales: aire y suelo, se observaron concentraciones por encima de los valores establecidos como referencia a nivel nacional e internacional; en cuanto a plantas se notó que los niveles de mercurio en hojas incrementan conforme a la cercanía con las zonas de minería artesanal de mercurio; las concentraciones en tejidos de roedores y en lombrices se mostraron superiores a las determinadas en especies de un sitio de referencia; y en humanos los valores de mercurio urinario también se encontraron por arriba de niveles de referencia fijados internacionalmente. Dentro de las principales rutas de exposición a mercurio identificadas se encuentran: el aire para el caso de plantas, niños, mujeres y mineros; el suelo para lombrices, roedores y niños; así como las plantas para los roedores, ya que estas forman parte de su dieta. Con los resultados obtenidos se demuestra la influencia de la minería artesanal de mercurio en el incremento de los niveles de este elemento en los diferentes componentes del ecosistema, asimismo se concluye que tanto la población humana como la biota se encuentran en riesgo de padecer efectos adversos en salud relacionados con este contaminante, y por lo tanto existe la imperiosa necesidad de diseñar e implementar estrategias de intervención para reducir y prevenir la contaminación por mercurio, y por ende el riesgo por exposición a este elemento, para cumplir con lo anterior derivado de esta investigación se propone un nuevo enfoque de trabajo denominado Salud Total.

Palabras clave: mercurio, minería artesanal, riesgo, salud total

ABSTRACT

Nowadays, México is one of the world's leading mercury producing and exporting countries, the production of mercury in México is carried out in a handcrafted way, which significantly affects ecosystems. The objective of this work was to assess the impact of mercury on health in localities of México with artisanal mercury mining, using the integrated risk assessment as a tool. The following communities were included in the study: La Tapona, Villa Hidalgo, San Luis Potosí; La Plazuela, Peñamiller, Querétaro; and Llano de San Francisco and Bucareli, belonging to the municipality of Pinal de Amoles, in the State of Querétaro. To meet the objective of this work was carried out the determination of the concentrations of gaseous elemental mercury in air, and total mercury in water, soil, plants, liver and kidneys of rodents, worms, and in the urine of children, women and miners. It is worth mentioning that in the localities of La Tapona and La Plazuela only the risk in human health was evaluated, and in the case of the Pinal de Amoles localities an integrated risk assessment was carried out. In the environmental matrices: air and soil, concentrations were observed above the values established as reference at national and international level; as for plants it was noted that the levels of mercury in leaves are increased according to the proximity with the areas of artisanal mercury mining; concentrations in rodent and earthworm tissues were higher than those determined in species at a reference site; and in humans, urinary mercury values were also found above reference levels set in international regulations. Among the main routes of exposure to mercury identified are: the air for the case of plants, children, women and miners; soil for worms, rodents and children; as well as plants in the case of rodents as they are part of their diet. With the results obtained, the influence of the artisanal mining of mercury in the increase of the levels of this element in the different components of the ecosystem is demonstrated, it is also concluded that both the human population and the biota are at risk of suffering adverse effects in health related to this pollutant, and therefore there is the imperative need to design and implement intervention strategies to reduce and prevent mercury pollution, and hence the risk by exposure to this element, to comply with the above, derived from this investigation a new work approach called Total Health is proposed.

Key words: mercury, artisanal mining, risk, total health

INTRODUCCIÓN

El mercurio es un elemento que naturalmente se encuentra en todo el planeta Tierra, se caracteriza por sus particulares propiedades fisicoquímicas, ya que se puede encontrar en tres formas: elemental (metálico), inorgánico u orgánico, una vez en el ambiente es capaz de pasar de una especie a otra, y la toxicidad del mismo depende de la forma en la que se encuentre (Obrist, Kirk, Zhang, Sunderland, Jiskra, & Selin, 2018). A raíz de la catástrofe ocurrida en Minamata, Japón en los años 50, el mercurio ha sido objeto de un sin número de investigaciones, llegando a ser catalogado por organismos internacionales como un contaminante de preocupación mundial por los efectos adversos que este provoca en los componentes bióticos y abióticos de los ecosistemas (Branch, 2016). En los últimos años las concentraciones de mercurio en el ambiente han incrementado significativamente debido a diversas actividades antropogénicas, siendo la minería de mercurio una de las más importantes (UN Environment, 2017).

De acuerdo con información personal del Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC, 2018) México es el tercer productor y el segundo exportador de mercurio a nivel mundial. Las reservas más importantes de mercurio en México se ubican en los Estados del centro, tales como: Querétaro, Zacatecas y San Luis Potosí. En el Estado de Querétaro es donde a la fecha se tiene registro de minas de mercurio activas, las cuales se localizan en los municipios de Pinal de Amoles, Peñamiller, San Joaquín y Cadereyta de Montes (*Diciembre 2017 Panorama Minero del Estado de Querétaro*, n.d.).

La producción primaria de mercurio en México se lleva a cabo mediante el uso de métodos artesanales, tal como los utilizados en épocas pasadas. La actividad consiste primeramente en la extracción del mineral (cinabrio), luego se hace una selección del mineral, después se tritura la roca, posteriormente la roca es colocada en un horno para ser fundida, la fundición promueve la generación de mercurio elemental gaseoso el cual pasa a través de unos tubos donde es condensado para finalmente ser recuperado en forma líquida y poder comercializarse. Es importante destacar que el proceso es realizado bajo condiciones precarias de seguridad e higiene.

En gran medida la actividad es realizada en la zona de las minas, sin embargo, un aspecto importante en estos sitios es la producción artesanal de mercurio dentro de las comunidades, en los traspacios de las viviendas, con la participación de niños y mujeres. Los residuos de la fundición (calcinas) son colocados en los alrededores de las minas o en su caso en los traspacios de las viviendas. La

liberación de cantidades de mercurio a la atmósfera y al suelo genera un impacto considerable sobre los ecosistemas. La presencia de mercurio en diferentes compartimentos ambientales debido a la minería artesanal de este metal resulta preocupante ya que existe evidencia suficiente de los efectos adversos que ejerce el mercurio sobre la salud. Por ello es necesario realizar estudios para conocer el riesgo asociado a mercurio en estos sitios. La evaluación integrada de riesgo es una herramienta metodológica que involucra tanto a la población humana como a otros componentes del ecosistema en un solo proceso, con la finalidad de generar estrategias eficaces en materia ambiental.

ANTECEDENTES

Minería artesanal de mercurio

La República Mexicana cuenta con yacimientos de cinabrio a lo largo y ancho de su territorio, este mineral contiene sulfuro mercúrico (HgS). El cinabrio ha sido ampliamente utilizado desde la época prehispánica (Mejía Pérez Campos & Herrera Muñoz, 2013), y de él se extrae mercurio. El contenido promedio de mercurio en minerales encontrados en depósitos mexicanos oscila entre 0.33 y 10 por ciento. El mercurio se usa principalmente en la extracción de oro artesanal y en pequeña escala, en la producción de monómeros de cloruro de vinilo, para generar cloro - álcali, y fungicidas con contenido de mercurio inorgánico; también está presente en las baterías, amalgamas dentales, aparatos de medición, aparatos eléctricos y electrónicos, en productos para iluminación, entre otros (CCCB/CRCE, 2014).

No existe un inventario de las reservas aproximadas de mercurio de todo México. Sin embargo, se sabe que los depósitos más ricos de mercurio están en diversos lugares de los Estados del centro, como Nuevo Mercurio en Zacatecas, la Sierra Gorda de Querétaro y el altiplano de San Luis Potosí (Castro Díaz, 2013). De acuerdo con la información proporcionada por la Secretaría de Economía (SE), en 2010 se reportaron 314 minas de mercurio, mientras que en 1968, la Comisión de Fomento Minero (CFM) informó de la existencia de 1 119 proyectos de explotación de dicho metal (Castro Díaz, 2013).

La producción formal de mercurio en México inició en la década de 1840. Con base en información histórica y oficial, de 1840 a 1994 México produjo unas 35 555 toneladas de mercurio (promedio anual de 229 t). Los años de producción

máxima fueron 1942 y 1955, con 1 117 y 1 030 toneladas, respectivamente, mientras que en 1994 se produjo la menor cantidad, estimada en 11 toneladas (Castro Díaz, 2013).

En el 2012, la producción minera mundial de mercurio se estimó en 1 600 toneladas, de las cuales, China produjo 1 200 toneladas y Kirguistán 150 toneladas. En América Latina y el Caribe, se estimó una producción secundaria de mercurio como subproducto de la minería de oro a gran escala en Chile y Perú, de 90 y 35 toneladas, respectivamente; mientras que en México se reportó la producción secundaria de 21 toneladas de mercurio procedentes de los desechos históricos (jales) de la minería de la plata (USGS, 2013). En el caso de México se ha estimado también una producción promedio de 13 toneladas anuales durante el período 2007 - 2009, procedentes de minería primaria informal, es decir, minería artesanal de mercurio (CCCB/CRCE, 2014). Alrededor del año 2010 se registró un incremento en el precio del mercurio en el mercado, por lo que resurgió la minería artesanal de mercurio, de acuerdo con datos formales de exportaciones de mercurio en el año 2010 se exportaron 26 toneladas de este elemento, y para el año 2015 la cifra ascendió a 307 toneladas (UN Environment, 2017).

La producción global de mercurio ha incrementado, siendo para el año 2017 aproximadamente de 2 500 toneladas (USGS, 2018). De acuerdo con información obtenida del Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC) a través de comunicación personal, en el 2014 se estimó una producción de 450 toneladas en México, derivada de minería artesanal de mercurio; actualmente, también de acuerdo con el INECC, se sabe que a nivel mundial México está clasificado como el tercer productor y como el segundo exportador de mercurio.

La minería artesanal de mercurio es una reconocida fuente de contaminación antropogénica de dicho elemento y sus compuestos, es por ello que a continuación se presenta una reseña del mercurio, enfocada en la forma elemental y en la forma inorgánica del mercurio, dado que son las dos especies de interés para este trabajo.

Mercurio

El mercurio es un elemento que se encuentra naturalmente en el planeta debido a que existen múltiples reservorios de este metal alrededor del mundo, de los cuales pasa a la atmósfera a través de procesos naturales como la actividad volcánica y geológica (Selin, 2009); sin embargo, actividades humanas, tales como: la quema de combustibles fósiles, la minería y la fundición, además de la incineración de

residuos sólidos, han provocado la movilización de cantidades elevadas de mercurio a la atmósfera, al océano y a los sistemas terrestres (Zhang, Jaeglé, & Thompson, 2014).

En el ambiente el mercurio se puede presentar en tres formas, como mercurio metálico, mercurio inorgánico o como mercurio orgánico. El mercurio metálico es la forma elemental o pura del mercurio; es líquido a temperatura ambiente y de color plateado. Otra característica de esta especie de mercurio es su volatilidad. Se ha demostrado que la liberación de mercurio a la atmósfera varía proporcionalmente con la temperatura, por lo que a elevadas temperaturas, mayor es la volatilidad de este metal. Un estudio realizado por Aucott y colaboradores mostró que en un rango de temperatura de 5 a 30 °C, aproximadamente entre el 17 y 40% del mercurio contenido en un tubo fluorescente roto se volatiliza en un período de dos semanas (Aucott, McLinden, & Winka, 2004). En los minerales el mercurio está como compuesto inorgánico, siendo el cinabrio el mineral con mayor contenido de mercurio en forma de sulfuro mercúrico (HgS).

El ciclo natural biogeoquímico del mercurio involucra principalmente tres procesos: el transporte atmosférico, la deposición en el suelo y en el océano y la revolatilización (Figura 1) (Selin, 2009). Una vez que el mercurio es liberado al ambiente, este circula por el aire, el agua, los sedimentos, el suelo y la biota en diversas formas, ya que existe una alta interrelación entre todos ellos (García Herruzo, García Rubio, Gómez Lahoz, Vereda Alonso, & Rodríguez Maroto, 2010).

Los vapores de mercurio (Hg^0) en la atmósfera están sujetos a un transporte de largo alcance. El Hg^0 es ligeramente soluble en agua (0.056 mg/L a 25 °C) (ATSDR, 1999), por lo tanto una pequeña fracción de vapores de Hg^0 puede ser lavada de la atmósfera durante eventos de precipitación. El destino más probable del Hg^0 es la oxidación eventual a Hg^{2+} por la reacción con oxidantes atmosféricos tales como: oxígeno, ozono y cloro; ya que el Hg^0 es convertido a Hg^{2+} , el mercurio es mucho más soluble y propenso a ser lavado de la atmósfera con la precipitación, este fenómeno es llamado *deposición húmeda* y es el principal medio de entrada del mercurio al ambiente. Una pequeña cantidad de mercurio puede adherirse a partículas finas en la atmósfera, y caer sin eventos de precipitación, a lo que se le denomina *deposición seca* (Figura 1) (Gochfeld, 2003).

El mercurio depositado en suelos (sistemas terrestres) o sedimentos (sistemas acuáticos) es predominantemente Hg^{2+} . El Hg^{2+} es capaz de cambiar a otra especie química, se puede reducir a Hg^0 , el cual entonces se volatiliza a la atmósfera; o convertirse en metilmercurio (MeHg) por acción de las bacterias u otros microorganismos, así como por procesos naturales (Figura 1) (Selin, 2009).

La metilación generalmente es mediada por cepas de bacterias reductoras de sulfato y hierro (Selin, 2009). El metilmercurio es el compuesto orgánico de mercurio más tóxico para los humanos y el ambiente debido a su capacidad para acumularse (bioacumulación) y biomagnificarse en la cadena trófica (UNEP, 2013).

Algunos modelos recientes del ciclo del mercurio en el ambiente sugieren que las fuentes y procesos naturales contribuyen con cerca de un 10% a la cantidad total actualmente estimada de 5 500 - 8 900 toneladas de mercurio emitidas y re-emitidas a la atmósfera. Las fuentes antropogénicas de emisiones de mercurio aportan alrededor del 30% del mercurio que entra a la atmósfera cada año. Además de las fuentes naturales y antropogénicas, también se reconoce a la re-emisión y re-movilización como una tercera fuente de mercurio. La re-emisión y la re-movilización constituyen aproximadamente el 60% restante de las emisiones de mercurio al aire (UNEP, 2013).

Las emisiones de mercurio se movilizan a nivel global (UNEP, 2013), esto ha determinado que el mercurio se encuentre prácticamente en todas las partes del mundo, incluso en aquellas en las que no existen fuentes emisoras, como el Ártico (García Herruzo, García Rubio, Gómez Lahoz, Vereda Alonso, & Rodríguez Maroto, 2010).

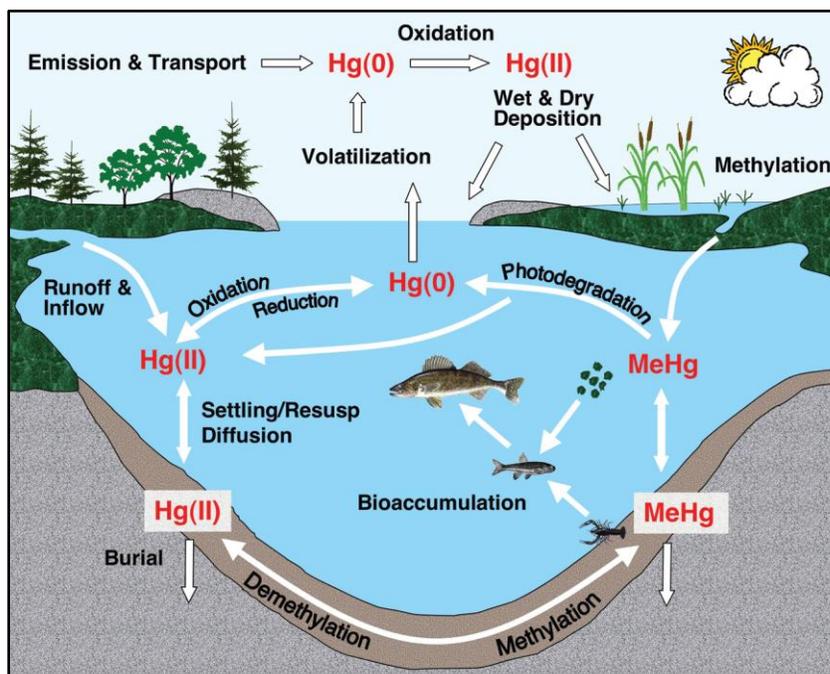


Figura 1. Ciclo del mercurio (Selin, 2009).

Toxicocinética

El tipo de mercurio es un factor importante en la toxicocinética de este metal. El mercurio elemental ingresa al organismo principalmente en estado gaseoso, a través de la inhalación; mediante esta vía es absorbido aproximadamente un 80 - 85% en los pulmones (Holmes, James, & Levy, 2009). Existen otras vías como la ingesta y la dérmica, por las cuales menos del 1% del mercurio elemental es absorbido en el sistema digestivo y en piel, respectivamente (Counter & Buchanan , 2004). Una vez dentro, el mercurio elemental es distribuido en todo el cuerpo, siendo capaz de atravesar las barreras hematoencefálica y placentaria, así como de almacenarse en el cerebro y los riñones (AGC, 2014). El mercurio elemental se oxida intracelularmente por acción de la enzima catalasa y el peróxido de hidrógeno a mercurio inorgánico (Hg^{2+}) (Holmes, James, & Levy, 2009). Parte del mercurio elemental es excretado en sudor y saliva (Lyn Patrick, 2002), y como Hg^{2+} en orina y heces (Counter & Buchanan , 2004). Asimismo, pequeñas cantidades de mercurio elemental pueden ser eliminadas en el aire exhalado (Holmes, James, & Levy, 2009). El mercurio elemental presenta un perfil de eliminación bifásico; la primera fase tiene un tiempo de vida media de 2 - 4 días, y la segunda fase de 15 - 30 días (AGC, 2014).

El mercurio inorgánico se puede formar por el metabolismo de los vapores de mercurio elemental (oxidación biológica del mercurio elemental) o por el metabolismo del metilmercurio (desmetilación del metilmercurio por actividad de la microflora intestinal) (Lyn Patrick, 2002). La vía de exposición a mercurio inorgánico más reconocida es la ingesta, cuando es así, generalmente entre 2 y 38% del mercurio inorgánico es absorbido en el tracto gastrointestinal (Holmes, James, & Levy, 2009). Otras vías de entrada del mercurio inorgánico son la dérmica y la inhalatoria, son inciertas las cantidades absorbidas por estas vías (Holmes, James, & Levy, 2009), aunque se sabe que sólo se absorben pequeñas cantidades (Counter & Buchanan , 2004). El mercurio inorgánico normalmente no atraviesa la placenta o la barrera hematoencefálica; sin embargo, se puede encontrar en el cerebro de los neonatos, debido a la ausencia de una barrera hematoencefálica completamente formada (Counter & Buchanan , 2004). Está documentado que el mercurio inorgánico se une a la metalotioneína e induce su biosíntesis (Lyn Patrick, 2002); es por ello que el mercurio inorgánico se puede acumular en los riñones (Syversen & Kaur, 2012). También, el mercurio inorgánico forma complejos con el glutatión en el hígado y es secretado en la bilis como un complejo cisteína-mercurio o glutatión-mercurio (Lyn Patrick, 2002). La principal vía de excreción del mercurio inorgánico es la orina, pero también puede ser eliminado en bilis y heces, además de aire exhalado, cabello, sudor, leche

materna y saliva (Holmes, James, & Levy, 2009). El tiempo de vida media de eliminación del mercurio inorgánico es de aproximadamente 1 - 2 meses (dependiendo del compuesto) (Holmes, James, & Levy, 2009).

Toxicodinamia

Aunque en los últimos años las investigaciones acerca de la neurotoxicidad del mercurio se han intensificado, sobre todo después del incidente ocurrido en Minamata, aún no se conocen todos los mecanismos a través de los cuales el mercurio ejerce sus efectos tóxicos.

De acuerdo con algunos estudios, uno de los principales mecanismos relacionados con la toxicidad del mercurio, a nivel del sistema nervioso central (SNC), es la generación de elevadas concentraciones celulares de especies reactivas de oxígeno (ERO) (Fernandes Azevedo, y otros, 2012), entre las que destacan, los aniones superóxidos, el peróxido de hidrógeno, los radicales oxhidrilos y el monóxido de nitrógeno (Crespo-López, Herculano, Corvelo, & Do Nascimento, 2005).

Las ERO a su vez generan estrés oxidativo (EO), ya que son capaces de reaccionar con estructuras celulares, como la membrana mitocondrial, y producir un daño extenso (Syversen & Kaur, 2012). El SNC es extremadamente sensible a este proceso, debido principalmente a sus débiles defensas antioxidantes, en contraste con una elevada actividad metabólica, y a su alto contenido en componentes oxidables (Crespo-López, Herculano, Corvelo, & Do Nascimento, 2005). La inducción del EO representa además un evento crucial en la activación de las vías de señalización en la muerte celular; en ellas, el mercurio es capaz de actuar como una toxina genética y alterar significativamente la expresión de genes que afectan a la supervivencia celular y a la apoptosis (Crespo-López, Herculano, Corvelo, & Do Nascimento, 2005). La exposición a bajas concentraciones de mercurio causa un daño específico que activa vías apoptóticas, tanto *in vivo* como *in vitro* (Lohren, y otros, 2015). Los procesos implicados en la apoptosis incluyen, además de la disrupción microtubular, el desarrollo de alteraciones en la permeabilidad de la membrana mitocondrial y la pérdida de su potencial de membrana, y la generación de ERO (Crespo-López, Herculano, Corvelo, & Do Nascimento, 2005).

Por otra parte, el mercurio también es capaz de reducir las defensas antioxidantes que protegen al SNC, como el glutatión reducido (Farina, Silva Avila, Batista

Teixeira da Rocha, & Aschner, 2013) o la actividad de la enzima superóxido dismutasa (Crespo-López, Herculano, Corvelo, & Do Nascimento, 2005).

Molecularmente, el mercurio tiene gran afinidad por grupos sulfhidrilo (-SH). El mercurio puede unirse a los grupos sulfhidrilo presentes en la tubulina (Fernandes Azevedo, y otros, 2012), la tubulina es una proteína formadora del citoesqueleto celular conservada evolutivamente, tanto en los vertebrados como en los invertebrados, cuando esto sucede, se inhibe la organización de los microtúbulos, los cuales son importantes en el desarrollo del SNC (Crespo-López, Herculano, Corvelo, & Do Nascimento, 2005). Los microtúbulos son estructuras filamentosas que pueden unirse a los metales debido a su elevado contenido en cisteínas y metioninas, figuran como uno de los más importantes y abundantes componentes subcelulares de las neuronas, ya que tienen la función de organizar el tráfico vesicular a través del axón (Kern, Geier, Audhya, King, Sykes, & Geier , 2012). También se ha documentado que la inhalación de vapor de mercurio impide que el guanosín trifosfato (GTP) se una a la tubulina en el cerebro de ratas e inhibe que esta polimerice para formar microtúbulos (Crespo-López, Herculano, Corvelo, & Do Nascimento, 2005). Sin embargo, este metal no sólo es capaz de inhibir la formación de polímeros de microtúbulos, sino también de disminuir la síntesis de tubulina a través de una represión autorregulada de su procesamiento postranscripcional (Crespo-López, Herculano, Corvelo, & Do Nascimento, 2005). Además, el mercurio tiene un efecto “desmontador” de los microtúbulos ya existentes (Kern, Geier, Audhya, King, Sykes, & Geier , 2012).

La integridad de los microtúbulos reviste una función crítica para el desarrollo fisiológico del SNC en procesos como la proliferación celular, la migración posmitótica de las neuronas para formar las capas corticales del cerebro y el cerebelo, la extensión y estabilización de las neuritas, y el transporte axodendrítico (Kern, Geier, Audhya, King, Sykes, & Geier , 2012). Algunos de los mecanismos, únicos en el cerebro en desarrollo, especialmente afectados por el mercurio, incluyen la formación de contactos interneuronales, la muerte apoptótica de neuronas y la migración neuronal aberrante desde el sitio de germinación hasta el destino final (Syversen & Kaur, 2012).

La unión a grupos sulfhidrilo también interfiere con la señalización intracelular de múltiples receptores (por ejemplo, muscarínicos, nicotínicos y dopaminérgicos), y promueve el bloqueo de los canales de calcio en las neuronas (Fernandes Azevedo, y otros, 2012). En este sentido, diversos trabajos ya han sugerido una fuerte asociación entre el aumento de la concentración intracelular de calcio y la muerte neuronal, principalmente por activación de enzimas como fosfolipasas, proteasas y endonucleasas, así como por disfunción mitocondrial (Crespo-López, Herculano, Corvelo, & Do Nascimento, 2005). Adicionalmente el mercurio

inorgánico tiene la habilidad de incrementar la permeabilidad de los canales de cloruro de los receptores GABA-A en el ganglio de la raíz dorsal, dichos receptores están asociados con la hiperpolarización neuronal. Se han demostrado también cambios en la regulación nitrérgica provocados por el cloruro mercúrico (HgCl_2) en ratones (Maia Cdo, y otros, 2010).

El mercurio también se ha asociado con nefrotoxicidad, está documentado que este elemento produce necrosis de los túbulos proximales, por lo que la asociación de anomalías renales inexplicables con trastornos neuropsiquiátricos indican exposición a mercurio (Medscape, 2018).

Mercurio en biota

Mamíferos silvestres

En las últimas décadas se ha puesto poca atención en el estudio de la exposición a mercurio de otros componentes del ecosistema diferentes al ser humano, por ejemplo receptores terrestres. Son pocos los estudios publicados hasta el momento sobre mercurio y receptores terrestres (Boening, 2000). Los científicos han centrado sus investigaciones en receptores acuáticos, sin embargo, estudios recientes han demostrado que el mercurio se puede acumular en niveles peligrosos también en especies terrestres (Schweiger, Stadler, & Bowes, 2006).

Dentro de los receptores terrestres se encuentran los mamíferos silvestres. Se sabe que la ingestión de alimento contaminado es la principal fuente de metales pesados para los mamíferos silvestres, incluyendo a los roedores (Shore & Rattner, 2001). Las concentraciones de metales en animales que residen en sitios aledaños a zonas de minería y fundición, vertederos de residuos o bordes de carreteras, algunas veces son extremadamente altas (Shore & Rattner, 2001). Retomando el caso del mercurio, las especies silvestres pueden acumular este metal en niveles suficientemente altos como para poner en peligro su salud (Schweiger, Stadler, & Bowes, 2006).

En evaluaciones de exposición a mercurio realizadas en mapaches de los Estados de Florida y Georgia en Estados Unidos se han encontrado niveles altos de este elemento, asimismo, la pantera de Florida, especie en peligro de extinción, está en riesgo por la exposición a mercurio (Schweiger, Stadler, & Bowes, 2006). Otros estudios reportan que roedores silvestres que habitan en las proximidades de áreas contaminadas acumulan mercurio (Shore & Rattner, 2001). Las

concentraciones de mercurio en pelo de ratones de campo y topillos rojos recolectados cerca de una planta de cloro - álcali fueron de 0.78 y 0.91 mg/kg peso húmedo, respectivamente; resultando más altas que aquellas de ratones (0.12 mg/kg peso húmedo) y de topillos (0.18 mg/kg peso húmedo) de un área de referencia (Bull, Roberts, Inskip, & Goodman, 1977).

En el caso de los roedores, estos son organismos muy importantes dentro de los ecosistemas debido a los beneficios que proveen; muchos roedores rascan el suelo para la construcción de sus madrigueras permitiendo la aeración del suelo y la infiltración del agua, lo cual favorece el crecimiento de las plantas; introducen materia orgánica al subsuelo haciéndolo más fértil; son grandes dispersores de semillas; consumen insectos que podrían ser nocivos para la agricultura; y son fundamentales para la permanencia de otras especies que los consumen (INECOL, s. f.).

Lombrices

La toxicidad del mercurio para invertebrados terrestres y sus efectos sobre la supervivencia, reproducción y crecimiento no están bien documentados. La toxicidad del Hg^{2+} está fuertemente ligada con su afinidad por los grupos sulfhidrilo, los cuales se encuentran en muchas proteínas (Le Roux, Baker, & Crouch, 2016). Las lombrices de tierra pertenecen a los llamados “ingenieros del ecosistema”, quienes modifican la distribución y abundancia de las comunidades bacterianas y fúngicas dentro del suelo, contribuyen al mejoramiento de su estructura y función al incorporar materia orgánica, formar agregados y mover partículas, influyendo así en la porosidad, aeración, infiltración y fertilidad; como consecuencia, promueven el crecimiento y la productividad de las plantas (Ortiz Gamino & Ortiz Ceballos, 2018). Las lombrices de tierra han sido ampliamente utilizadas para evaluar el impacto ambiental de la contaminación por metales (Sánchez-Hernández, 2006), actualmente se sabe que estas tienen la habilidad de bioacumular tóxicos y pueden concentrarlos alcanzando altos niveles. A su vez, se debe tomar en cuenta que las lombrices son la base de muchas cadenas alimentarias pasando así las altas concentraciones de contaminantes a otras especies que se alimentan de ellas. Lo anterior plantea un grave riesgo de intoxicación secundaria por la biomagnificación de los contaminantes (Le Roux, Baker, & Crouch, 2016; Abeysinghe, y otros, 2017).

La entrada de mercurio en las lombrices de tierra puede ocurrir a través de la vía dérmica o mediante vía oral. De acuerdo con la literatura la principal vía de exposición a mercurio en las lombrices de tierra es la dérmica, por medio de la cual más del 96% del mercurio es absorbido (Hobbelen, Koolhaas, & van Gestel, 2006).

Plantas

Existe evidencia científica de que las plantas son otro de los componentes del ecosistema que está expuesto a la contaminación por mercurio relacionada a la actividad minera de este metal pesado (Amorós, y otros, 2014; Higuera, y otros, 2003; Huckabee, y otros, 1983; Li, y otros, 2008; Qiu, y otros, 2005; Hernández, y otros, 2012; Trinidad, y otros, 2013). La vegetación puede estar expuesta al mercurio y sus compuestos mediante la absorción por medio de las raíces y las hojas. Los órganos subterráneos de la planta (raíces y rizomas) son las estructuras en las cuales comúnmente se encuentran los niveles más altos de Hg_{Total} y MeHg, y son influenciados principalmente por las concentraciones de estas especies del mercurio en el suelo. Por otra parte, el mercurio almacenado en los órganos aéreos de la planta (tallos, hojas, flores y frutos) es resultado de la exposición a $Hg^0_{(g)}$ (el cual es absorbido directamente por los estomas o cutícula de las hojas), aunque también existe una pequeña e insignificante aportación desde la raíz a través del tallo a estas concentraciones (Niu, y otros, 2013; Schwesig & Krebs, 2003; Bishop, y otros, 1998; Dombaiová, 2005; Xu, y otros, 2016; Arnold, y otros, 2017).

Es importante evaluar la exposición foliar a mercurio en plantas de los sitios en México con minería artesanal de mercurio debido a dos importantes razones: I) Las plantas expuestas a mercurio pueden verse gravemente afectadas, ya que se han reportado efectos negativos directos e indirectos en la fotosíntesis (Van Assche & Clijsters, 1990; Prasad & Prasad, 1987; Shclegel, y otros, 1987; Puzon, y otros, 2014), disminución del contenido relativo de agua, caída de hojas, clorosis, marchitez, necrosis foliar, contracción del haz vascular (Chen, y otros, 2009), disminución del crecimiento (Cho & Park, 2000), entre otros; y II) Las plantas juegan un importante rol en el ciclo biogeoquímico del mercurio, pues éstas actúan como reemisoras de $Hg^0_{(g)}$ a la atmósfera mediante su fitovolatilización a través de los estomas y tricomas de las hojas y/o lenticelas en los tallos, aunado a lo anterior, la hojarasca contribuye a incrementar los niveles de este metal en el suelo, además de que una vez que el mercurio ha sido absorbido por las plantas terrestres este tendrá la capacidad de entrar a la cadena

trófica terrestre mediante los consumidores primarios (Ericksen, y otros, 2003; Hanson, y otros, 1995; Tabatchnick, y otros, 2012; Lindberg, y otros, 1998; Gamberg, y otros, 2015; Swapna, y otros, 2015).

Evaluación integrada de riesgo

En los últimos años las evaluaciones de riesgo en salud humana y de riesgo ecológico se han realizado de manera aislada, utilizando suposiciones y procesos diferentes e incomparables. La ausencia de la integración de estas dos evaluaciones de riesgo desencadena en la toma de decisiones inapropiadas en materia ambiental (Suter II, Munns Jr., & Sekizawa, 2003), motivo por el cual se reconoce cada vez más la necesidad de establecer mejores niveles de protección tanto para el ser humano como para los otros componentes del ambiente, y por ello surge el diseño por parte del grupo de trabajo del Dr. Fernando Díaz-Barriga Martínez de una metodología de evaluación integrada de riesgo (EIR) que contempla tanto a la población humana como a otros receptores ecológicos en un solo proceso.

Aunado a lo anterior, el conocimiento de aspectos como el transporte del contaminante en el sitio de estudio, el destino del tóxico, así como las rutas y vías de exposición, y los mecanismos de acción, implica la integración de la evaluación de riesgo en salud humana y la evaluación de riesgo ecológico. La integración también cobra importancia debido a que el ser humano depende física y psicológicamente de la calidad del ambiente que le rodea (Suter II, Munns Jr., & Sekizawa, 2003). Además, en muchos casos de contaminación o disturbio ambiental, organismos no humanos pueden estar más expuestos o ser más sensibles que los humanos (Suter II, Vermeire, Munns Jr., & Sekizawa, 2005).

Un análisis efectivo de riesgo también incluye otros factores importantes dentro del proceso, como lo son: valores sociales, percepción pública y factores culturales. La integración de un análisis socio-económico y consideraciones socio-conductuales son indispensables dentro de una EIR porque permiten la aceptación del análisis de riesgo y la implementación exitosa de medidas de mitigación (Wilks, y otros, 2015).

En la actualidad la EIR es una herramienta de evaluación de riesgo que se recomienda por las múltiples ventajas que trae consigo, como el brindar calidad y eficiencia en los estudios, para una mejor toma de decisiones en cuestiones ambientales (Suter II, Munns Jr., & Sekizawa, 2003). Sin embargo, sigue siendo

necesario fomentar su incorporación en el sector de la regulación de sustancias químicas (Wilks, y otros, 2015).

Existen en la literatura algunas publicaciones en las que se ha utilizado la EIR, y que han permitido conocer los beneficios, las oportunidades, las limitaciones y los obstáculos de esta herramienta, así como establecer recomendaciones para mejorar y facilitar el enfoque integrado (Wilks, y otros, 2015).

Para el caso del mercurio, hay pocas evaluaciones de riesgo integrado reportadas en la literatura. En el año de 1997 la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA, por su sigla en inglés) emitió el informe titulado “Estudio sobre el mercurio”, donde el volumen 7 de dicho documento trata sobre la “Caracterización de riesgos en salud humana y fauna por exposición a mercurio en los Estados Unidos” (EPA, 1997). En este estudio se llevó a cabo la integración del análisis de la exposición con las evaluaciones de dosis-respuesta del metilmercurio para humanos y fauna. El objetivo de la integración fue determinar cuál especie (humanos o animales), era la más afectada por el consumo de pescado con concentraciones bajas de metilmercurio. En la investigación se incluyó sólo fauna acuática, y fue la siguiente: águila calva, águila pesquera, somorgujo, martín pescador, nutria de río y visón. La dosis de referencia (RfD) para humanos fue la relacionada con efectos en el neurodesarrollo, respecto a la biota, la RfD para mamíferos cuadrúpedos fue para daño neurológico, y para las aves la relacionada con efectos en el comportamiento y sobre la reproducción. La comparación de la estimación de la exposición a través del consumo de pescado y la dosis-respuesta indicó que ciertas especies de piscívoros están más expuestas (por kilogramo de peso corporal) que los humanos. La probabilidad de que ocurran los efectos adversos aumenta conforme incrementa la exposición por encima de las dosis de referencia. En este caso no se pudo hacer una proyección cuantitativa del riesgo para la ingesta de metilmercurio debido a que la dosis de exposición de humanos excedió el valor disponible de la RfD.

Otro ejemplo de EIR es la realizada en la cuenca del río Artiguas (también llamado Sucio), en Nicaragua, en una zona en la que se localiza una industria minera de oro pequeña, y donde además se extrae oro de forma artesanal. El objetivo de la evaluación fue integrar el riesgo relativo por exposición a mercurio en biota y en humanos (Picado, Mendoza, Cuadra, Barmen, Jakobsson, & Bengtsson, 2010). En cuanto a biota sólo se incluyó fauna acuática (macroinvertebrados y peces). Las concentraciones de mercurio en muestras de agua subterránea se encontraron en un rango de < 0.03 $\mu\text{g/L}$ hasta 10 $\mu\text{g/L}$, y la mayoría se mostró por debajo del valor de referencia de 1 $\mu\text{g/L}$ para agua de bebida, propuesto por la Organización Mundial de la Salud (OMS). El riesgo se identificó en base al cálculo de cocientes de riesgo. El cociente de riesgo se obtiene dividiendo el grado de exposición entre

una concentración de referencia (RfC) o una RfD. El mayor riesgo tanto para humanos como para biota se presentó en las zonas más cercanas a las plantas de refinación de oro, y fue bajo en las zonas más alejadas. Los macroinvertebrados se encontraron en riesgo debido a la ingesta de sedimento, y a su vez los peces resultaron en riesgo por ingerir macroinvertebrados. El riesgo calculado para humanos fue bajo, comparando la ingesta prevista diaria de pescado local con la ingesta tolerable propuesta en la literatura.

Hasta la fecha son raras las evaluaciones de riesgo por mercurio que incluyen tanto humanos como organismos terrestres (Wren, 1986). Por lo tanto, la información al respecto es muy escasa y es indiscutible la necesidad de generar más datos que sirvan para el desarrollo de mejores estrategias de mitigación ambiental. Esta necesidad quedó plasmada en el documento del Convenio de Minamata sobre el mercurio publicado en el año 2013.

Convenio de Minamata sobre el mercurio

El Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) considera al mercurio como una sustancia de preocupación mundial, es por ello que se llevó a cabo una evaluación del mercurio y de sus compuestos a nivel mundial. En el año 2003, el Consejo de Administración del PNUMA revisó dicha evaluación y decidió que existían pruebas suficientes de las repercusiones nocivas a nivel mundial del mercurio y sus compuestos que justificaban que se continuasen adoptando medidas a nivel internacional para disminuir los riesgos para la salud humana y el medio ambiente derivados de la liberación de mercurio en el ambiente. Se alentó a los gobiernos con el fin de reducir las emisiones y liberaciones de mercurio, y el PNUMA puso en marcha actividades de asistencia técnica y de fomento de la capacidad para cumplir dichos objetivos (PNUMA, 2013).

Debido a que no fueron suficientes las medidas voluntarias, se acordó la preparación de un instrumento jurídicamente vinculante a nivel mundial sobre el mercurio. Es así que en enero de 2013, en su quinto período de sesiones, el Comité Intergubernamental de Negociación acordó el texto del Convenio de Minamata sobre el mercurio. El texto fue aprobado en la Conferencia de Plenipotenciarios, reunida en Japón, el 10 de octubre de 2013, tras lo cual fue abierto a la firma (PNUMA, 2013).

El Convenio de Minamata sobre el mercurio tiene como objetivo proteger la salud humana y el medio ambiente de las emisiones y liberaciones antropógenas de

mercurio y sus compuestos, y en él se recogen diversas medidas para cumplir dicho objetivo. El presente trabajo contribuye con lo descrito en los siguientes artículos del Convenio de Minamata (PNUMA, 2013):

- Artículo 12: Sitios contaminados; elaborar estrategias adecuadas para identificar y evaluar los sitios contaminados con mercurio o sus compuestos.
- Artículo 16: Aspectos relacionados con la salud; promover la elaboración y ejecución de estrategias y programas que sirvan para identificar y proteger a las poblaciones en situación de riesgo, especialmente las vulnerables.
- Artículo 18: Información, sensibilización y formación del público; promover y facilitar el acceso del público a información disponible sobre los efectos del mercurio y sus compuestos para la salud y el medio ambiente, y los resultados de las actividades de investigación, desarrollo y vigilancia que se realicen de conformidad con el artículo 19.
- Artículo 19: Investigación, desarrollo y vigilancia; elaboración y mejoramiento de evaluaciones de los efectos del mercurio y sus compuestos para la salud humana y el medio ambiente, además de los efectos sociales, económicos y culturales, especialmente en lo que respecta a las poblaciones vulnerables.

El gobierno de México llevó a cabo la firma del Convenio de Minamata sobre el mercurio el día 10 de octubre del año 2013, y lo ratificó el día 29 de septiembre del año 2015. El Convenio de Minamata entró en vigor el 16 de agosto del 2017, por lo que México debe dar cumplimiento con lo establecido en tal instrumento (UN Environment, 2019).

JUSTIFICACIÓN

Recapitulando, en la República Mexicana, principalmente en los Estados del centro existen zonas mineralizadas con cinabrio, en las cuales la producción de mercurio se caracteriza por realizarse de manera artesanal. Actualmente México está clasificado como tercer productor y segundo exportador de mercurio a nivel mundial, destacando que este mercurio proviene de minería artesanal.

A raíz de evaluaciones realizadas sobre la toxicidad del mercurio, se concluyó que este es un contaminante de preocupación mundial, por lo que en el año 2013 surgió el documento del Convenio de Minamata, el cual quedó a la firma ese mismo año, entrando en vigor en el año 2017. La autoridad Mexicana firmó el Convenio en el año 2013 y lo ratificó en el 2015, por lo que México está obligado a cumplir con lo estipulado en dicho Convenio.

De acuerdo con información personal del INECC, en México la principal fuente de mercurio es la minería artesanal de este elemento, en la actualidad la información sobre el estado de los sitios en cuanto a la contaminación por mercurio derivada de esta actividad, así como del riesgo en humanos y en otros componentes del ecosistema por la exposición a este metal, es muy escasa, siendo necesario generar dicha información con la finalidad de desarrollar e implementar medidas efectivas de mitigación ambiental, como lo indica el reciente documento del Convenio de Minamata sobre el mercurio.

En este contexto, sabiendo las ventajas de llevar a cabo una evaluación integrada de riesgo, esta herramienta resulta ser la mejor opción para obtener datos sobre el escenario de los sitios contaminados con mercurio por la extracción primaria artesanal del metal, para conocer el riesgo en salud humana y ecológico por exposición a mercurio, y finalmente para comenzar a generar estrategias en materia ambiental.

OBJETIVOS

Objetivo general

Evaluar el impacto del mercurio sobre la salud en localidades de México con minería artesanal de mercurio, utilizando como herramienta la evaluación integrada de riesgo.

Objetivos específicos

1. Determinar la concentración de mercurio en muestras ambientales (aire, agua y suelo) para establecer si el sitio está o no contaminado con

mercurio, tomando en cuenta valores de referencia nacionales e internacionales.

2. Evaluar la exposición a mercurio en niños, mujeres y mineros, a través de la medición de mercurio total en orina.
3. Evaluar la exposición a mercurio en biota (roedores, lombrices y plantas) mediante la determinación de mercurio total en tejidos.
4. Establecer un escenario integrado de riesgo con base en la caracterización del riesgo humano y del riesgo ecológico.

HIPÓTESIS

- Los componentes del ambiente (aire, agua y suelo) en los sitios estudiados presentan niveles elevados de mercurio.
- La población humana de los sitios mineros evaluados está expuesta a niveles altos de mercurio, y por lo tanto se encuentra en riesgo.
- La biota (roedores, lombrices y plantas) residente de los sitios mineros estudiados está expuesta a niveles elevados de mercurio, y por lo tanto se encuentra en riesgo.

METODOLOGÍA

Sitios de estudio

La Sierra Gorda del Estado de Querétaro, así como el Altiplano de San Luis Potosí son dos zonas consideradas dentro de las principales reservas de mercurio en México. Existe información del Servicio Geológico Mexicano (SGM) de que La Plazuela, localidad ubicada en Peñamiller, Querétaro; Llano de San Francisco y Bucareli, localizadas en Pinal de Amoles, Querétaro; y La Taponá, comunidad ubicada en Villa Hidalgo, San Luis Potosí, son sitios con antecedentes de minería

de mercurio. Asimismo, de acuerdo con datos del SGM, de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) y del INECC, en estas localidades actualmente se produce mercurio de forma artesanal, lo cual se corroboró mediante la visita de los sitios. Es por ello que se eligieron: La Plazuela, Llano de San Francisco, Bucareli y La Tapona como zonas de estudio.

Diseño de estudio

La presente investigación fue un estudio de tipo transversal. En la Figura 2 se muestran las etapas que constituyeron este trabajo, teniendo como referencia la metodología de la evaluación integrada de riesgo desarrollada por el grupo de trabajo del Dr. Fernando Díaz-Barriga Martínez.

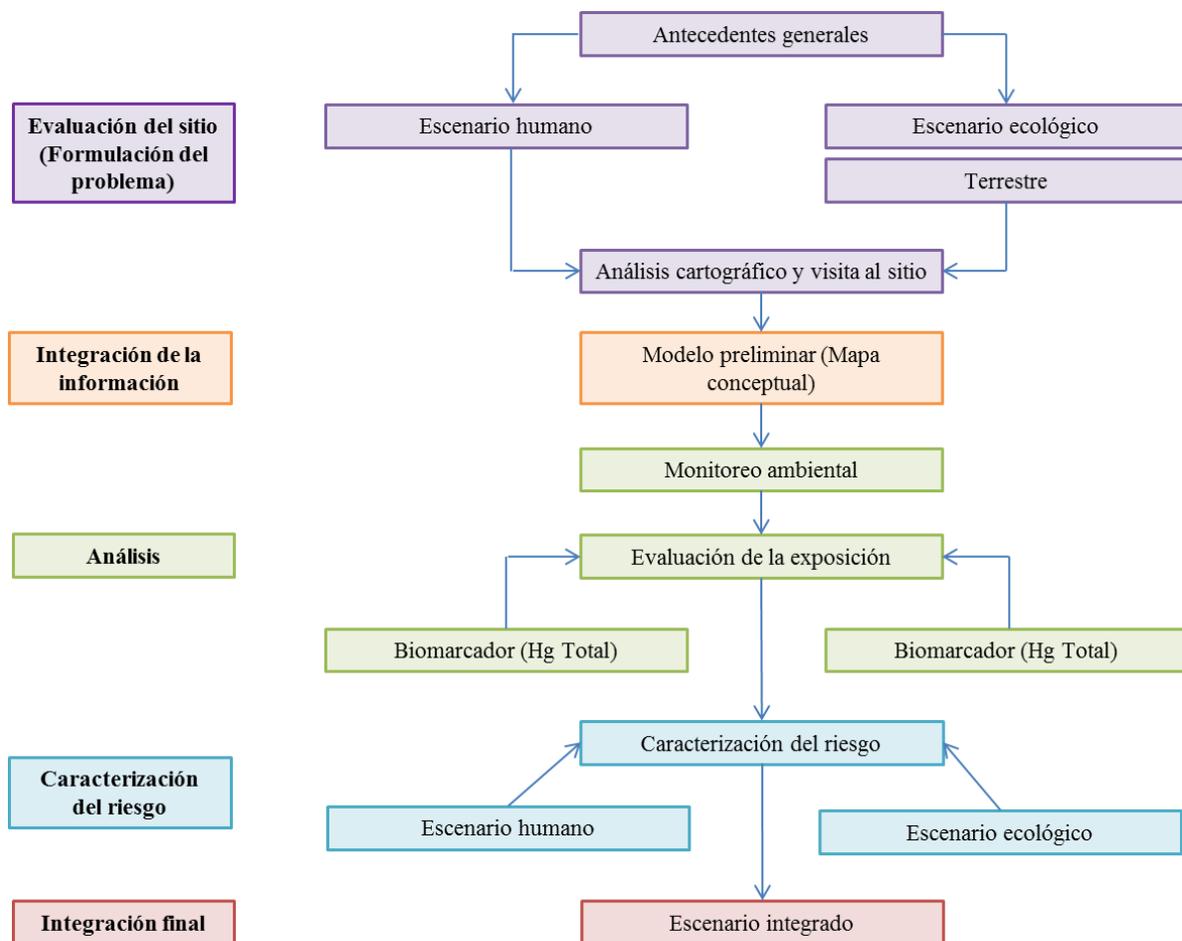


Figura 2. Esquema de trabajo.

Análisis

Recolección de muestras

La recolección de las muestras se llevó a cabo utilizando un muestreo a conveniencia. En cada caso de estudio se describe el procedimiento de recolección de muestras para cada matriz.

Determinación de mercurio elemental gaseoso

La determinación de mercurio en aire se llevó a cabo utilizando el analizador portátil de vapores de mercurio JEROME® J405. Este analizador portátil cuenta con una película delgada de oro, a la cual se adsorbe el mercurio para poder ser cuantificado. El equipo JEROME® J405 trabaja con un rango de detección de $0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ - $999 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

El analizador JEROME® J405 no requiere calibración frecuente. El intervalo de calibraciones depende de la aplicación y uso del equipo. Sin embargo, se recomienda una calibración cada 12 meses.

Determinación de mercurio total en muestras ambientales (agua y suelo) y en muestras biológicas (orina y tejidos)

Todas las muestras se sometieron a un proceso de digestión ácida por microondas como pre-tratamiento. Posterior al pre-tratamiento las muestras se oxidaron con permanganato de potasio. La determinación de mercurio total se realizó mediante espectrofotometría de absorción atómica. La técnica de análisis seguida fue la llamada de vapor frío, utilizando borohidruro de sodio como agente reductor y un sistema de generación de vapor, estático o discreto (INSHT, s. f.).

El mercurio iónico presente en la muestra se reduce a mercurio elemental por la acción del hidrógeno nascente que proviene de la reacción del borohidruro de sodio en un medio ácido. Las medidas de absorción producidas por la presencia de mercurio en la célula de medida se llevaron a cabo a 253.7 nm, y la cuantificación se efectuó por interpolación en una curva de calibración construida con patrones de adición conocida.

En el caso de orina, los valores se ajustaron con el nivel de creatinina urinaria (INSHT, s. f.). Durante el proceso también se analizaron los respectivos materiales de referencia certificados para asegurar la calidad de los resultados, los porcentajes de recuperación obtenidos se especifican en cada caso de estudio.

Validación del método

El primer parámetro que se evaluó fue la linealidad, se prepararon tres curvas de calibración en solución ácida dentro del intervalo lineal de 1.0 - 50.0 µg/L, el gráfico resultante se presenta en la Figura 3. El coeficiente de determinación (r^2) obtenido fue de 0.9997.

La precisión fue evaluada como repetibilidad y reproducibilidad intralaboratorio. Para el caso de repetibilidad se procesó un punto de la curva de calibración (10 µg/L) por duplicado en el mismo día, y para la reproducibilidad intralaboratorio se modificó el día de análisis, y se trabajó una curva de calibración durante tres días diferentes, obteniéndose los resultados que se muestran en la Tabla 1. Por otra parte, para evaluar la exactitud se procesó un punto de la curva de calibración (10 µg/L) durante tres días diferentes, los resultados se presentan en la Tabla 1.

El límite de detección (LDD) y el límite de cuantificación (LDC) se calcularon mediante el método de la desviación estándar del blanco. El LDD calculado fue de 0.57 µg/L y el LDC obtenido fue de 0.92 µg/L.

Análisis estadístico

Para el análisis estadístico se utilizó el programa SPSS Statistics 23 IBM, este consistió en calcular el mínimo, la mediana y el máximo. Además, se emplearon pruebas para comparar medianas de grupos independientes, se usó la prueba de U de Mann-Whitney y la prueba de Kruskal-Wallis, de acuerdo al caso.

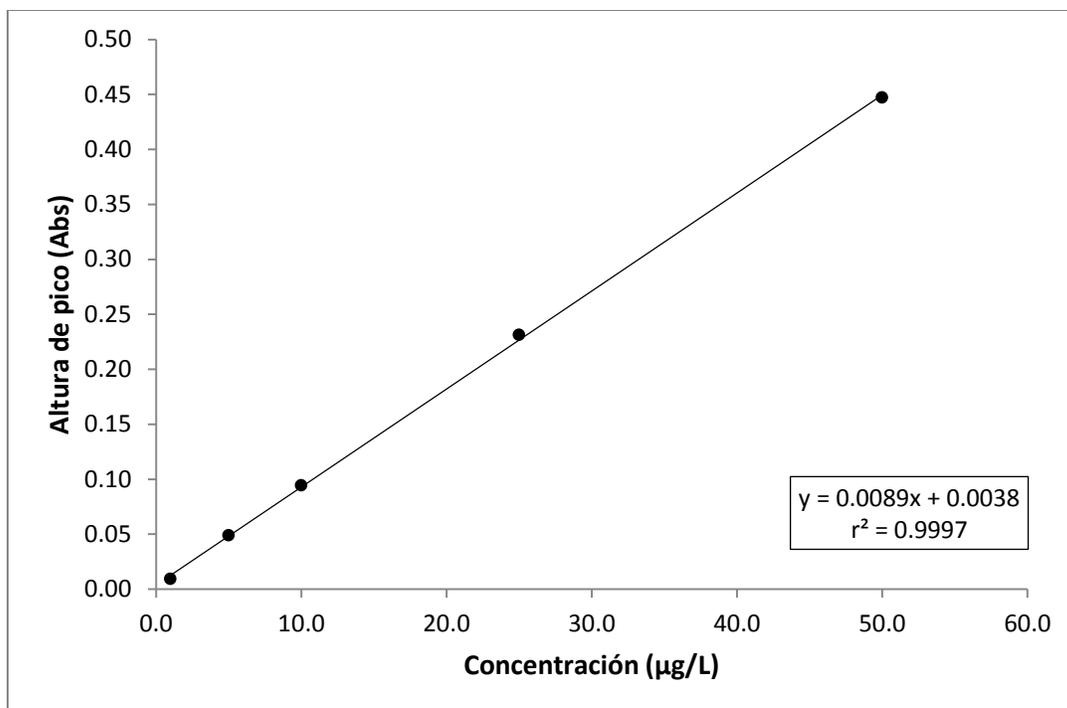


Figura 3. Curva de calibración para la determinación de mercurio total.

Tabla 1. Precisión y exactitud del método para la determinación de mercurio total.

Concentración (µg/L)	Precisión		Exactitud
	Repetibilidad	Reproducibilidad Intralaboratorio	
	% CV		% Exactitud
1.0	---	9.5	---
5.0	---	6.2	---
10.0	2.3	8.1	99.8
25.0	---	8.4	---
50.0	---	4.9	---
Promedio	---	7.4	---

RESULTADOS

Caso de estudio 1

La Tapona, Villa Hidalgo, San Luis Potosí

El municipio Villa Hidalgo se localiza en la porción norte del Estado de San Luis Potosí (Figura 4); se ubica entre los paralelos 23° 02' y 22° 20' de latitud norte; los meridianos 100° 26' y 101° 57' de longitud oeste; y entre 1 300 y 2 600 msnm de altitud. Villa Hidalgo colinda al norte con los municipios de Venado, Villa de Guadalupe y Guadalcázar; al este, con Guadalcázar, Cerritos y Armadillo de los Infante; al sur, con Armadillo de los Infante, Soledad de Graciano Sánchez y San Luis Potosí; y al oeste, con San Luis Potosí, Villa de Arista y Venado. Ocupa el 2.5% de la superficie del Estado, y cuenta con 78 localidades (INEGI, 2009) y una población total de 14 830 habitantes (INEGI, 2015).

En el municipio Villa Hidalgo se encuentra una localidad rural llamada La Tapona (Figura 4), la cual es una zona mineralizada de mercurio (SGM, 2008). La Tapona cuenta con 642 habitantes (349 hombres y 293 mujeres), en ella existen 176 viviendas particulares habitadas. El grado de marginación de la localidad es alto y el grado de rezago social es medio (SEDESOL, 2010).

La Tapona pertenece a la Región Minera Guadalcázar. La zona mineralizada La Tapona se localiza en la porción central del Estado sobre la Sierra La Tapona, al noreste de la ciudad de San Luis Potosí, en el municipio de Villa Hidalgo (SGM, 2008). Ésta zona abarca una superficie de 9 km², en donde por lo menos hay 15 pequeñas minas abandonadas (SGM, 2006).

La zona La Tapona tuvo una intensa actividad minera en diferentes épocas en que se extrajeron de sus minas mercurio, estroncio, caolín y antimonio, existiendo también mineralización en pequeña escala de plata, plomo, zinc y cobre (SGM, 2008). La zona mineralizada La Tapona fue ampliamente conocida en el Estado de San Luis Potosí como productora de mercurio desde finales del siglo XIX; se reconocen 8 minas: Santo Niño-El Padre, Los Morados, Las Palmas, Santa Teresa, San Seferino, Santa Julia, San Francisco y El Potrerito (Las Crucitas) (SGM, 2006).

La zona minera en cuestión, se empezó a trabajar en 1872 y debido a lo rudimentario del minado sólo se explotó la parte superficial de los yacimientos. La mineralización de cinabrio con ganga de arcilla y calcita, encajona en la caliza de

la Formación Tamasopo y presenta leyes promedio de 6 a 8% de mercurio (SGM, 2006).

De acuerdo a una investigación, el último período de explotación de estas minas de mercurio sucedió entre 1930 y 1965. Las condiciones de extracción y beneficio eran totalmente rústicas y riesgosas. El precio alto del mercurio y las leyes altas de esta zona, motivaban a todo tipo de personas a extraer los sulfuros de mercurio y en el mismo sitio quemarlos hasta obtener el mercurio metálico. Se menciona que de un costal de 60 kg con roca mineralizada se obtenían hasta 10 kg de mercurio líquido (SGM, 2006). Las vetas tienen características muy similares: longitudes entre 50 y 200 m, espesores delgados de 0.5 y 1.5 m, y profundidades inferidas entre 50 y 120 m (SGM, 2006).

Como parte de este estudio, en el año 2015 se realizó una visita a la localidad La Taponá, con la finalidad de llevar a cabo una primera aproximación del sitio, es así que se observó que actualmente algunos pobladores de la comunidad producen artesanalmente mercurio en los traspacios de sus viviendas, derivado de lo anterior se procedió con la metodología de la evaluación integrada de riesgo, bajo un enfoque desarrollado por el grupo de trabajo del Dr. Fernando Díaz-Barriga Martínez denominado "CHILD", el cual consta de las siguientes cinco etapas: 1) Caracterización de riesgo basada en la comunidad, 2) Habilitación, 3) Intervención, 4) Leyes y regulaciones y 5) Desarrollo.

Para tales fines, bajo la autorización de los pobladores, se recolectaron muestras de suelo de una área de mina ($n = 3$), así como de polvo ($n = 2$), y suelo de traspacios de viviendas con ($n = 3$) y sin ($n = 6$) hornos artesanales para la extracción de mercurio; asimismo se recolectó orina de niños de 5 a 13 años de edad ($n = 9$) y de trabajadores (mineros) de 21 a 73 años ($n = 9$). La recolección y el análisis de las muestras se realizaron de acuerdo con lo descrito en el caso de estudio 3, las muestras de polvo se recolectaron y se procesaron de la misma manera que las muestras de suelo. Las muestras de polvo y suelo también se sometieron a un análisis multielemental mediante espectrometría de masas con plasma de acoplamiento inductivo (ICP-MS, por su sigla en inglés).

Los resultados obtenidos se muestran y se describen en la publicación científica del Anexo I. Las muestras ambientales presentaron niveles superiores a lo establecido para mercurio en suelo en la normativa mexicana (NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004). Los altos niveles de mercurio en el ambiente se reflejaron en las concentraciones de mercurio urinario de niños y mineros, dichos niveles resultaron superiores a lo establecido como referencia a nivel internacional por la Organización Mundial de la Salud y por la Conferencia Americana de Higienistas Industriales Gubernamentales, por lo que la población humana se encuentra en riesgo por exposición a este contaminante.

Debido a cuestiones ajenas a este estudio, el trabajo en La Tapona no se pudo continuar, por lo tanto para este caso solo se logró recabar la información presentada.

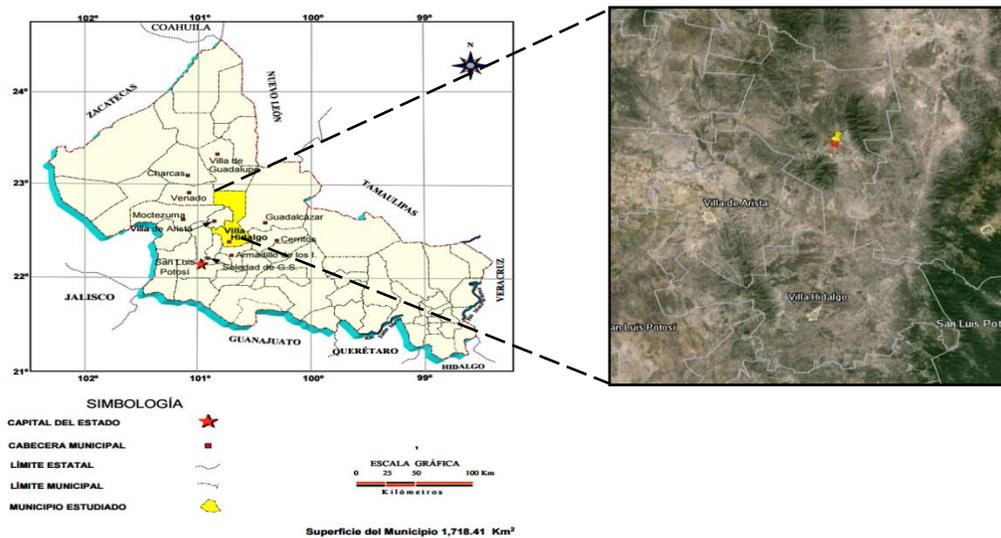


Figura 4. Mapa de localización de la comunidad La Tapona (INEGI, 2015), Villa Hidalgo (SGM, 2006), San Luis Potosí.

Caso de estudio 2

La Plazuela, Peñamiller, Querétaro

El municipio Peñamiller se ubica en la porción occidental del Estado de Querétaro (Figura 5), se localiza entre los paralelos $20^{\circ} 56'$ y $21^{\circ} 15'$ de latitud norte; los meridianos $99^{\circ} 39'$ y $100^{\circ} 02'$ de longitud oeste; y entre 1 100 y 3 100 msnm de altitud. Peñamiller colinda al norte con el Estado de Guanajuato y el municipio de Pinal de Amoles; al este, con los municipios de Pinal de Amoles y Cadereyta de Montes; al sur, con los municipios de Cadereyta de Montes y Tolimán; y al oeste, con el municipio de Tolimán y el Estado de Guanajuato. Ocupa el 6.0% de la superficie del Estado, y cuenta con 151 localidades (INEGI, 2009) y una población total de 20 144 habitantes (INEGI, 2015).

La Plazuela es una localidad rural ubicada en Peñamiller (Figura 5). De acuerdo con datos demográficos del año 2010, La Plazuela cuenta con una población total de 375 habitantes, de los cuales 188 son hombres y 187 mujeres (SEDESOL, 2010). Sin embargo, una investigación realizada en el año 2013, indica que existen alrededor de 1 092 personas habitando dicha localidad (Baca Flores, 2014). El grado de marginación de La Plazuela es alto, y el grado de rezago social de esta localidad es medio (SEDESOL, 2010).

La Plazuela se considera una zona mineralizada de mercurio, y pertenece al Distrito Minero Plazuela-Bucareli. Este distrito se localiza a 12 km y 88° al NE en línea recta de la cabecera municipal Peñamiller, con accesos por medio de carretera pavimentada y terracería. De acuerdo con el SGM, actualmente se encuentra inactivo. Las áreas geológicas o naturales, enriquecidas en mercurio están relacionadas con límites de tectónica de placas, vulcanismo reciente, mineralizaciones de metales base y preciosos, y altos flujos de calor cortical. Las concentraciones de mercurio corresponden a yacimientos hidrotermales de baja temperatura (tipo epitermal) (SGM, 2007).

Actualmente en La Plazuela una proporción importante de la población subsiste de manera directa e indirecta por la reciente reapertura de minas de mercurio. Se cuenta con un total de siete minas, de las cuales, la denominada “Cristo Vive” dispone de concesión minera, misma que es administrada y operada por los ejidatarios de la comunidad (Baca Flores, 2014).

Respecto a la actividad agrícola, existe poco potencial productivo en la comunidad, por los tipos de suelo y áreas limitadas para la agricultura; no obstante, algunos pobladores tienen sistemas productivos como la milpa (maíz, frijol, calabaza y chile), y huertos diversos, todos en superficies menores de una hectárea. Además, en las laderas de los montes, donde se encuentran tierras de tipo ejidal, crecen principalmente el orégano y la damiana, arbustivas que son comercializadas a un precio bajo (Baca Flores, 2014).

En este caso de estudio se trabajó también utilizando la metodología de la evaluación integrada de riesgo, bajo el enfoque “CHILD”. La información completa sobre lo realizado en la localidad La Plazuela se presenta en la publicación científica del Anexo II. Es importante mencionar que por motivos ajenos a la presente investigación en La Plazuela solo se realizó la evaluación de riesgo en humanos, basada en la comparación de las concentraciones de mercurio en orina de niños, mujeres y mineros, con valores de referencia establecidos a nivel internacional.

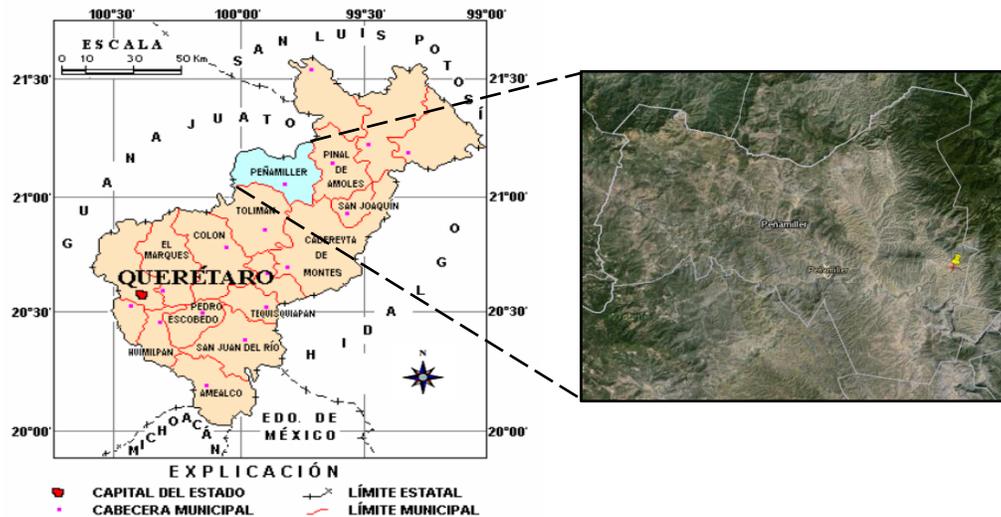


Figura 5. Mapa de localización de la comunidad La Plazuela (INEGI, 2015), Peñamiller (SGM, 2007), Querétaro.

Caso de estudio 3

Pinal de Amoles, Querétaro

La región denominada “Sierra Gorda” fue declarada por decreto publicado el 19 de mayo de 1997 como Reserva de la Biosfera (DOF, 2000). La Reserva de la Biosfera Sierra Gorda está ubicada al norte del Estado de Querétaro, el polígono general de la Reserva abarca la totalidad de los municipios de: Arroyo Seco, Jalpan de Serra, Landa de Matamoros, el 88.03% de Pinal de Amoles y el 69.7% de Peñamiller; así como 638 localidades contando las cabeceras municipales y un total de 93 352 habitantes, lo que representa un 7.5% de la población del Estado (DOF, 2000).

La Reserva de la Biosfera Sierra Gorda constituye un punto clave representativo de la biodiversidad mexicana y región prioritaria para la conservación (Taller Multidisciplinario Nacional de la CONABIO, 1996) (DOF, 2000). Esta Reserva presenta una gran complejidad fisiográfica con diversas alturas que van desde los 300 msnm hasta los 3 100 msnm, propiciando numerosas variantes climáticas que favorecen el establecimiento de comunidades vegetales representativas de la flora mexicana asociadas con algunas poblaciones frágiles de fauna silvestre (DOF,

2000). La Sierra Gorda de Querétaro cuenta con recursos hidrológicos de gran valor, distribuidos en tres subcuencas principales: Río Santa María, Río Extóraz y Río Moctezuma, afluentes del Río Pánuco; así como laderas medias y altas que constituyen áreas relevantes de captación y aprovisionamiento de agua que promueven los procesos ecológicos y el suministro del líquido para las comunidades locales (DOF, 2000).

En el Estado de Querétaro se tienen evidencias de actividad minera en la Sierra Gorda desde la época Prehispánica. De acuerdo con estudios arqueológicos, se realizaron explotaciones a cielo abierto desde el siglo XIII a. C., y subterráneas alrededor del siglo X a. C., para producir cinabrio (mercurio), que utilizaban para rituales; posteriormente entre los siglos IV y VIII a. C., por las dimensiones de las minas, se supone que estuvieron sujetas a intensos trabajos para extraer además del cinabrio, utilizado en Mesoamérica, plata, fluorita y calcita verde como material de ornato; para la explotación empleaban herramientas rudimentarias como martillos de roca, morteros, puntas de hueso, cuñas de madera, etc., aplicando métodos similares a los de hoy conocidos como “rebajes abiertos” y “corte y relleno” (SGM, 2014).

En la década de los sesentas principia la bonanza del mercurio, colocando a Querétaro como primer productor nacional, siendo San Joaquín, Peñamiller y Pinal de Amoles los principales productores; se estima que la producción mensual fue de 4 000 frascos (140 t), que en el mercado internacional se cotizaba entre 550 y 600 dólares por frasco. Entre los años de 1970 a 1974 se tiene registrada una producción de 3 712 toneladas de mercurio (SGM, 2014).

En la actualidad la producción de mercurio en el municipio de Pinal de Amoles ha resurgido debido al incremento del precio en el mercado de este metal, llegando a venderse por una cantidad aproximada de \$600.00 - \$660.00 el kilogramo (comunicación personal con el coordinador de minería del municipio de Pinal de Amoles, 2016), siendo el negocio del mercurio la primera opción de empleo para la mayoría de los habitantes de esta zona (“segunda bonanza del mercurio”, de acuerdo con los mineros de Pinal de Amoles). Cabe destacar que a pesar de que han transcurrido miles de años desde que se comenzó a extraer mercurio de las diferentes minas localizadas en Pinal de Amoles, ahora se siguen utilizando los mismos métodos rudimentarios para obtener el mercurio elemental, e incluso se labora bajo las mismas condiciones precarias de higiene y seguridad. Con base en información de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), así como de la Coordinación de Minería del municipio de Pinal de Amoles en localidades como: Llano de San Francisco y Bucareli la principal fuente de ingreso económico es la minería artesanal de mercurio, la actividad es

realizada en la zona de las minas (Mina “La Soledad” y Mina “Los Santos”) y en los traspatios de las viviendas.

Los residuos de la fundición del cinabrio (calcinas) son depositados en los alrededores de las minas. En las calcinas aún se puede encontrar algo de HgS, por lo que niños y jóvenes de las comunidades aledañas se dan a la tarea de buscar las rocas que probablemente aún contienen mercurio; a estos niños y jóvenes se les conoce como “buscones”. La roca recolectada la llevan a sus viviendas donde es fundida en hornos artesanales colocados en los traspatios. Aunado a lo anterior, en algunas ocasiones los mineros reciben cinabrio como retribución por su trabajo, el cual también funden en sus traspatios con ayuda de otros integrantes de la familia. Finalmente el mercurio elemental obtenido se vende y así los habitantes de estos sitios generan un ingreso económico para su hogar.

De acuerdo con el Consejo Nacional de Evaluación de la Política de Desarrollo Social (CONEVAL) Pinal de Amoles es el municipio de Querétaro con mayor porcentaje de población en situación de pobreza, con 84.6% (24 489 habitantes) de población en pobreza y 34.9% (10 104 habitantes) de población en pobreza extrema (CONEVAL, 2010). Llano de San Francisco es una localidad que cuenta con una población de 198 habitantes y está clasificada con grado de marginación muy alto, y con un grado de rezago social medio (SEDESOL, 2010); en cuanto a Bucareli, en ella residen 219 personas y está clasificada con un grado de marginación alto, y con un grado de rezago social bajo (SEDESOL, 2010).

En este caso de estudio se trabajó siguiendo la metodología de la evaluación integrada de riesgo, la información completa se presenta en la publicación científica del Anexo III. Es importante mencionar que la caracterización del riesgo humano y ecológico se basó en los datos de exposición a mercurio determinados en humanos y en biota (flora y fauna).

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Durante el año 2017 el Convenio de Minamata entró en vigor, México es uno de los 128 países firmantes, y uno de los 101 países ratificantes (UN Environment, 2019), por lo que está obligado a cumplir con lo que se establece en dicho documento. Es así que a nivel mundial y nacional se comenzaron a identificar las principales fuentes de mercurio, destacando la minería artesanal de mercurio. México se distingue por ser productor y exportador de este elemento, el cual proviene de minería artesanal. En la actualidad se cuenta con evidencia de minas activas y producción artesanal de mercurio en localidades de los Estados de San Luis Potosí y Querétaro. Debido a lo anterior surgió la necesidad de evaluar los escenarios con minería artesanal de mercurio en México, y esto fue el origen de la presente investigación.

Mediante este trabajo se demostró el impacto del mercurio sobre la salud humana y de la biota debido a las altas concentraciones de este contaminante presentes en el ambiente derivadas de la minería artesanal de mercurio. Como se resume en la Figura 6, en México existen dos tipos de escenarios de minería artesanal de mercurio: las zonas de las minas y los traspacios de las viviendas, en ambos existen altos niveles de mercurio en aire y en suelo, de acuerdo con la literatura el mercurio presente en aire corresponde a mercurio elemental gaseoso, y el mercurio en suelo mayormente se encuentra en su forma inorgánica. Tanto la población humana como la biota residentes de estos sitios están expuestos a las diferentes especies del mercurio, lo cual se corroboró con los niveles de este contaminante en matrices biológicas. En el caso de las plantas se observó que los niveles foliares incrementan conforme a la cercanía de las fuentes de vapores de mercurio, esta ruta es compartida con la población humana, ya que esta se encuentra expuesta mediante la inhalación de mercurio elemental gaseoso; cabe mencionar que las plantas contaminadas con mercurio a su vez resultan ser una fuente de exposición para humanos y roedores a través de la ingesta, así como también una reconocida fuente de reemisión de mercurio a la atmósfera. Otra ruta de exposición a este elemento resultó ser el suelo, en el caso de roedores y niños, el mercurio presente en suelo ingresa al organismo a través de la ingesta, y tratándose de lombrices, de acuerdo con lo reportado en la bibliografía la principal vía de exposición es la dérmica; en este punto es importante mencionar que las plantas también tienen la capacidad de absorber el contaminante mediante las raíces. Los datos presentados permiten ver el comportamiento del mercurio en el ecosistema, y dejan claro que este elemento está teniendo un impacto sobre él. Tomando en cuenta valores de referencia en matrices ambientales y biológicas se llega a la conclusión de que la población humana y la biota de sitios con minería

artesanal de mercurio se encuentran en riesgo de padecer efectos adversos en salud.

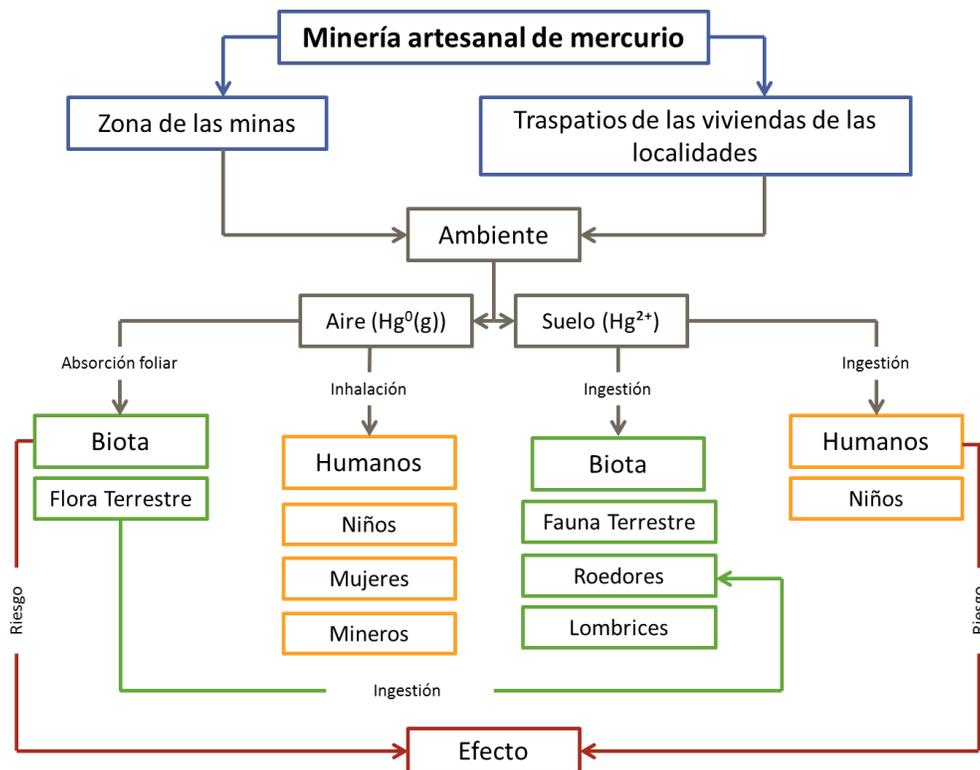


Figura 6. Caracterización integrada de riesgo asociado a mercurio en sitios con minería artesanal de mercurio.

La mayoría de la información generada sobre el mercurio aborda principalmente ecosistemas acuáticos debido a que en ellos abunda el metilmercurio, la especie orgánica más tóxica del mercurio, dejándose de lado lo que ocurre en los ecosistemas terrestres. En este sentido, la presente investigación aporta antecedentes de lo que ocurre en los ecosistemas terrestres impactados por la presencia del mercurio. En este caso se trabajó con plantas, mamíferos (roedores) e invertebrados (lombrices) terrestres. Como se describió en el apartado de antecedentes de este documento, las plantas, los roedores y las lombrices son organismos importantes en el mantenimiento del equilibrio ecológico, por lo que resulta preocupante el que se encuentren en riesgo por exposición a mercurio. Otro aspecto de interés y preocupación es la posible bioacumulación y

biomagnificación del mercurio en los ecosistemas terrestres, ya que si esto está ocurriendo otras especies de niveles más altos de la cadena trófica también se encuentren en riesgo, especies del sitio e incluso especies migratorias como las aves, que se alimentan de roedores.

Por otro lado, en este trabajo se incluyeron localidades pertenecientes a la Reserva de la Biosfera Sierra Gorda, la cual se reconoce por albergar gran cantidad de especies de flora y fauna características de México, por lo que resulta alarmante que flora y fauna presenten niveles altos de mercurio ya que la biodiversidad de esta área se podría ver afectada.

Otro aspecto más, también relevante, que se observó durante la realización del trabajo fue la relación entre la pobreza y la presencia de minería artesanal de mercurio en las localidades evaluadas. De acuerdo con información de SEDESOL las comunidades en cuestión presentan un grado de marginación de alto a muy alto, y en el caso específico de Pinal de Amoles, el CONEVAL ha clasificado a este municipio como el más pobre del Estado de Querétaro. Al realizar la visita a las localidades las estadísticas se hicieron visibles. En este estudio no se incluyó la evaluación de factores sociales y económicos, sin embargo, de acuerdo con información personal de los pobladores de las localidades, la mayoría de los habitantes se dedican a esta actividad para generar un ingreso económico, ya que las opciones de empleo en estos sitios son escasas. Dichas condiciones se reflejan en la falta de servicios de calidad y de acceso a la educación, el futuro para los niños y jóvenes es desalentador pues ven como única opción la minería artesanal del mercurio. Es importante destacar que este equipo de trabajo en representación de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí colaboró con la Universidad Autónoma de Querétaro (UAQ), y otras instancias para la gestión del establecimiento de dos campus de la UAQ, uno en el municipio de Peñamiller y otro en el de Pinal de Amoles, lo cual es un paso para un cambio en las condiciones de vida de las poblaciones de estos municipios.

Sin embargo, se deben abordar también otras cuestiones relacionadas con la minería artesanal de mercurio, como ya se mencionó, México firmó y ratificó el Convenio de Minamata y deberá cumplir con lo que en él se estipula. En el Artículo 3 del texto se establece la prohibición de la producción primaria de mercurio, dando un período límite de 15 años a partir de la entrada en vigor del Convenio, no cabe duda que esta medida es necesaria para disminuir y prevenir la contaminación por mercurio, sin embargo, se deben tomar en cuenta otros aspectos además del ambiental para que estas medidas sean realmente eficaces.

Analizando toda la información generada se pudo identificar que se trabajó bajo un nuevo enfoque al que se le ha llamado Salud Total (Figura 7), ya que aunque no se realizaron otras evaluaciones diferentes a factores ambientales, se recabo

información muy valiosa a través de revisión bibliográfica, y mediante pláticas con pobladores de las localidades durante las visitas a los sitios, lo cual resaltó la importancia de incluir en este tipo de estudios la evaluación de otros determinantes de la salud, tales como: los antropogénicos (impacto del humano en la biota), ecológicos (impacto de la biota en el humano), biológicos (impacto de la biota sobre la biota), sociales (impacto del humano sobre el humano) y económicos.

Es así que se revisaron conceptos como el de Salud Ecosistémica (O'Brien, Townsend, Hale, Sharley, & Pettigrove, 2016), el de la Medicina de la Conservación (Aguirre & Gómez, 2009), el de One Health ("One Health Initiative - One World One Medicine One Health," n.d.) y finalmente el de Planetary Health (Horton & Lo, 2015). Analizando, que no todos los conceptos abordan todos los determinantes (ambientales, antropogénicos, ecológicos, biológicos, sociales y económicos), que algunos son más antropocéntricos y otros más ecocéntricos; y finalmente, que algunos dan más importancia a la fauna o se conceptualizan en un marco geográfico mayor al regional, se tomó lo mejor de cada uno y se generó el concepto de Salud Total. Salud Total es un nuevo enfoque transdisciplinario definido como el efecto de factores ambientales, ecológicos, antropogénicos, biológicos, sociales y económicos sobre la salud, incluyendo ambiente, biota y humanos. Con este enfoque se busca englobar a nivel municipio-región, la evaluación de los determinantes que impactan al ambiente y de manera directa o indirecta la salud humana y la salud de los organismos del resto de la biota (flora y fauna). Este nuevo enfoque permitió analizar ampliamente la problemática del mercurio derivada de la existencia de minería artesanal de mercurio en comunidades marginadas de México. La finalidad del enfoque de Salud Total es el diseño e implementación de intervenciones eficaces basadas en la atención y la prevención, a una escala municipio-región, a través de la generación de políticas públicas que a su vez influyan en otros escenarios similares.

Además del nuevo enfoque propuesto es necesario señalar un aporte más de este trabajo. La Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) por medio del Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC) desarrolló la Evaluación Inicial del Convenio de Minamata en México (MIA, por su sigla en inglés), cuyo objetivo fue recabar información para conocer el panorama del manejo y uso del mercurio en México, dicho proyecto fue financiado por el Fondo Global para el Medio Ambiente (GEF, por su sigla en inglés). La MIA comenzó a elaborarse en el año 2015 y para ello se requirió la participación de instancias gubernamentales, no gubernamentales y de la academia. En este sentido, la Universidad Autónoma de San Luis Potosí mediante la presente investigación estuvo participando en los diferentes talleres organizados por el INECC.

Con la presentación de los datos encontrados en este estudio a través de publicaciones científicas y de las reuniones organizadas por el INECC se logró visibilizar la presencia de minería artesanal de mercurio en México y su influencia en la problemática del mercurio, reafirmando como la fuente de mercurio más importante en México. Dicha información consolidó la elaboración de la MIA, la cual finalizó durante el 2018 y se encuentra en proceso de publicación.

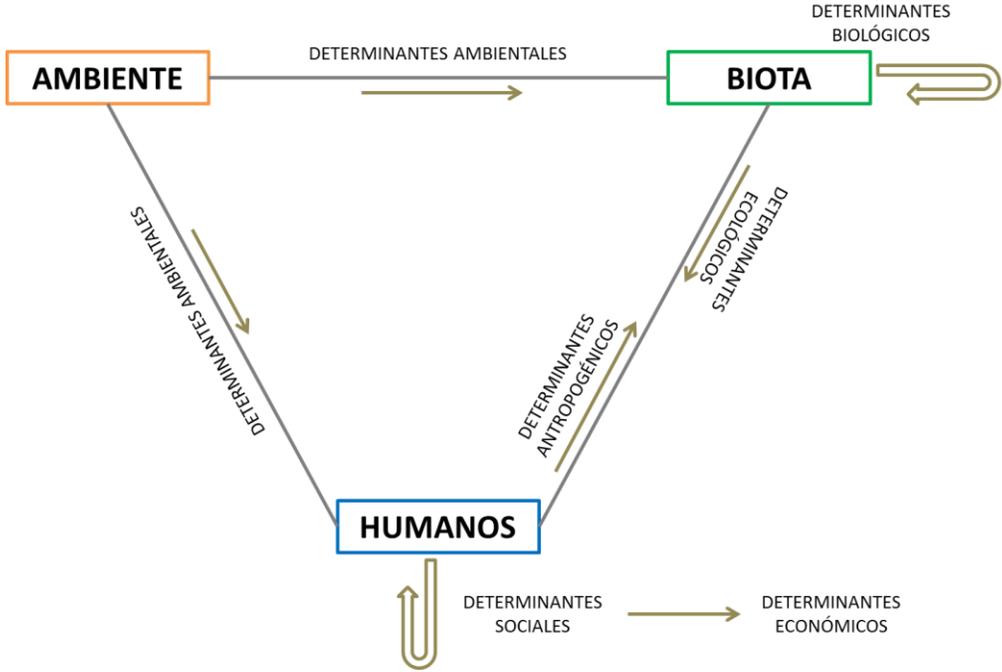


Figura 7. Esquema del enfoque de Salud Total.

El Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (ONU Medio Ambiente) por medio del Convenio de Minamata sobre el mercurio celebra reuniones de la Conferencia de las Partes en el Convenio de Minamata sobre el mercurio (COP, por su sigla en inglés), cuya finalidad es dar a conocer los avances y resultados de cada país parte con respecto a la problemática del mercurio. Hasta el momento se han realizado dos reuniones a las cuales México ha asistido, gracias a la información expuesta mediante la MIA, México obtuvo un financiamiento de cinco millones de dólares del GEF - Banco Mundial para continuar con la elaboración y aplicación de un plan nacional de implementación del Convenio. Lo anterior resulta ser de suma importancia pues con ello se continuará con el trabajo realizado en las comunidades evaluadas a fin de generar

e implementar alternativas a la minería artesanal de mercurio, y con ello disminuir y prevenir la contaminación por mercurio, y por lo tanto el riesgo por exposición a este contaminante.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abeyasinghe, K. S., Yang, X. D., Goodale, E., Anderson, C., Bishop, K., Cao, A., y otros. (2017). Total mercury and methylmercury concentrations over a gradient of contamination in earthworms living in rice paddy soil. *Environ Toxicol Chem*, 1202-1210.

AGC. (2014). *Health Issues in Artisanal and Small-Scale Gold Mining. Training for Health Professionals. Version 1.0*. Retrieved Octubre 7, 2015, from Artisanal Gold Council:

http://www.unep.org/chemicalsandwaste/Portals/9/Mercury/Documents/ASGM/Health_Training_Oct2014_version1.0_eng_lowQ.pdf

Aguirre, A. A., & Gómez, A. (2009). Perspectiva mundial de la enseñanza veterinaria básica en materia de medicina de la conservación y salud de ecosistemas, *28*(2), 597–603.

Amorós, J., Esbrí, J., García, F., Pérez, C., Bravo, S., Villaseñor, B., & Higuera, P. (2014). Variations in mercury and other trace elements contents in soil and in vine leaves from the Almadén Hg-mining district. *Journal of Soils and Sediments*, 773-777.

Arnold, J., Gustin, M., & Weisberg, P. (2017). Evidence for nonstomatal uptake of Hg by aspen and translocation of Hg from foliage to tree rings in Austrian pine. *Environmental Science & Technology*, 1-24.

ATSDR. (1999, Marzo). *Toxicological Profile for Mercury*. Retrieved Enero 19, 2015, from <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp46.pdf>

Aucott, M., McLinden, M., & Winka, M. (2004, February). *Release of Mercury From Broken Fluorescent Bulbs*. Retrieved Febrero 02, 2016, from Environmental Assessment and Risk Analysis Element. Research Project Summary: <http://www.state.nj.us/dep/dsr/research/mercury-bulbs.pdf>

Baca Flores, C. C. (2014). *Viabilidad territorial versus la minería en "La Plazuela", municipio de Peñamiller, Querétaro. Tesis para obtener el grado de Maestro en Ciencias*. Montecillo, Texcoco, Edo. de México: Postgrado de Socioeconomía, Estadística, Informática y Desarrollo Rural. Colegio de Postgraduados.

Bishop, K., Lee, Y.-H., Munthe, J., & Dambrine, E. (1998). Xylem sap as a pathway for total mercury and methylmercury transport from soils to tree canopy in the boreal forest. *Biogeochemistry*, 101-113.

Boening, D. (2000). Ecological effects, transport, and fate of mercury: a general review. *Chemosphere*, 1335-1351.

Branch, W. (2016). *Global Review of Mercury Monitoring Networks | 1 GLOBAL REVIEW OF MERCURY MONITORING NETWORKS*. Retrieved from [http://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/21059/UNEP - Global Review of Mercury Monitoring Networks_Final.pdf?sequence=1&isAllowed=y](http://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/21059/UNEP_Global_Review_of_Mercury_Monitoring_Networks_Final.pdf?sequence=1&isAllowed=y)

Bull, K. R., Roberts, R. D., Inskip, M. J., & Goodman, G. T. (1977). Mercury concentrations in soil, grass, earthworms, and small mammals near an industrial emission source. *Environmental Pollution*, 135-140.

Castro Díaz, J. (2013). *Evaluación de los suministros de mercurio primario y secundario en México*. Montreal (Quebec), Canadá: CCA.

CCCB/CRCE. (2014). *Informe. El Convenio de Minamata sobre el Mercurio y su implementación en la región de América Latina y el Caribe*. Montevideo, Uruguay: PNUMA/ORPALC.

Chen, J., Shiyab, S., Han, F., Monts, D., Waggoner, C., & Su, Y. (2009). Bioaccumulation and physiological effects of mercury in *Pteris vittata* and *Nephrolepis exaltata*. *Ecotoxicology*, 110-121.

Cho, U.-H., & Park, J.-O. (2000). Mercury-induced oxidative stress in tomato seedlings. *Plant Science*, 1-9.

CONEVAL. (2010). *Porcentaje de población en situación de pobreza, 2010. Querétaro*. Recuperado el 27 de Enero de 2019, de https://www.coneval.org.mx/coordinacion/entidades/Queretaro/Paginas/pob_municipal.aspx

Counter, S., & Buchanan, L. (2004). Mercury exposure in children: a review. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 209-230.

Crespo-López, M. E., Herculano, A. M., Corvelo, T. C., & Do Nascimento, J. L. (2005). Mercurio y neurotoxicidad. *Rev Neurol*, 441-447.

Diciembre 2017 Panorama Minero del Estado de Querétaro. (n.d.). Retrieved from <http://www.sgm.gob.mx/pdfs/QUERETARO.pdf>

DOF. (8 de Mayo de 2000). *AVISO por el que se informa al público en general que ha concluido la elaboración del Programa de Manejo del ANP con el carácter de Reserva de la Biosfera la región Sierra Gorda*. Recuperado el 27 de Enero de 2019, de https://www.conanp.gob.mx/que_hacemos/pdf/programas_manejo/AVISOSierragorda.pdf

Dombaiová, R. (2005). Mercury and methylmercury in plants from differently contaminated sites in Slovakia. *Plant soil environ*, 456-463.

EPA. (1997, December). *Mercury Study. Report to Congress. Volume VII: Characterization of Human Health and Wildlife Risks from Mercury Exposure in the United States*. Retrieved Enero 22, 2016, from United States Environmental Protection Agency. Air: <http://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/volume7.pdf>

Ericksen, J., Gustin, M., Schorran, D., Johnson, D., Lindberg, S., & Coleman, J. (2003). Accumulation of atmospheric mercury in forest foliage. *Atmospheric Environment*, 1613-1622.

Farina, M., Silva Avila, D., Batista Teixeira da Rocha, J., & Aschner, M. (2013). Metals, Oxidative Stress and Neurodegeneration: A focus on Iron, Manganese and Mercury. *Neurochem Int.*, 575-594.

Fernandes Azevedo, B., Barros Furieri, L., Maciel Peçanha, F., Wiggers, G. A., Frizera Vassallo, P., Ronacher Simões, M., et al. (2012). Toxic Effects of Mercury on the Cardiovascular and Central Nervous Systems. *Journal of Biomedicine and Biotechnology*, 1-11.

Gamberg, M., Chételat, J., Poulain, A., Zdanowicz, C., & Zheng, J. (2015). Mercury in the Canadian Arctic Terrestrial Environment: An Update. *Science of The Total Environment*, 28-40.

García Herruzo, F., García Rubio, A., Gómez Lahoz, C., Vereda Alonso, C., & Rodríguez Maroto, J. (2010). El mercurio: situación actual, problemas y soluciones. *Ingeniería Química*, 84-91.

Gochfeld, M. (2003). Cases of mercury exposure, bioavailability, and absorption. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 174-179.

Hanson, P., Lindberg, S., Tabberer, T., Owens, J., & Kim, K. (1995). Foliar exchange of mercury vapor: evidence for a compensation point. *Water, Air, and Soil Pollution*, 373-382.

Hernández, G., Martínez, R., Valdez, S., Trinidad, S., Sotelo, I., Islas, M., . . . Munguía, G. (2012). Presencia del Hg total en una relación suelo-planta-atmósfera al sur de la Sierra Gorda de Querétaro, México. *Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas*, 5-15.

Higuera, P., Oyarzun, R., Biester, H., Lillo, J., & Lorenzo, S. (2003). A first insight into mercury distribution and speciation in soils from the Almadén mining district, Spain. *Journal of Geochemical Exploration*, 95-104.

Hobbelen, P., Koolhaas, J. E., & van Gestel, C. (2006). Bioaccumulation of heavy metals in the earthworms *Lumbricus rubellus* and *Aporrectodea caliginosa* in relation to total and available metal concentrations in field soils. *Environmental Pollution*, 639-646.

Holmes, P., James, K., & Levy, L. (2009). Is low-level environmental mercury exposure of concern to human health? *Science of the Total Environment*, 171-182.

Horton, R., & Lo, S. (2015). Planetary health: A new science for exceptional action. *The Lancet*, 386(10007), 1921–1922. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(15\)61038-8](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(15)61038-8)

Huckabee, J., Sanz Diaz, F., Janzen, S., & Jean, S. (1983). Distribution of mercury in vegetation at Almaden, Spain. *Environmental Pollution*, 211-224.

INECOL. (s. f.). *¿Los roedores, enemigos o aliados de los ecosistemas?* Recuperado el 25 de Enero de 2019, de

<http://www.inecol.mx/inecol/index.php/es/2017-06-26-16-35-48/17-ciencia-hoy/462-los-roedores-enemigos-o-aliados-de-los-ecosistemas>

INEGI. (2009, Septiembre). *Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos*. Retrieved Septiembre 18, 2015, from Instituto Nacional de Estadística y Geografía: <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/mexicocifras/default.aspx>

INEGI. (2015). *Instituto Nacional de Estadística y Geografía*. Retrieved Febrero 26, 2016, from <http://www.inegi.org.mx/>

INSHT. (s. f.). *Determinación de mercurio en orina - Método del vapor frío con borohidruro de sodio / Espectrofotometría de absorción atómica. MTA/MB-024/A96*. Retrieved Julio 16, 2015, from Instituto Nacional de Seguridad e Higiene en el Trabajo. Ministerio de Trabajo y Asuntos Sociales. España: http://www.insht.es/InshtWeb/Contenidos/Documentacion/FichasTecnicas/Metodos Analisis/Ficheros/MB/MB_024_A96.pdf

Kern, J. K., Geier, D. A., Audhya, T., King, P. G., Sykes, L. K., & Geier, M. R. (2012). Evidence of parallels between mercury intoxication and the brain pathology in autism. *Acta Neurobiol Exp*, 113-153.

Le Roux, S., Baker, P., & Crouch, A. (2016). Bioaccumulation of total mercury in the earthworm *Eisenia andrei*. *SpringerPlus*, 681.

Li, P., Xinbin, F., Lihai, S., Qiu, G., Meng, B., Liang, P., & Zhang, H. (2008). Mercury pollution from artisanal mercury mining in Tongren, Guizhou, China. *Applied Geochemistry*, 2055-2064.

Lindberg, S., Hanson, P., Meyers, T., & Kim, K. (1998). Air/surface exchange of mercury vapor over forests-The need for a reassessment of continental biogenic emissions. *Atmospheric environment*, 895-908.

Lohren, H., Blagojevic, L., Fitkau, R., Ebert, F., Schildknecht, S., Leist, M., et al. (2015). Toxicity of organic and inorganic mercury species in differentiated human neurons and human astrocytes. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 200-208.

Lyn Patrick, N. D. (2002). Mercury Toxicity and Antioxidants: Part I: Role of Glutathione and alpha-Lipoic Acid in the Treatment of Mercury Toxicity. *Alternative Medicine Review*, 456-471.

Maia Cdo, S., Ferreira, V. M., Kahwage, R. L., do Amaral, M. N., Serra, R. B., Noro dos Santos, S., et al. (2010). Adult brain nitrenergic activity after concomitant prenatal exposure to ethanol and methylmercury. *Acta Histochem*, 583-591.

Medscape. (05 de Noviembre de 2018). *Mercury Toxicity*. Recuperado el 25 de Enero de 2019, de <https://emedicine.medscape.com/article/1175560-overview>

Mejía Pérez Campos, E., & Herrera Muñoz, A. J. (2013). Minas y mineros: presencia de metales en sedimentos y restos humanos al sur de la Sierra Gorda de Querétaro en México. *Chungara, Revista de Antropología Chilena*, 161-176.

Niu, Z., Zhang, X., Wang, S., Zeng, M., Wang, Z., Zhang, Y., & Ci, Z. (2013). Field controlled experiments on the physiological responses of maize (*Zea mays* L.) leaves to low-level air and soil mercury exposures. *Environ Sci Pollut Res*.

O'Brien, A., Townsend, K., Hale, R., Sharley, D., & Pettigrove, V. (2016). How is ecosystem health defined and measured? A critical review of freshwater and estuarine studies. *Ecological Indicators*, 69, 722–729. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.05.004>

Obrist, D., Kirk, J. L., Zhang, L., Sunderland, E. M., Jiskra, M., & Selin, N. E. (2018). A review of global environmental mercury processes in response to human and natural perturbations: Changes of emissions, climate and land use. *Ambio*, 116-140.

One Health Initiative - One World One Medicine One Health. (n.d.). Retrieved November 8, 2018, from <http://www.onehealthinitiative.com/index.php>

Ortiz Gamino, D., & Ortiz Ceballos, Á. I. (2018). Belleza extravagante y funcionalidad: lombrices de tierra. *CONABIO. Biodiversitas*, 12-16.

Picado, F., Mendoza, A., Cuadra, S., Barmen, G., Jakobsson, K., & Bengtsson, G. (2010). Ecological, Groundwater, and Human Health Risk Assessment in a Mining Region of Nicaragua. *Risk Analysis*, 916-933.

PNUMA. (2013, Octubre). *Convenio de Minamata sobre el Mercurio*. Retrieved Enero 20, 2015, from http://www.mercuryconvention.org/Portals/11/documents/Booklets/Minamata%20Convention%20on%20Mercury_booklet_Spanish%20REV%201.pdf

Prasad, D., & Prasad, A. (1987). Effect of lead and mercury on chlorophyll synthesis in mung bean seedlings. *Phytochemistry*, 881-883.

Puzon, J., Rivero, G., & Serrano, J. (2014). Antioxidant responses in the leaves of mercury-treated *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. *Environ Monit Assess*, 6889-6901.

Qiu, G., Feng, X., Wang, S., & Shang, L. (2005). Mercury and methylmercury in riparian soil, sediments, mine-waste calcines, and moss from abandoned Hg mines in east Guizhou province, southwestern China. *Applied Geochemistry*, 627-638.

Sánchez-Hernández, J. C. (2006). Earthworm biomarkers in ecological risk assessment. *Rev Environ Contam Toxicol*, 85-126.

Schweiger, L., Stadler, F., & Bowes, C. (2006). *Poisoning Wildlife: The Reality of Mercury Pollution*. Virginia, United States: National Wildlife Federation.

Schwesig, D., & Krebs, O. (2003). The role of ground vegetation in the uptake of mercury and methylmercury in a forest ecosystem. *Plant and Soil*, 445-455.

SEDESOL. (2010). *Catálogo de Localidades*. Retrieved Julio 20, 2015, from <http://www.microrregiones.gob.mx/catloc/>

- Selin, N. E. (2009). Global Biogeochemical Cycling of Mercury: A Review. *Annual Review of Environment and Resources*, 43-63.
- SGM. (2006, Febrero). *Inventario Físico de los Recursos Minerales del Municipio Villa Hidalgo, S. L. P.* Retrieved enero 23, 2015, from http://mapserver.sgm.gob.mx/inf_tecnicos2/T2406NUMA0001_03.pdf
- SGM. (2007, Septiembre). *Inventario Físico de los Recursos Minerales del Municipio Peñamiller, Querétaro.* Retrieved Septiembre 17, 2015, from Servicio Geológico Mexicano : http://mapserver.sgm.gob.mx/inf_tecnicos2/T2207VEBJ0001_01.PDF
- SGM. (2008). *Monografía Geológica-Minera del Estado de San Luis Potosí.* Retrieved Enero 23, 2015, from http://www.sgm.gob.mx/index.php?option=com_content&task=view&id=44&Itemid=60
- SGM. (Diciembre de 2014). *Panorama Minero del Estado de Querétaro.* Obtenido de Servicio Geológico Mexicano: <http://www.sgm.gob.mx/pdfs/QUERETARO.pdf>
- Shclegel, H., Godbald, D., & Hüttermann, A. (1987). Whole plant aspects of heavy metal induced changes in CO₂ uptake and water relations of spruce (*Picea abies*) seedlings. *Physiol. Plantarum*, 265-270.
- Shore, R. F., & Rattner, B. A. (2001). *Ecotoxicology of Wild Mammals*. Chichester, England: John Wiley & Sons Ltd.
- Suter II, G. W., Munns Jr., W. R., & Sekizawa, J. (2003). Types of Integration in Risk Assessment and Management, And Why They Are Needed. *Human and Ecological Risk Assessment*, 273-279.
- Suter II, G. W., Vermeire, T., Munns Jr., W. R., & Sekizawa, J. (2005). Review. An integrated framework for health and ecological risk assessment. *Toxicology and Applied Pharmacology*, S611-S616.
- Swapna, K., Salim, N., Chandra, R., & Puthur, J. (2015). Structural changes in response to bioaccumulation of iron and mercury in *Chromolaena odorata* (L.) King & Robins. *Environ Monit Assess*, 187-551.
- Syversen, T., & Kaur, P. (2012). The toxicology of mercury and its compounds. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 215-226.
- Tabatchnick, M., Nogaro, G., & Hammerschmidt. (2012). Potencial sources of methylmercury in tree foliage. *Environmental Pollution*, 82-87.
- Trinidad, S., Hernández, G., Ramírez, M., Juventino, M., Gregorio, M., Valdez, S., & García, R. (2013). Total mercury in terrestrial systems (air-soil-plant-water) at the mining region of San Joaquín, Querétaro, México. *Geofísica Internacional*, 43-58.
- UN Environment. (2017). *Global mercury supply, trade and demand*. Geneva, Switzerland: United Nations Environment Programme, Chemicals and Health Branch.

UN Environment. (2019). *Minamata Convention on Mercury*. Recuperado el 25 de Enero de 2019, de <http://www.mercuryconvention.org/Home/tabid/3360/language/en-US/Default.aspx>

UNEP. (2013). *Global Mercury Assessment 2013. Sources, Emissions, Releases and Environmental Transport*. Geneva, Switzerland: UNEP Chemicals Branch.

USGS. (2013, January). *Mineral Commodity Summaries. Mercury*. Retrieved Enero 02, 2016, from U. S. Geological Survey: <http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/mercury/mcs-2013-mercu.pdf>

USGS. (2018). *Mineral Commodity Summaries 2018*. Virginia: U. S. Geological Survey.

Van Assche, F., & Clijsters, H. (1990). Effects of metals on enzyme activity in plants. *Plant, Cell and environment*, 195-206.

Wilks, M. F., Roth, N., Aicher, L., Faust, M., Papadaki, P., Marchis, A., et al. (2015). White paper on the promotion of an integrated risk assessment concept in European regulatory frameworks for chemicals. *Science of the Total Environment*, 211-218.

Wren, C. D. (1986). A review of metal accumulation and toxicity in wild mammals. I. Mercury. *Environmental Research*, 210-244.

Xu, X., Zhao, J., Li, Y., Fan, Y., Zhu, N., Gao, Y., Li, B., Liu, H., Li, Y. F. (2016). Demethylation of methylmercury in growing rice plants: As evidence of self-detoxification. *Environmental Pollution*, 113-120.

Zhang, Y., Jaeglé, L., & Thompson, L. (2014). Natural biogeochemical cycle of mercury in a global three-dimensional ocean tracer model. *Global Biogeochemical Cycles*, 553-570.

ANEXO I. ARTÍCULO 1

Van Brussel E, Carrizales L, Flores-Ramirez R, **Camacho A**, Leon-Arce M, Diaz-Barriga F. The “CHILD” framework for the study of artisanal mercury mining communities. Rev Environ Health [Internet]. 2016;31(1):43–5. Available from: <https://www.degruyter.com/view/j/reveh.2016.31.issue-1/reveh-2015-0056/reveh-2015-0056.xml>

THE “CHILD” FRAMEWORK FOR THE STUDY OF ARTISANAL MERCURY MINING COMMUNITIES

Van Brussel E, Carrizales L, Flores-Ramirez R, Camacho A, Leon-Arce M, and Diaz-Barriga F. Autonomous University of San Luis Potosi, Faculty of Medicine, Mexico. e-mail. fdia@uaslp.mx

1. ABSTRACT

In this paper, our group is reporting the use of a new framework in sites contaminated with mercury. This is significant because under the Minamata Convention on Mercury each Party shall endeavor to develop appropriate strategies for identifying and assessing sites contaminated by mercury or mercury compounds. This new approach, the “CHILD” framework has five steps: i) Community-based risk characterization; ii) Habilitation; iii) Intervention; iv) Laws and Regulation; and v) Development. We are using this framework in three mercury artisanal mining sites, and preliminary results are depicted in this report.

Key words: Minamata Convention, Mercury, Children’s Environmental Health

2. INTRODUCTION

It has been estimated that, as of 2011, over 16 million artisanal miners in the world were involved in gold extraction¹. Assuming an average of four members per family, we can estimate that 64 million people are living in communities exposed to mercury from low technology gold mining in developing countries. This is a public health issue, but there is a worse situation, the artisanal mining of mercury.

Although at a global level, the emission of mercury from mercury mining is 70 times lower than that from the artisanal mining of gold², at the regional level, the artisanal mining of mercury is an important source of mercury. In Latin America, Mexico has become the region’s main supplier of mercury to net importing countries such as

Bolivia, Colombia, Guyana or Peru (countries with a significant presence of artisanal and small-scale gold mining)³, and almost half of the Mexican production of mercury is from informal primary mercury mining⁴. It has been established that the artisanal mining of gold represents the main source of mercury emission consumption in Latin America and the Caribbean³. In addition, it is estimated that in 2010 the region emitted 29% of the mercury released globally into the atmosphere by the artisanal and small-scale gold mining sector³.

Considering that under the Minamata Convention on Mercury, each party shall only allow primary mercury mining that was being conducted within its territory at the date of entry into force of the Convention for it for a period of up to fifteen years after that date⁵. In addition, taking into account the actions requested for artisanal mining by Annex C of this Convention, our group has started a risk reduction project on informal mercury mining in three Mexican regions.

In order to study these regions with an integrated approach, a framework was developed. This approach, the “CHILD” framework has five steps: i) **C**ommunity-based risk characterization; ii) **H**abilitation; iii) **I**ntervention; iv) **L**aws and Regulation; and v) **D**evelopment. In this paper, we present our first results.

3. COMMUNITY-BASED RISK CHARACTERIZATION

Communities in three regions are being studied: San Felipe Nuevo Mercurio in the State of Zacatecas; La Tapona in the State of San Luis Potosi; and Plazuela and Camargo in Queretaro. The mining process is similar in these communities. After the ore is collected from the mines, it is crushed, screened and then heated in a furnace; mercury is obtained once the vapors generated in the furnace are cooled.

Because of this artisanal process, miners and community members are exposed to mercury. In San Felipe and La Tapona, the burning occurs in residential

backyards. Whereas in Plazuela and Camargo, the furnaces are located both in the mine area and in backyards within the community.

Aggregate exposure was established for mercury in soil and dust samples (mine area: 123 mg/kg; domestic backyard with a furnace 138 mg/kg; domestic backyard without a furnace: 46 mg/kg). We have only just begun to monitor mercury in air, but studies in similar communities have shown the presence of the mercury in air samples⁶. Diet is not a major source of mercury, as the communities are located in arid areas.

Cumulative exposure has also been confirmed as miners and the general population is to other metals that are present in the mineral itself, for example arsenic (633 mg/kg) and manganese (217 mg/kg). Furthermore, there is general exposure to PAHs and hexachlorobenzene as wood is used as fuel in mining furnaces and indoor air pollution is common due to indoor biomass combustion.

Urinary mercury levels were found to be above normal values in children (6.3 – 265.7 µg/g creat) and in workers (6.2 – 50.8 µg/g creat).

Based on this data, environmental threats like mercury should be defined as public health issues in the studied communities. Multidimensional poverty indicators and the presence of other threats, such as unemployment, poor drinking water quality, violence, low education and limited medical services call for an integral intervention. To address this, in all the communities we have been working with community members and groups of miner workers. Together with communities, we are developing an intervention program. One of the major challenges to overcome is that the communities and mine workers view mercury and other exposures as acceptable risks.

4. HABILITATION

The aim is to improve community capacity to manage environmental, biological, and social threats in a context of poverty and inequity. Specific emphasis is placed on children's environmental health issues.

Capacity-building programs are key elements of the first action plan of the CHILD framework. To achieve this objective, we have been working in two areas: the organization of technical groups and the establishment of community centers. The objective is to have a continuous presence in the regions to support community development.

To improve professional training, we developed a telehealth program for clinical toxicology. For this "e-TOX" program, we have organized a Poison Control Center and educational programs for health promotion.

5. INTERVENTION

Three projects are being undertaken with local authorities: i) risk communication programs with children, women and miner workers; ii) environmental remediation intervention actions in order to decrease cumulative exposure to pollutants; and iii) environmental surveillance of abandoned mines, as the number of mercury mines recorded in 1968 in the studied regions were 632⁴. Furthermore, new technologies to decrease the levels of mercury in the environment are being developed by two Mexican Universities.

6. LAWS AND REGULATION

We are working with the Mexican government on the National Action Plan for the Minamata Convention. In addition, we have built a National Children's Environmental Health Network with the intention of reviewing the national

guidelines for lead, arsenic, and mercury. This network is also working with community members on in child labor issues.

7. DEVELOPMENT

The final stage of the “CHILD” framework is sustainable human development, focused on five areas (taken from the new millennium development goals): environment, economy, health, social issues, and peace. In order to have an integrated approach, the new concept of “Compatible Mining” was developed during the Latin American Conference on “Compatible Mining: Protecting Vulnerable Populations and the Surrounding Environment”, sponsored by the National Institutes of Environmental Health Sciences (NIEHS) and organized by the University of Arizona (United States) and the Autonomous University of San Luis Potosi (Mexico). The objective is to work with miners and communities to decrease the impact of mining operations by introducing new technologies and human development.

Acknowledgement: This work was supported by a grant from CONACYT (Proyecto Redes Temáticas 251229).

8. REFERENCES

1. Seccatore J , Veiga M , Origliasso C , Marin T , De Tomi G. An estimation of the artisanal small-scale production of gold in the world. *Sci Total Environ.* 2014; 496:662-667.
2. United Nations Environment Programme. *Global Mercury Assessment 2013: Sources, Emissions, Releases and Environmental Transport.* First edition. Geneva, Switzerland. UNEP Division of Technology, Industry and Economics, Chemicals Branch International Environment House; 2013:44pp.
3. United Nations Environment Programme. *The Minamata Convention on mercury and its implementation in the Latin America and Caribbean region.* First edition. Uruguay. United Nations Environment Programme / Regional Office for Latin America and the Caribbean (UNEP/ROLAC); 2014:12pp.
4. Commission for Environmental Cooperation. *An assessment of primary and secondary mercury supplies in Mexico.* Montreal, Canada. Commission for Environmental Cooperation; 2013:102pp.
5. United Nations Environment Programme. *Minamata Convention on Mercury.* Nairobi, Kenya. United Nations Environment Programme; 2013:62pp.
6. Martínez-Trinidad S, Hernández-Silva G, Ramírez-Islas ME, Juventino Martínez-Reyes J, Solorio-Munguía G, Solís-Valdez S, García-Martínez R. Total mercury in terrestrial systems (air-soil-plant-water) at the mining region of San Joaquín, Queretaro, Mexico. *Geofísica Internacional.* 2013; 52:43-58.

ANEXO II. ARTÍCULO 2

Camacho A, Van Brussel E, Carrizales L, Flores-Ramírez R, Verduzco B, Ruvalcaba-Aranda S, et al. Mercury Mining in Mexico: I. Community Engagement to Improve Health Outcomes from Artisanal Mining. *Ann Glob Heal* [Internet]. 2016;82(1):149–55. Available from: <http://dx.doi.org/10.1016/j.aogh.2016.01.014>

**MERCURY MINING IN MEXICO: I. COMMUNITY ENGAGEMENT
TO IMPROVE HEALTH OUTCOMES FROM ARTISANAL MINING.**

**Camacho A¹, Van Brussel E¹, Carrizales L¹, Flores-Ramírez R¹,
Verduzco B², Ruvalcaba-Aranda Huerta S¹, Leon M¹, and Díaz-
Barriga F^{1*}**

¹ Centro de Investigación Aplicada en Ambiente y Salud, Facultad de Medicina – CIACYT, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México. ²Facultad de Química, Universidad Autónoma de Querétaro, México.

*** Corresponding Author: Fernando Diaz Barriga, CIAAS-Medicina, UASLP, Av. Venustiano Carranza No. 2405, 78210, San Luis Potosi, SLP, Mexico. e-mail: fdia@uaslp.mx**

1. ABSTRACT

Mercury is an element that cannot be destroyed and is a global threat to human and environmental health. In Latin America and the Caribbean, artisanal and small-scale gold mining represents the main source of mercury emissions, releases and consumption. However, another source of concern is the primary production of Mercury. In the case of Mexico, in the last two years the informal production of mercury mining has increased 10 fold. Considering this scenario, an intervention program was started in order to reduce health risks in the mining communities. The final goal is to introduce different alternatives in line to stop the mining of mercury, but introducing at the same time, a community-based development program. In this paper we present results from a preliminary study in the community of Plazuela located in the municipality of Peñamiller in the State of Queretaro, Mexico. Children, women and miners were found to be heavily exposed to mercury (urine samples); and in agreement, we registered high concentrations of mercury in soils and sediments. Considering these results and taking into account that the risk perception towards mercury toxicity is very low in the community (mining is the only economic activity), an integral intervention program has started.

2. INTRODUCTION

In 2003, after having performed a global assessment, UNEP found that there was sufficient evidence of significant global adverse impacts from mercury and its compounds to warrant further international action to reduce the risks to human health and the environment from the release of mercury and its compounds to the environment (1). In January 2013, an intergovernmental negotiating committee agreed on the text of the Convention on Mercury, in October 2013 the Convention was signed in Minamata, Japan, by 128 countries (1). In its first article, the Minamata Convention states that its objective is to protect the human health and the environment from anthropogenic emissions and releases of mercury and mercury compounds (1).

In Latin America and the Caribbean, artisanal and small-scale gold mining represents the main source of mercury emissions, releases and consumption (2). However, another source of concern is the primary production of Mercury. In 2013, the global mining production of mercury was estimated to be at 1,880 tons (3), with 1,600 tons being produced by China and 100 tons by Kyrgyzstan. In the case of Mexico, an average annual production of 13 tons has been estimated during the 2007-2009 period, from informal primary mercury mining (4). However, since Mexico has become the region's main supplier of mercury to net importing countries such as Bolivia, Colombia, Guyana and Peru (countries with a significant presence of artisanal and small-scale gold mining) (2), in the last two years the informal production of mercury mining has increased 10 fold (at least five mining

regions are now in operation in Mexico, four in the State of Queretaro and one in the State of San Luis Potosi).

In regards to mining, the Minamata Convention considers different approaches in order to reduce not only the use of mercury, but also health and environmental effects due to exposure to this metal. For example, the Convention establishes measures (art. 7 and Annex C) for artisanal mining. Parties who carry out those activities in their territory shall take steps to reduce and where it is feasible, eliminate the use of mercury and mercury compounds, as well as the emissions and releases to the environment in the form of mercury, such as mining and processing. Moreover, in Article 12 of the Convention it is stated that each Party shall endeavor to develop appropriate strategies for identifying and assessing sites contaminated by mercury. In accordance with these articles, the Convention also considers the promotion of appropriate health-care services for prevention, treatment and care of populations affected by the exposure to mercury (Art 16); the promotion of education, training and public awareness related to the effects of exposure to mercury and mercury compounds on human health and the environment (Art 18); and the promotion of research, development and monitoring of levels of mercury in vulnerable populations and in environmental media (Art 19).

Mercury mining is still an important activity in Mexico, so much so that in our country mercury is being extracted by informal miners using low-technology operations; which is why it can be assumed that mining areas are heavily polluted

with this metal. Under the context of the Minamata Convention, an intervention program was started in order to reduce health risks in the mining communities. Therefore, the final goal is to simultaneously introduce different alternatives in line to stop the mining of mercury, and initiate a community-based surveillance framework for the assessment of abandoned mines, mining wastes, water sources, recreational areas for children, and other pathways of exposure for mercury. In this comprehensive program: children, women, miners and biota have been identified as vulnerable groups. In this work, we present results from the first pilot study, conducted in a mining community (Plazuela) in the State of Queretaro.

3. METHODS

3.1. SITE DESCRIPTION .. Plazuela is a community located in the Municipality of Peñamiller in the State of Queretaro, Mexico. Mercury has been mined in the area since precolonial times (indigenous groups like the Aztecs worked in the region); however, from the 1970s to 1980s a rotary kiln produced hundreds of tons of mercury annually. Today mercury is recovered using a low-technology process: after the ore is collected from the mines, it is crushed, screened and then heated in a furnace; mercury is obtained once the vapors generated in the furnace are cooled. At least three mines have being operating using this rudimentary method in Plazuela, since 2010. The mines are located within the community limits. It is important to take into account that in the recent past, recovering mercury from the mineral using furnaces placed not only in the mine but also in household backyards, was a normal situation.

3.2. STUDIED POPULATION .. Around 1,000 inhabitants are living in Plazuela. Children attending primary school located in this community were screened for study eligibility through personal interviews. Those who had lived in the selected area from birth and who were between the ages of 6–14 years old at the time of the study were eligible to participate. After informed consent was obtained, a questionnaire was used to help document the history of each child, and urinary samples were taken. Regarding workers, only those working in the mine accepted to participate in this study; we were not able to collect urinary samples from those working in the furnaces.

3.3. ENVIRONMENTAL MONITORING .. In order to confirm the presence of Hg in the community, mining waste, water, soil, and sediment samples were collected from those high-risk areas identified by members of the community. Samples from spring water and mine water were collected in polyethylene containers and acidified with concentrated nitric acid until a pH < 2 was obtained. The samples were stored at 4°C until analysis. Surface soil samples (1–5 cm in depth) from recreational areas and sites impacted by mine activities were collected in plastic bags. Areas repeatedly used by children either at school or at home (backyards) were included as part of the sampling area. Finally, surface sediment samples were collected in polyethylene containers from the creek where mine water is being pumped.

3.4. ANALYTICAL STUDIES .. For the analysis of total Hg in soil and sediment samples, 0.5 g of sample were accurately weighed and placed in a teflon vessel, and 20 mL of a solution 25% HNO₃ – 10% HCl were added . The digestion was performed in a microwave oven (MDS-2000), and allowed to cool to room temperature. The digested sample was filtered using a Whatman filter paper grade 1 (pore size 11 µm) and diluted with deionized water to 25 mL. Then the sample was oxidized with potassium permanganate 5%. Total Hg was measured using atomic absorption spectrometry by cold vapor technique (Perkin Elmer AAnalyst 100 Atomic Absorption Spectrometer). The quantification limit for Hg was 0.5 µg/L. The digestion procedure for total Hg analysis was verified using the Standard Reference Material 2710a Montana I Soil of the National Institute of Standards and Technology. The recovery percentage was 98%.

For the analysis of Hg in urine and water, urine samples (first void samples) of approximately 100 mL were collected in polyethylene bottles and stored at 4°C until analysis. Then 5 mL of the sample were digested with 3 mL of concentrated nitric acid in a microwave oven (MARS 6), subsequently the samples were oxidized with potassium permanganate 5%. Total Hg was measured using atomic absorption spectrometry by cold vapor technique (Perkin Elmer AAnalyst 100 Atomic Absorption Spectrometer). The quantification limit for total Hg analysis was 0.5 µg/L. The digestion procedure for total Hg urine analysis was verified using the reference material, ClinCheck Urine Control, D-80992 Munich Germany. The recovery percentage was 82%. Finally, the levels of Hg in urine were adjusted by creatinine (Cr).

3.5. COMMUNITY-BASED RISK ASSESSMENT .. CBRA refers to participatory methods to assess hazards, vulnerabilities and capacities in support of community-based risk reduction interventions (5). In compliance with the steps included in this framework, we took transect walks (systematic walks along a defined path across the community together with the local people in order to identify high risk areas - areas of mercury exposure-); we performed focal group meetings (with miners, women and children); development of community risk maps were produced; risk perception exercises were implemented with women and children; whereas collection, analysis and validation of secondary information was done with community members.

4. RESULTS

The first step in order to work in a small rural community, heavily contaminated with toxics, is to involve the inhabitants in the study. The objective is to prepare a risk reduction strategy through the prioritization of environmental threats identified by the community itself, and through environmental assessments performed by the technical group. Therefore, our group is working with representatives of three vulnerable groups: miners, women and children; who have a basic knowledge of the local situation, people and their livelihoods, the type and extent of threats in the locality (including pathways of exposure), and a traditional preparedness and coping strategy to face existing threats.

Plazuela is classified as a very poor community by the Mexican Government indicators and unemployment rate is high. The daily income ranges from one to three US dollars. The only source of employment is the mine, and thus, for children, women and miners, the risk perception around mining activities is very low. For example, none of the miners or the women in their focal groups were able to identify risks related to the mine or to the extraction of mercury (the only risk identified by the miners was the accidents within the mine). Regarding children, only one identified a risk related to mining, shown in the drawing of the pumping of water mine into the creek (Figure 1).

As a result of the focal group meetings and the transect walks, four environmental threats not related to mercury extraction were recognized: i) indoor pesticide spraying; ii) use of lead-glazed pottery for cooking; iii) use of wood as a fuel for indoor domestic cooking; and iv) use of spring water for drinking and cooking. Thus, the community is exposed to several toxics in addition to mercury. It is important to mention that we also found that fish is not included in the normal diet and rice is not produced in the area. While working with the children, they identified domestic waste as the most important source of contamination for the community. Among the social threats, the three most important ones were selected by the miners and women: i) migration due to unemployment; ii) division between the miners and the non-miners, because the jobs in the mine are defined by local authorities; and iii) alcoholism and drug addiction in adolescents. Furthermore, we were able to identify among the miners, individuals aged between 14 and 18 years.

Regarding children, they defined domestic violence and violence related to gender as the two most important issues in the community.

Health services are limited, only one health professional was identified by the community members (a medical student in social service). Among the most frequent diseases recognized by the community were respiratory infections, diarrheas, and undernutrition in children; whereas diabetes, hypertension, and respiratory infections were prioritized for adults.

For the environmental studies, the community selected different high-risk areas for mercury contamination. In those areas, soil or sediment samples were collected. Results are depicted in Table 1. It can be observed that all the samples were above the Mexican Guideline for Mercury in residential soils (23 mg/kg) (6); furthermore, in domestic soils we found samples with concentrations 150 times higher than the Mexican Guideline. Meanwhile, in the contaminated area where the rotary kiln was once operating, levels of mercury in soil were found to be up to 340 times higher than the Guideline. In sediments, concentrations were found to be up to 1400 times higher than this Guideline. In concerning water sources, non-detectable mercury levels were found in the water spring but in the mine water levels of up to 100 ppb were registered (WHO guideline for drinking water is 6 ppb (7). Finally mercury concentrations in mine waste samples were detected at 4,500 mg/kg.

Taking into account the levels of mercury found in environmental samples, a preliminary exposure assessment study was performed in the community, with urinary samples from 16 volunteers. Results are shown in Table 2. It can be observed that in all the urine samples, mercury was found to be at levels above the respective action level (8-10), and at least 50% of the studied population presented levels above their respective risk levels (8,10,11).

5. DISCUSSION

In this study we have shown that the site is heavily polluted with mercury attributable to historical (the rotary kiln area) and present (mining activities) sources. Urinary mercury levels showed an important exposure of the population to this metal. Hence, mercury can be declared a toxic of first concern for this community. However, the community of Plazuela has further social and environmental threats, which is why a comprehensive intervention program is needed; and thus, in order to start a risk reduction strategy in Plazuela, we have activated the CHILD framework. The “CHILD” framework approach has five steps: i) Community-based risk characterization; ii) Habilitation; iii) Intervention; iv) Laws and Regulation; and v) Development.

5.1. Community-Based Risk Characterization. In this step, our results are expressed in terms of aggregate and cumulative exposure. Thus, regarding aggregate exposure it is important to take into account that mercury was found in sediments and soil samples meaning there is risk of ingestion specially by children;

whereas, being mercury a volatile compound (miners are obtaining elemental mercury), inhalation might be the most important route of exposure, in this case not only for the general population but also for the miners (particularly in the recovery area where mercury vapors are produced). In agreement with this information, urinary mercury levels found in children, women, and miners were above normal (Table 2). Regarding cumulative exposure, the community might be exposed to other chemicals in addition to mercury. For example, i) to hexachlorobenzene, formaldehyde and polycyclic aromatic hydrocarbons due to smoke exposure from indoor cooking fires and smoke from the furnaces in the mercury recovery areas; ii) lead from lead-glazed ceramics; iii) pesticides used indoors; and iv) other toxic elements probably present in the mined mineral (such as arsenic or manganese). Furthermore, we also have to take the microorganisms responsible for diarrheas and respiratory infections into account, which were identified by the community as diseases of concern. In conclusion, the first priority is to control the pathways of exposure related to mercury, including the development of alternatives to mercury mining as this is the only source of employment in the site. A second priority is to increase the sample of individuals for the analysis of urinary mercury (specially children and workers). Finally, a third priority is to start an exposure assessment to other chemicals and to study the quality of drinking water sources.

5.2. Habilitation. The idea is to improve community capabilities in order to increase the options to deal with environmental, biological, and social threats under a context of poverty and inequity. Thus, capacity-building programs are the elements of the first action plan in this phase of the CHILD framework. To achieve

the objective we have been working in two areas: the organization of technical groups and the establishment of community centers. The purpose is to have continuous presence in the regions, because the goal is to introduce programs for community development. Regarding professional training, the first phase has consisted on the organization of a telehealth program for clinical toxicology. For this “e-TOX” program, we have organized a Poison Control Center and educational programs for health promotion. In addition, we have achieved an agreement between the municipality of Peñamiller and the State University of the Region (Autonomous University of Queretaro) in order to open a facility that will allow the increase of the presence of the academic sector in the Region, with the sole goal of increasing the capabilities of the community for its development.

5.3. Intervention. Taking the risk characterization results into account, at this point three projects are being performed with the help of local authorities: i) risk communication programs with children, women and miners in order to increase education, training and public awareness related to the effects of exposure to mercury and other chemicals; ii) environmental intervention actions, in order to decrease the cumulative exposure to pollutants, including site remediation in the most polluted areas of the community; and iii) environmental surveillance of abandoned mines, since there were a total of 632 mercury mines recorded in 1968 in the studied regions (4). Furthermore, different technological alternatives to decrease the presence of mercury in the environment are being developed by two Mexican Universities.

5.4. Laws and Regulations. In this regard, we are working with the state government of Queretaro in order to develop a risk reduction program in the context of the Minamata Convention. In addition, we have built a National Children's Environmental Health Network, with the intention of reviewing the national guidelines for lead, arsenic, and mercury. The idea is to work under the concept of human biological monitoring values (HBM values), that have been developed by the Commission on Human Biological Monitoring of the German Government (8). In principle two different HBM values are recommended by this Commission: HBM I, the concentration of an environmental toxin in human biological material below which there is no risk for adverse health effects in individuals of the general population; and HBM II, the concentration of an environmental toxin in human biological material above which there is an increased risk for adverse health effects in susceptible individuals of the general population. The HBM I value can be considered a kind of alert value (from the toxicological point of view), that our group has defined as an action level in order to start prevention actions. Whereas the HBM II value represents a kind of risk level, where attempts should be undertaken to reduce the level of exposure immediately and to carry out further medical examinations. It is important to mention that in Plazuela, all individuals within the studied population had urinary mercury levels above the HBM I, and that 50% of them had concentrations above the HBM II.

5.5. Development. The final stage of the "CHILD" framework is sustainable human development, working in five areas (taken from the new millennium development goals): environment, economy, health, social issues, and peace. In

this scenario two alternatives for employment are being studied: further mining (polymetallic deposits) and protected agricultural activities. Moreover, new education activities are being planned by the University of Queretaro.

5.6. Conclusion. We have shown with a limited sample size, that mercury mining in this region of Mexico is a threat for the environment and for human health, as it has been reported previously in other countries (12,13). Therefore, an intervention program under the goals of the Minamata Convention is needed, not only for Plazuela, but for all the communities in the Region that are exposed to mercury, including those exposed to abandoned mercury mines.

Acknowledgments: This work was supported by a grant from the Consejo Nacional de Ciencia y Tecnologia, Mexico, CONACYT (Redes Temáticas 251229).

6. BIBLIOGRAPHY

1. UNEP (2013) Minamata Convention on Mercury. UNEP, Geneva, Switzerland.
2. UNEP (2014) The Minamata Convention on mercury and its implementation in the Latin America and Caribbean region. United Nations Environment Programme / Regional Ofce for Latin America and the Caribbean (UNEP/ROLAC).
3. USGS (2013) Minerals Yearbook, Mercury, U.S. Geological Survey.
4. CEC (2013) An assessment of primary and secondary mercury supplies in Mexico. Commission for Environmental Cooperation.
5. Comprehensive Disaster Management Programme (CDMP). A facilitators guidebook for community risk assessment and risk reduction action plan. Government of the People's Republic of Bangladesh, Dhaka, Bangladesh (2007) 60 pp.
6. NORMA Oficial Mexicana NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, Que establece criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, bario, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plata, plomo, selenio, talio y/o vanadio. Diario Oficial de la Nación. Marzo 2007.
7. WHO (2011) Guidelines for drinking-water quality - 4th ed. World Health Organization, Geneva.
8. C Schulz, J Angerer, U Ewers, and M Kolossa-Gehring (2007) The German Human Biomonitoring Commission. Int. J. Hyg. Environ.Health 210: 373–382.
9. ATSDR (2007) Mercury Exposure Investigation Using Serial Urine Testing and Medical Records Review. New Jersey Department of Health and Senior Services Under Cooperative Agreement with the U.S. Department of Health and Human Services Agency for Toxic Substances and Disease Registry.

10. Hazardous chemicals requiring health monitoring. Mercury (inorganic). Safe Work Australia. 2013, pp (121-130).
11. American Conference of Governmental Industrial Hygienists (ACGIH), Documentation of the Biological Exposure Indices, 7th Ed, Cincinnati, 2011.
12. Qiu G, Feng X (2012) Synthesis of current data for Hg in areas of geologic resource extraction contamination and aquatic systems in China. *Sci Tot Environ* 421-422: 59–72.
13. Ordóñez A, Álvarez R, and Loredo J. (2013) Asturian mercury mining district (Spain) and the environment: a review. *Environ Sci Pollut Res Int.* 20: 7490-7508.

Table 1. Mercury Levels in Environmental Samples in Plazuela (mg/kg).

Grupo	Domestic Soil	Sediments	Contaminated Area*
N	7	5	4
Mean	790.9	9,004.0	5,231.0
Minimum	28.8	107.8	3,979.0
Percentil 25	78.9	166.4	4,103.0
Median	256.2	1,239.0	4,541.0
Percentil 75	915.9	21,724.0	7,050.0
Maximum	3,493.0	33,589.0	7,864.0

*Contaminated Area is the area where the rotary kiln used to be.
 Mexican Guideline for Residential Areas: 23.0 mg/kg (5).

Table 2. Urinary Mercury Levels in Individuals Living in Plazuela ($\mu\text{g/g Cr}$).

Group	Children	Women	Miners
n	5	3	8
Mean	22.5	39.7	54.1
Minimum	6.1	20.2	11.5
Percentil 25	13.8	20.2	17.8
Median	22.7	35.5	52.9
Percentil 75	31.1	63.4	70.3
Maximum	37.7	63.4	144.0
Action Level	5.0	5.0	25.0
Risk Level	20.0	20.0	35.0

Action Level for Children and Women (8,9); Risk Level for Children and Women (8);
 Action Level for Workers (10); Risk Level for Workers (Occupational Guideline)(10,11).



Figure 1. The “bad” thing in my community.

ANEXO III. ARTÍCULO 3

Evaluación del impacto del mercurio sobre la salud en comunidades con minería artesanal de mercurio del Estado de Querétaro, México

Introducción

A nivel mundial México es el tercer productor de mercurio y el segundo exportador de este metal (Información personal del Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático, 2018). Lo grave es que el 100% de la minería mexicana de mercurio es artesanal. Así, el proceso de la minería artesanal de mercurio (MAM) consta de las siguientes etapas: el mineral (cinabrio) es extraído de la mina y ya triturado, es fundido en un horno artesanal, lo cual genera vapores de mercurio que son condensados en tubos de acero. Al final, el mercurio metálico es colectado y envasado para su distribución, principalmente entre países de América Latina (1).

Una de las principales áreas de MAM en México es el municipio de Pinal de Amoles en el Estado de Querétaro, y para los fines de este trabajo, es importante señalar que esta área de minería se ubica dentro de una Reserva de la Biósfera, en una zona de alta marginación. De hecho, el beneficio de la MAM se realiza en las minas, pero también en los traspacios de las viviendas de las localidades aledañas a los yacimientos de mercurio (2)(3), ya que muchos mineros reciben mineral como pago de su trabajo. Por lo tanto, la MAM impacta significativamente los factores bióticos y abióticos de los ecosistemas, incluidas las comunidades. En otras regiones del mundo, el impacto ambiental de la MAM ha sido demostrado en diversos estudios. Así por ejemplo, en las calcinas (residuos de mineral fundido) que son depositadas directamente en los suelos, se han reportado valores de mercurio de hasta 2620 mg/kg (4). En tanto en suelos aledaños a sitios de MAM, se han registrado niveles hasta de 7864 mg/kg de mercurio (3)(5)(6). Finalmente, como consecuencia de que el mercurio metálico es un elemento gaseoso, en las áreas donde está presente esta actividad han sido registrados niveles en un rango de 0.05 a 172.4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de mercurio atmosférico (5)(7). En lo referente a exposición de seres vivos en zonas de MAM, se han reportado niveles de mercurio total en niños (2)(3)(8) en un rango de 0.09 a 265.7 $\mu\text{g}/\text{g}$ creat, en mujeres (3) de 20 a 63 $\mu\text{g}/\text{g}$ creat y en mineros (2)(3)(9)(10)(11) de 6.2 a 1060 $\mu\text{g}/\text{g}$ creat. Asimismo, se tienen datos de mercurio en flora y fauna de sitios con MAM, en plantas (12)(13)(14)(15) se han encontrado niveles entre 0.2 y 298 mg/kg, en cuanto a fauna de sitios contaminados con mercurio han sido reportadas concentraciones

en hígado de ganado y de aves de corral de hasta 0.4 y 3.9 mg/kg de mercurio, respectivamente (16)(17)(18).

Con estos antecedentes y tomando en cuenta que la principal zona de MAM en México se ubica en una Reserva de la Biósfera, fue necesario aplicar una metodología de evaluación de riesgo que contemplara tanto a la población humana como a otros receptores ecológicos. Por lo tanto, el objetivo del presente trabajo fue evaluar el impacto del mercurio sobre la salud en comunidades con MAM del municipio de Pinal de Amoles en el Estado de Querétaro, México, utilizando como herramienta la evaluación integrada de riesgo.

Métodos

Sitios de estudio

La presente investigación se realizó en las regiones: Llano de San Francisco (Mina La Soledad) y Bucareli (Mina Los Santos), ambas ubicadas en el municipio de Pinal de Amoles, en el Estado de Querétaro (Figura 1). Las regiones se seleccionaron debido a que en estas se lleva a cabo la MAM, la cual tiene lugar tanto en plantas de beneficio instaladas a un lado de las minas de Hg como en los traspatios de las viviendas, destacando la participación de niños y mujeres. Para los fines de este trabajo, se eligieron seis sitios de muestreo en dichas regiones, S1: Campo de cultivo cercano a la mina Los Santos, S2: Río Extóraz, S3: Bucareli, S4: Campo de cultivo cercano a la mina La Soledad, S5: Llano de San Francisco y S6: Mina La Soledad. Además se seleccionó un sitio de referencia, identificado como S7, esta zona también se localiza en el municipio de Pinal de Amoles y comparte características con la región de Llano de San Francisco excepto por la presencia de MAM (Figura 1). El territorio del municipio de Pinal de Amoles se encuentra totalmente dentro de la Reserva de la Biósfera Sierra Gorda (RBSG), en consecuencia, las dos regiones estudiadas forman parte de dicha Reserva. Sin embargo, las condiciones ecológicas son muy distintas. Llano de San Francisco se ubica en uno de los únicos dos manchones de bosque de pino que existen en la RBSG y su clima es templado subhúmedo. Por otra parte, en Bucareli, el tipo de vegetación es matorral submontado y al oeste de esta comunidad se localizan dos de las once Zonas Núcleo que posee la RBSG, además de que el Río Extóraz colinda con esta localidad y el clima que predomina es semicálido subhúmedo (19)(20).

Población de estudio

La evaluación de la exposición a mercurio se realizó en niños, mujeres y mineros de Llano de San Francisco y de Bucareli. En el caso de Llano de San Francisco se contó con la participación de 32 niños de 5 a 13 años, de 5 mujeres de 18 a 29 años y de 14 mineros de 22 a 66 años, y en Bucareli con 34 niños de 5 a 12 años, 5 mujeres de 20 a 31 años y 17 mineros de 20 a 53 años. En cada sitio de estudio se llevó a cabo una plática con la finalidad de presentar el proyecto a la población de interés y hacer una atenta invitación a participar en el mismo, para lo cual los implicados firmaron una carta de consentimiento informado, en el caso de los niños, el padre de familia o tutor de cada uno de ellos firmó dicha carta. Finalmente se le solicitó a cada participante una muestra de la primera orina de la mañana. La recolección de muestras de orina se realizó bajo la autorización de la Secretaría de Salud del Estado de Querétaro.

Recolección de muestras

Agua: la recolección de muestras de agua se realizó con base en lo establecido en la norma mexicana NMX-AA-051-SCFI-2001. Se tomó un mínimo de 500 mL de muestra en un envase de polietileno o polipropileno. Las muestras se preservaron añadiendo ácido nítrico concentrado hasta obtener un pH < 2, y fueron refrigeradas a 4 °C hasta su análisis (21).

Suelo: las muestras de suelo se obtuvieron de los traspatios de las viviendas bajo la aprobación de los pobladores. Se recolectó suelo superficial (1 - 5 cm de profundidad) en bolsas de polietileno con ayuda de un cucharón de plástico, de acuerdo con las especificaciones de la NMX-AA-132-SCFI-2016 (22).

Plantas: las hojas muestreadas de cada planta se colocaron en bolsas de polietileno con cierre hermético y se mantuvieron almacenadas a 4 °C hasta su posterior procesamiento y análisis en el laboratorio. Asimismo, se colectó parte de cada espécimen del que se obtuvieron hojas para su posterior identificación taxonómica, la cual fue almacenada en bolsa de papel y conservada en una prensa botánica. Las plantas recolectadas fueron identificadas en el herbario "Isidro Palacios" de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México.

Roedores: la recolección de roedores se realizó siguiendo los lineamientos nacionales establecidos para la protección de animales (Licencia de colecta científica con Núm. FAUT – 0321, emitida por la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). La colecta se llevó a cabo utilizando trampas para captura viva Sherman con cebo, dichas trampas se colocaron y se dejaron por las noches. Se colocaron alrededor de 200 trampas, en trayectos paralelos cada 5 o 10 m de distancia, sobre cuadrantes de 50 m. En campo se determinaron sexo, peso y medidas morfométricas para la identificación y clasificación de los roedores. Los

animales se sacrificaron por técnicas de dislocación cervical para la obtención de tejidos (hígado y riñones). Las muestras fueron almacenadas en envases de vidrio ámbar con tapa de plástico, y se mantuvieron en congelación (-20 °C) hasta su procesamiento y análisis.

Lombrices: se recolectaron muestras compuestas en frascos de vidrio ámbar con tapa de plástico. Las muestras se mantuvieron en congelación (-20 °C) hasta su posterior procesamiento y análisis.

Orina: las muestras de orina fueron recolectadas en recipientes estériles de polipropileno y almacenadas a 4 °C para su transporte y posterior análisis.

Determinación de mercurio

Aire: la determinación de los niveles de mercurio atmosférico se llevó a cabo utilizando el analizador portátil de vapores de mercurio JEROME® J405 (AMETEK Arizona Instrument) con rango de detección de 0.5 µg/m³ a 999 µg/m³.

Agua: una vez en el laboratorio las muestras de agua se sometieron a un proceso de digestión ácida siguiendo lo descrito en el método 3015A de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (US EPA, por su sigla en inglés) (23). Luego del procedimiento anterior se determinaron las concentraciones de mercurio total en agua mediante espectrofotometría de absorción atómica (AAAnalyst 100 Atomic Absorption Spectrometer, Perkin Elmer) empleando la técnica de vapor frío (CVAAS, por su sigla en inglés).

Suelo: dentro del laboratorio las muestras se sometieron a un proceso de digestión ácida tomando en cuenta lo sugerido en el método US EPA 3051A (24). Después de lo anterior se determinaron las concentraciones de mercurio total mediante CVAAS (AAAnalyst 100 Atomic Absorption Spectrometer, Perkin Elmer). Con el objetivo de asegurar la calidad de los resultados obtenidos también se analizó el material de referencia certificado para suelo SRM 2710a Montana I Soil del Instituto Nacional de Estándares y Tecnología de Estados Unidos. El porcentaje de recuperación fue de 99%.

Plantas: una vez en el laboratorio las muestras foliares se sometieron a un proceso de digestión basado en el método US EPA 3052 (25). La medición se llevó a cabo mediante CVAAS (AAAnalyst 100 Atomic Absorption Spectrometer, Perkin Elmer). Para verificar la calidad de los resultados obtenidos se incluyó en el análisis el material de referencia certificado SRM 1547 Peach Leaves del Instituto Nacional de Estándares y Tecnología de Estados Unidos, obteniéndose un porcentaje de recuperación de 90%.

Roedores y lombrices: las muestras, tanto de roedores como de lombrices, se sometieron a un proceso de digestión ácida, tomando en cuenta lo establecido en el método US EPA 3052 (25). La medición se realizó mediante CVAAS (PinAAcle 900T Atomic Absorption Spectrometer, Perkin Elmer). Para verificar la calidad de los resultados obtenidos se incluyó en el análisis el material de referencia certificado SRM 1577c Bovine Liver del Instituto Nacional de Estándares y Tecnología de Estados Unidos, obteniéndose un porcentaje de recuperación de 99%.

Orina: una vez en el laboratorio se procedió a realizar una digestión ácida teniendo como base lo sugerido en el método US EPA 3015A (23). Luego del procedimiento anterior se determinaron las concentraciones de mercurio total en orina mediante CVAAS (AAAnalyst 100 Atomic Absorption Spectrometer, Perkin Elmer). Para asegurar la calidad de los resultados obtenidos también se analizó el material de referencia ClinChek Urine Control (RECIPE, Germany). El porcentaje de recuperación fue de 105%. Finalmente los niveles de mercurio total en orina se ajustaron por creatinina (creat).

Análisis estadístico

Para el análisis estadístico se utilizó el programa SPSS Statistics 23 IBM, este consistió en calcular el mínimo, la mediana y el máximo. Además, se emplearon pruebas para comparar medianas de grupos independientes, se usó la prueba de U de Mann-Whitney y la prueba de Kruskal-Wallis, de acuerdo al caso.

Resultados

Agua

En la región LLSF (Mina La Soledad) se recolectaron once muestras de agua, de las cuales el 82% se encontró por debajo o igual al valor de referencia para Hg en agua de uso y consumo humano establecido en la legislación mexicana (26) correspondiente a 1 µg/L, el resto mostró concentraciones de hasta 7 µg/L. En el caso de la región BUC (Mina Los Santos) se logró obtener nueve muestras de agua, en el 89% de estas se encontraron niveles menores o iguales al valor de referencia, y la muestra restante presentó una concentración de 2 µg/L.

Aire

En la Tabla 1 se muestran las concentraciones de mercurio elemental gaseoso determinadas en Mina La Soledad. La Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades de Estados Unidos (ATSDR, por su sigla en inglés)

indica que a niveles mayores o iguales a $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en un escenario ocupacional la población debe ser evacuada (27), en el presente trabajo el 89% de las mediciones arrojó un valor aproximadamente de 13 a 32 veces mayor al nivel de referencia.

Suelo

Los resultados de los niveles de mercurio total en suelo para exposición en humanos se presentan en la Tabla 3, y los resultados de las concentraciones de mercurio total en suelo para exposición en roedores se muestran en la Tabla 2. Con respecto a las concentraciones de mercurio en suelo para exposición en humanos se encontró que existe diferencia estadísticamente significativa ($p \leq 0.01$) entre los niveles de Mina La Soledad y los de ambas localidades, siendo las concentraciones más altas las correspondientes a Mina La Soledad. En las dos localidades existen reportes de MAM activa, no obstante, en línea con la información obtenida durante las visitas a los sitios es en LLSF donde se realiza con mayor frecuencia en comparación con BUC, lo cual se ve reflejado en los niveles de este elemento en suelo. En México se cuenta con la norma oficial NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 que establece un valor de referencia para mercurio en suelo residencial de 23 mg/kg, observándose que en BUC, LLSF y Mina La Soledad, el 33%, 67% y 100% de los niveles de este metal se encuentran por arriba de dicho valor, respectivamente. Asimismo, se observó que la máxima concentración en suelo se encuentra 3 164 veces sobre el valor de la normativa.

Por otro lado, analizando los niveles de mercurio en suelo para exposición a roedores, se puede notar que existe diferencia estadísticamente significativa ($p \leq 0.01$) entre las concentraciones determinadas en Mina La Soledad y las correspondientes al Sitio de Referencia, siendo los niveles de Mina La Soledad hasta 2 629 veces superiores a los del Sitio de Referencia. Lo anterior demuestra el impacto de la MAM en el incremento de los niveles de mercurio en suelo.

Plantas

En la Tabla 4 se muestran los niveles de mercurio foliares de plantas recolectadas en los seis puntos de muestreo. Como se observa en la Tabla, se encontraron diferencias estadísticamente significativas ($p \leq 0.01$) entre las concentraciones de mercurio foliar de plantas de Mina La Soledad con respecto a los otros cinco sitios, asimismo, hubo diferencias estadísticamente significativas ($p \leq 0.01$) entre los niveles de LLSF con respecto a los de Río Extóraz y Campo de cultivo cercano a Mina Los Santos; y entre las concentraciones de mercurio foliar de Campo de cultivo cercano a Mina La Soledad y las de Campo de cultivo cercano a Mina Los Santos.

Por otro lado, se observó que los niveles de mercurio en hojas más altos están en los sitios de la región LLSF (Mina La Soledad) (S4, S5 y S6) en comparación con la región BUC (Mina Los Santos) (S1, S2 y S3); al cotejar los niveles de los seis puntos de muestreo, las concentraciones de mercurio en hojas siguen el siguiente orden en forma decreciente: Mina La Soledad > LLSF > Campo de cultivo cercano a Mina La Soledad > BUC > Río Extóraz > Campo de cultivo cercano a Mina Los Santos.

Roedores

Las concentraciones de mercurio total obtenidas en tejidos de roedores se presentan en la Tabla 5. Las concentraciones de mercurio en hígado y riñones de los roedores de Mina La Soledad se encontraron significativamente diferentes ($p \leq 0.01$) a las de los roedores del Sitio de Referencia. Los niveles en hígado de Mina La Soledad se observaron hasta 69 veces por arriba de los del Sitio de Referencia, en el caso de las concentraciones en riñones, las halladas en Mina La Soledad se encontraron hasta 455 veces por encima de las del Sitio de Referencia. Por otra parte, comparando los resultados tanto en hígado como en riñones de roedores, se puede ver que las concentraciones en riñones son superiores a las de hígado.

Lombrices

Las concentraciones de mercurio total obtenidas en lombrices se muestran en la Tabla 6. Los niveles de mercurio en lombrices de Mina La Soledad son estadísticamente diferentes ($p \leq 0.01$) a las concentraciones de las lombrices recolectadas en el Sitio de Referencia. Siendo los niveles en lombrices de Mina La Soledad hasta 63 veces más altos en comparación con los de lombrices del Sitio de Referencia.

Orina

Los resultados de mercurio total en orina de niños, mujeres y mineros se presentan en las Tablas 7, 8 y 9, respectivamente. De acuerdo con lo obtenido la población de LLSF muestra niveles más altos de mercurio urinario en comparación con la población de BUC. Sin embargo, las diferencias estadísticamente significativas se encontraron solo en el grupo de niños ($p \leq 0.01$) y en el grupo de mineros ($p \leq 0.05$). Como se mencionó con anterioridad esta tendencia se debe a la frecuencia con la que se realiza la actividad en ambas localidades, siendo mayor en LLSF. Cabe destacar que los mineros son el sector de la población que presenta las concentraciones más altas de mercurio en orina.

La Organización Mundial de la Salud (OMS) establece que la concentración de mercurio en orina de población no expuesta raramente excede los $5 \mu\text{g/g creat}$ (28), tomando este valor como referencia se puede ver que el 23% de niños en

BUC, así como el 68% de niños y el 40% de mujeres en LLSF presentan niveles de mercurio en orina por encima de dicho valor. Para el caso de los mineros existe un Índice Biológico de Exposición (BEI, por su sigla en inglés) para exposición ocupacional a mercurio, el cual equivale a 20 µg/g creat e indica que por debajo de este valor no se presentarán efectos (29), teniendo en cuenta lo anterior el 88% de los mineros en BUC y el 93% en LLSF muestran valores mayores al de referencia.

Discusión y conclusiones

Hasta el momento esta es la primera evaluación integrada de riesgo realizada en sitios con MAM en México, en la cual se contempla tanto a la población humana como a otros receptores ecológicos.

Los niveles de mercurio encontrados en matrices ambientales: aire y suelo son superiores a lo establecido como referencia tanto por instancias nacionales, como por instituciones internacionales, y esto evidentemente se explica por la presencia de MAM. Una vez en el ambiente el mercurio es capaz de movilizarse e impactar a otros componentes del ecosistema, como la biota. Dentro de la biota se encuentran las plantas, los roedores y las lombrices. En cuanto a los niveles de mercurio foliares los obtenidos en Campo de cultivo cercano a Mina Los Santos, Río Extóraz, Bucareli y Campo de cultivo cercano a Mina La Soledad se muestran parecidos a lo reportado comúnmente en la literatura de plantas que se desarrollan en sitios con MAM, sin embargo, los de LLSF y Mina La Soledad sobrepasan considerablemente lo observado en escenarios con características similares. Se sabe que las concentraciones de mercurio foliares están determinadas en un 90% por los niveles de mercurio atmosférico, el cual es absorbido principalmente por los estomas (30). Este último argumento es apoyado por los resultados mostrados en este estudio ya que los niveles en aire registrados en la región Llano de San Francisco (Mina La Soledad) se consideran altos con motivo de la constante emisión de vapores de mercurio.

En el caso de los roedores, en Mina La Soledad fueron capturados siete roedores pertenecientes al género *Peromyscus* y uno al género *Neotoma*, y en Sitio de Referencia los cinco organismos recolectados se identificaron del género *Peromyscus*. La dieta del género *Peromyscus* está compuesta principalmente por: granos y/o semillas, frutas e insectos, aunque la mayor parte de su alimento es el mástil producido por árboles y arbustos (31); en cuanto a la dieta del género *Neotoma*, esta incluye hojas verdes y almohadillas de cactus, las cuales además pueden ser su única fuente de agua, asimismo, las frutas, semillas y los hongos también se consideran parte de su dieta (32). Ambos géneros se caracterizan por

ser de hábitats limitados o definidos (31)(32). Los resultados de mercurio total en roedores concuerdan con los niveles encontrados en suelo y plantas, los roedores de Mina La Soledad presentaron concentraciones de mercurio total en tejidos superiores a los de Sitio de Referencia, lo cual se explica por la exposición a este contaminante mediante el consumo de alimento e incluso suelo contaminado con mercurio. Por otra parte, comparando los niveles hallados en riñones e hígado, los encontrados en riñones se observaron superiores a los de hígado, lo cual coincide con lo descrito en la literatura (33). Otra especie de organismos evaluados fueron las lombrices, al igual que en el caso de los roedores, las concentraciones de mercurio total en lombrices de Mina La Soledad se mostraron mayores a las determinadas en lombrices de Sitio de Referencia, dicho fenómeno se puede atribuir a la presencia de altas concentraciones de mercurio en suelo y plantas de su entorno.

Además del ambiente y la biota, los humanos también se ven afectados por la contaminación de mercurio derivada de la MAM, como se describió en el apartado de resultados, la mayoría de los niños, mujeres y mineros estudiados presentan niveles de mercurio total en orina por arriba de lo establecido como valor de referencia en esta matriz biológica, el mercurio total en orina es un biomarcador recomendado para evaluar la exposición a dos de las especies de mercurio: mercurio elemental gaseoso y mercurio inorgánico, en un escenario de MAM se encuentran estas dos especies, el mercurio elemental gaseoso en las emisiones derivadas de la fundición del mineral, y el mercurio inorgánico en los suelos presente debido a la descarga de las calcinas en ellos. El suelo es una reconocida fuente de exposición a mercurio en niños debido a la ingesta del mismo. Las concentraciones más altas se hallaron en los mineros, lo cual se explica por la magnitud de la producción en la zona de las minas, ya que es mayor a la de los traspatios de las viviendas. Sin embargo, sin importar donde se lleve a cabo la actividad, ni quién la realice, no existe ninguna medida de seguridad y/o protección, incrementando con ello la vulnerabilidad de la población que produce mercurio de esta manera. Aunado a todo esto cabe mencionar que tanto la localidad de Bucareli como la de Llano de San Francisco están catalogadas con un grado de marginación alto, esto además de las amenazas químicas presentes originadas por la MAM, determina la salud de la población (34).

Como conclusión, la evaluación integrada de riesgo asociada a mercurio arrojó que tanto la población humana como la biota se encuentran en riesgo de padecer efectos adversos en salud debido a la presencia de altos niveles de este contaminante en aire y suelo. Asimismo, la información obtenida en el presente trabajo sirve para comenzar a diseñar e implementar estrategias de mitigación ambiental basadas en lo establecido en el reciente Convenio de Minamata.

Referencias

1. Global mercury supply, trade and demand [Internet]. [cited 2018 Nov 8]. Available from: www.unep.org/chemicalsandwaste/resources/publications
2. Van Brussel E, Carrizales L, Flores-Ramirez R, Camacho A, Leon-Arce M, Diaz-Barriga F. The “CHILD” framework for the study of artisanal mercury mining communities. *Rev Environ Health* [Internet]. 2016 Jan 1 [cited 2018 Sep 18];31(1):43–5. Available from: <https://www.degruyter.com/view/j/reveh.2016.31.issue-1/reveh-2015-0056/reveh-2015-0056.xml>
3. Camacho A, Van Brussel E, Carrizales L, Flores-Ramírez R, Verduzco B, Huerta SRA, et al. Mercury Mining in Mexico: I. Community Engagement to Improve Health Outcomes from Artisanal Mining. *Ann Glob Heal* [Internet]. 2016;82(1):149–55. Available from: <http://dx.doi.org/10.1016/j.aogh.2016.01.014>
4. Li P, Feng X, Qiu G, Zhang J, Meng B, Wang J. Mercury speciation and mobility in mine wastes from mercury mines in China. *Environ Sci Pollut Res*. 2013;20(12):8374–81.
5. Wang J, Feng X, Anderson CWN, Zhu W, Yin R, Wang H. Mercury distribution in the soil-plant-air system at the Wanshan mercury mining district in Guizhou, Southwest China. *Environ Toxicol Chem*. 2011;30(12):2725–31.
6. Dai Z, Feng X, Zhang C, Wang J, Jiang T, Xiao H, et al. Assessing anthropogenic sources of mercury in soil in Wanshan Hg mining area, Guizhou, China. *Environ Sci Pollut Res*. 2013;20(11):7560–9.
7. Li P, Feng X, Qiu G, Shang L, Wang S. Mercury pollution in Wuchuan mercury mining area, Guizhou, Southwestern China: The impacts from large scale and artisanal mercury mining. *Environ Int*. 2012;42(1):59–66.
8. Du B, Li P, Feng X, Qiu G, Zhou J, Maurice L. Mercury exposure in children of the wanshan mercury mining area, Guizhou, China. *Int J Environ Res Public Health*. 2016;13(11).
9. Li P, Feng X, Shang L, Qiu G, Meng B, Zhang H, et al. Human co-exposure to mercury vapor and methylmercury in artisanal mercury mining areas, Guizhou, China. *Ecotoxicol Environ Saf*. 2011;74(3):473–9.
10. Sakamoto M, Feng X, Li P, Qiu G, Jiang H, Yoshida M, et al. High exposure of Chinese mercury mine workers to elemental mercury vapor and increased methylmercury levels in their hair. *Environ Health Prev Med*. 2007;12(2):66–70.
11. Li P, Feng X, Qiu G, Li Z, Fu X, Sakamoto M, et al. Mercury exposures and symptoms in smelting workers of artisanal mercury mines in Wuchuan, Guizhou, China. *Environ Res*. 2008;107(1):108–14.
12. Feng X, Qiu G. Mercury pollution in Guizhou, Southwestern China - An overview. *Sci Total Environ* [Internet]. 2008;400(1–3):227–37. Available from: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.05.040>
13. Hernández-Silva G, García-Martínez R, Solís-Valdez S, Martínez-Trinidad S,

- Mercado-Sotelo I, Ramírez-Islas M, et al. Presencia del Hg total en una relación suelo-planta-atmósfera al sur de la Sierra Gorda de Querétaro, México. *TIP Rev Espec en Ciencias Quim.* 2012;15(1):5–15.
14. Ordóñez A, Álvarez R, Loredo J. Asturian mercury mining district (Spain) and the environment: A review. *Environ Sci Pollut Res.* 2013;20(11):7490–508.
 15. Amorós JA, Esbrí JM, García-Navarro FJ, Pérez-de-los-Reyes C, Bravo S, Villaseñor B, et al. Variations in mercury and other trace elements contents in soil and in vine leaves from the Almadén Hg-mining district. *J Soils Sediments.* 2014;14(4):773–7.
 16. Chibunda RT, Janssen CR. Mercury residues in free-grazing cattle and domestic fowl from the artisanal gold mining area of Geita district, Tanzania. *Food Addit Contam - Part A Chem Anal Control Expo Risk Assess.* 2009;26(11):1482–7.
 17. Abbott LC. The Effects of Environmental Mercury Contamination on Wild and Domestic Animals. *Appro Poult Dairy Vet Sci.* 2017;1(2):23–5.
 18. Yin R, Zhang W, Sun G, Feng Z, Hurley JP, Yang L, et al. Mercury risk in poultry in the Wanshan Mercury Mine, China. *Environ Pollut [Internet].* 2017;230:810–6. Available from: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2017.07.027>
 19. Provencio E. Programa de Manejo de la Reserva de la Biosfera Sierra Gorda México [Internet]. [cited 2018 Sep 14]. Available from: https://www.conanp.gob.mx/que_hacemos/pdf/programas_manejo/sierra_gorda.pdf
 20. Vázquez AT. Portal de Información Geográfica - CONABIO [Internet]. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO); 2018 [cited 2018 Mar 13]. Available from: <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>
 21. ANÁLISIS DE AGUA-DETERMINACIÓN DE METALES POR ABSORCIÓN ATÓMICA EN AGUAS NATURALES, POTABLES, RESIDUALES Y RESIDUALES TRATADAS-MÉTODO DE PRUEBA (CANCELA A LA NMX-AA-051-1981) WATER ANALISIS-DETERMINATION OF METALS BY ATOMIC ABSORPTION IN NATURAL, DRINKING, WASTEWATERS AND WASTEWATERS TREATED-TEST METHOD [Internet]. [cited 2018 Nov 18]. Available from: <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/166785/NMX-AA-051-SCFI-2001.pdf>
 22. MUESTREO DE SUELOS PARA LA IDENTIFICACIÓN Y LA CUANTIFICACIÓN DE METALES Y METALOIDES, Y MANEJO DE LA MUESTRA (CANCELA A LA NMX-AA-132-SCFI-2006) SOIL SAMPLING FOR METALS AND METALLOIDS IDENTIFICATION AND QUANTIFICATION, AND SAMPLE HANDLING [Internet]. [cited 2018 Nov 18]. Available from: <http://www.economia-nmx.gob.mx/normas/nmx/2010/nmx-aa-132-scfi-2016.pdf>
 23. EPA. Method 3015A. Microwave assisted acid digestion of aqueous samples and extracts [Internet]. 2007 [cited 2018 Nov 19]. Available from: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-12/documents/3015a.pdf>
 24. EPA. Method 3051A. Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils [Internet]. 2007 [cited 2018 Nov 19]. Available from: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-12/documents/3051a.pdf>

25. EPA. Method 3052. Microwave assisted acid digestion of siliceous and organically based matrices [Internet]. 1996 [cited 2018 Nov 19]. Available from: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-12/documents/3052.pdf>
26. MODIFICACIÓN a la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994, Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización [Internet]. [cited 2018 Nov 20]. Available from: <http://www.salud.gob.mx/unidades/cdi/nom/m127ssa14.html>
27. Division of Toxicology and Environmental Medicine Prevention R and MSBERT. Action Levels for Elemental Mercury Spills [Internet]. ATSDR Chemical Specific Health Consultation. 2012 [cited 2018 Apr 24]. Available from: <https://www.atsdr.cdc.gov/emergencyresponse.html>
28. World Health Organization. Children's Exposure to Mercury Compounds [Internet]. 2010 [cited 2018 May 18]. Available from: http://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/44445/9789241500456_eng.pdf;jsessionid=1C8B634381961B8C9CD88A9C42F48041?sequence=1
29. ACGIH. Mercury BEI. 2013.
30. Mosbæk H, Tjell JC, Sevel T. Plant uptake of airborne mercury in background areas. *Chemosphere*. 1988;17(6):1227–36.
31. King JA, King JA, Mammalogists. AS of. *Biology of Peromyscus (Rodentia)* [Internet]. [Stillwater, Okla.]: American Society of Mammalogists,; 1968 [cited 2018 Sep 18]. 1-616 p. Available from: <https://www.biodiversitylibrary.org/item/87604>
32. Escherich PC, University of California BM of VZ. *Social biology of the bushy-tailed woodrat, Neotoma cinerea*. University of California Press; 1981. 132 p.
33. Friberg L. Studies on the Accumulation, Metabolism and Excretion of Inorganic Mercury (Hg²⁰³) after prolonged Subcutaneous Administration to Rats. *Acta Pharmacol Toxicol (Copenh)* [Internet]. 2009 Mar 13 [cited 2018 Sep 18];12(4):411–27. Available from: <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1600-0773.1956.tb01402.x>
34. Eagles-Smith CA, Silbergeld EK, Basu N, Bustamante P, Diaz-Barriga F, Hopkins WA, et al. Modulators of mercury risk to wildlife and humans in the context of rapid global change. *Ambio* [Internet]. 2018;47(2):170–97. Available from: <https://doi.org/10.1007/s13280-017-1011-x>

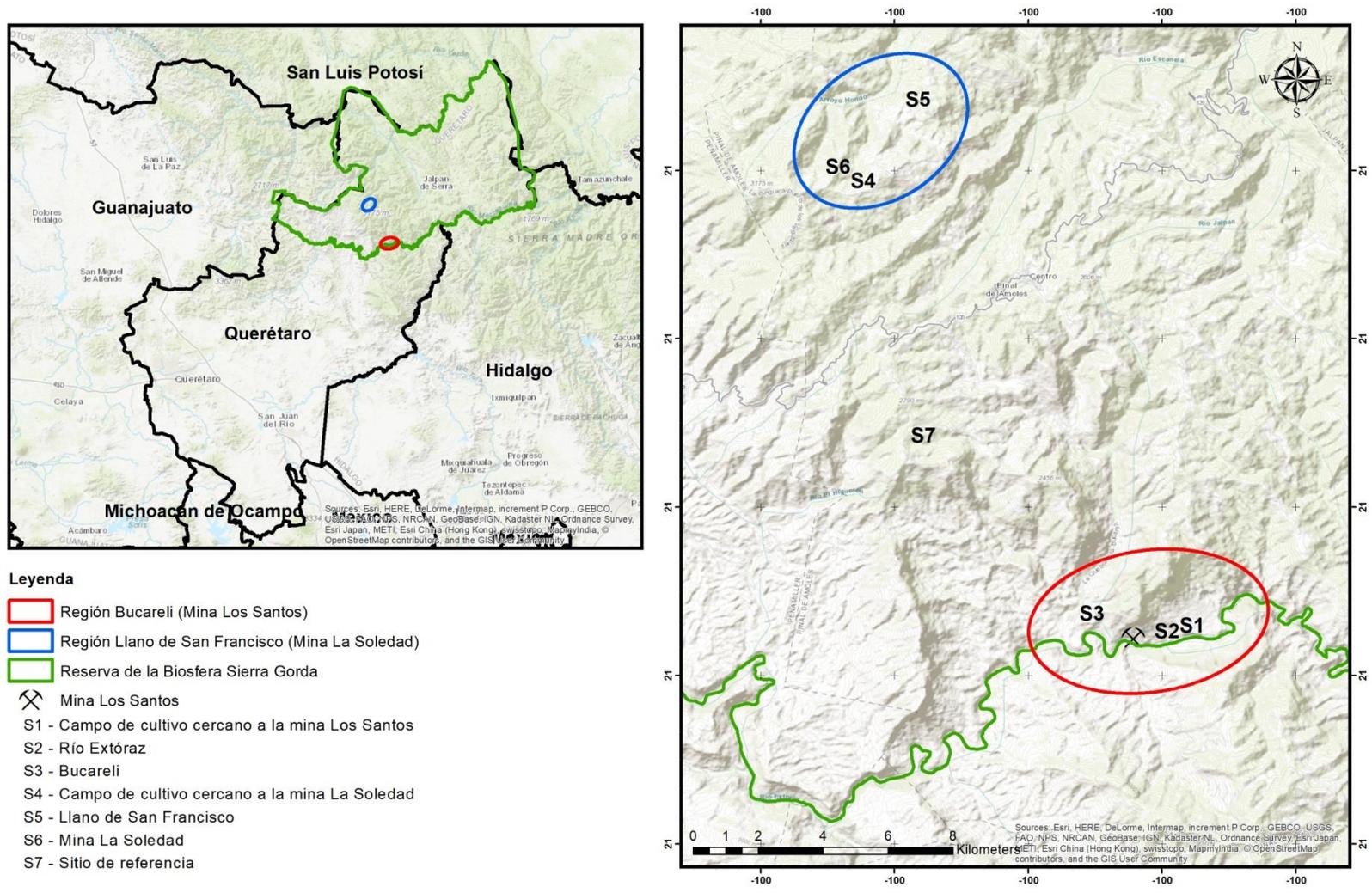


Figura 1. Ubicación de los sitios de estudio.

Tabla 1. Niveles de mercurio elemental gaseoso ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Sitio	n	Mínimo	Mediana	Máximo	% > VR
Mina La Soledad	18	3-6	245-3	486-4	89

Valor de Referencia (VR) (27) = $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Tabla 2. Niveles de mercurio total en suelo para exposición en roedores y lombrices (mg/kg).

Sitio	n	Mínimo	Mediana	Máximo
Mina La Soledad	9	34-1	380-6**	1 314-7
SR	5	0-3	0-4	0-5

** Indica que existen diferencias estadísticamente significativas ($p \leq 0-01$) entre los dos sitios

Tabla 3. Niveles de mercurio total en suelo para exposición humana (mg/kg).

Sitio	n	Mínimo	Mediana	Máximo
Mina La Soledad	8	347-6	2 385-5** a	72 761-7
LLSF	9	6-6	35-3 ^b	13 945-0
BUC	3	7-9	14-4 ^b	27-3

** Indica que existen diferencias estadísticamente significativas ($p \leq 0-01$) entre sitios

Distintas letras indican las diferencias significativas entre sitios ($p \leq 0-05$)

Tabla 4. Niveles foliares de mercurio total (mg/kg peso seco).

Sitio	n	Mínimo	Mediana	Máximo
Mina La Soledad	33	8-9	210-2** a	677-4
LLSF	30	0-4	3-9 ^b	98-6
Campo de cultivo (La Soledad)	30	0-8	2-2 ^{b, c}	4-4
BUC	9	0-3	1-5 ^{b, d}	9-2
Río Extóraz	14	0-06	0-4 ^{c, d}	2-3
Campo de cultivo (Los Santos)	21	0-08	0-4 ^d	2-8

** Indica que existen diferencias estadísticamente significativas ($p \leq 0-01$) entre sitios

Distintas letras indican las diferencias significativas entre sitios ($p \leq 0-01$)

Tabla 5. Niveles de mercurio total en tejidos de roedores (mg/kg peso húmedo).

Tejido	Sitio	n	Mínimo	Mediana	Máximo
Hígado	Mina La Soledad	8	0.34	2.96**	11.81
	SR	5	0.01	0.03	0.17
Riñón	Mina La Soledad	8	5.46	32.51**	209.15
	SR	5	0.09	0.41	0.46

** Indica que existen diferencias estadísticamente significativas ($p \leq 0.01$) entre los dos sitios

Tabla 6. Niveles de mercurio total en lombrices (mg/kg peso húmedo).

Sitio	n	Mínimo	Mediana	Máximo
Mina La Soledad	5	9.82	15.17**	24.52
SR	5	0.21	0.30	0.39

** Indica que existen diferencias estadísticamente significativas ($p \leq 0.01$) entre los dos sitios

Tabla 7. Niveles de mercurio total en orina de niños ($\mu\text{g/g creat}$).

Sitio	n	Mínimo	Mediana	Máximo	% > VR
LLSF	32	1.1	10.2**	233.7	68
BUC	34	0.4	1.8	46.3	23

** Indica que existen diferencias estadísticamente significativas ($p \leq 0.01$) entre los dos sitios

Valor de Referencia (VR) para niños (28) = 5 $\mu\text{g/g creat}$

Tabla 8. Niveles de mercurio total en orina de mujeres ($\mu\text{g/g creat}$).

Sitio	n	Mínimo	Mediana	Máximo	% > VR
LLSF	5	1.3	4.7	10.1	40
BUC	5	1.7	2.8	4.9	0

** Indica que existen diferencias estadísticamente significativas ($p \leq 0.01$) entre los dos sitios

Valor de Referencia (VR) para mujeres (28) = 5 $\mu\text{g/g creat}$

Tabla 9. Niveles de mercurio total en orina de mineros ($\mu\text{g/g creat}$).

Sitio	n	Mínimo	Mediana	Máximo	% > VR
LLSF	14	9.9	105.9*	309.7	93
BUC	17	0.8	51.5	355.3	88

* Indica que existen diferencias estadísticamente significativas ($p \leq 0.05$) entre los dos sitios

Valor de Referencia (VR) para mineros (29) = 20 $\mu\text{g/g creat}$

ANEXO IV. CLASIFICACIÓN TAXONÓMICA DE PLANTAS

Las plantas fueron identificadas por el Taxónomo José García Pérez del Herbario “Isidro Palacios” de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí.

Subclase	n
Asteridae	38
Magnoliidae	30
Rosidae	21
Commelinidae	9
Dilleniidae	7
Pinidae	3
Caryophyllidae	3
No Identificada	26

ANEXO V. CLASIFICACIÓN TAXONÓMICA Y DATOS MORFOMÉTRICOS DE ROEDORES

La clasificación taxonómica y la obtención de datos morfométricos de los roedores fueron llevadas a cabo por el equipo de trabajo del Dr. Guillermo Espinosa Reyes, profesor-investigador de la Facultad de Medicina de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí.

Sitio	No. Individuo	Género	LT (mm)	CV (mm)	PT (mm)	O (mm)	LC (mm)	Peso (g)	Sexo
Mina La Soledad	1	<i>Neotoma</i>	370	165	38	28	205	155	♀
	2	<i>Peromyscus</i>	113	116	23	19	97	27	♀
	3	<i>Peromyscus</i>	210	105	25	22	105	31	♂
	4	<i>Peromyscus</i>	230	110	23	21	120	32	♂
	5	<i>Peromyscus</i>	202	102	23	24	100	34	♀
	6	<i>Peromyscus</i>	177	90	24	23	87	27	♀
	7	<i>Peromyscus</i>	196	101	22	20	95	29	♂
	8	<i>Peromyscus</i>	182	95	22	20	87	25	♂

Sitio	No. Individuo	Género	LT (mm)	CV (mm)	PT (mm)	O (mm)	LC (mm)	Peso (g)	Sexo
Sitio Referencia	1	<i>Peromyscus</i>	194	95	21	19	99	23.5	♂
	2	<i>Peromyscus</i>	214	105	24	19	109	21.5	♂
	3	<i>Peromyscus</i>	129	36	21	21	93	22	♂
	4	<i>Peromyscus</i>	202	97	21	18	105	29	♀
	5	<i>Peromyscus</i>	197	95	22	18	102	24	♀

En donde:

LT = Largo total

CV = Columna vertebral

PT = Pata trasera

O = Oreja

LC = Largo cola

ANEXO VI. OTROS PRODUCTOS



COORDINACIÓN
LCAyS

LA QUE SUSCRIBE COORDINADORA DE LA LICENCIATURA EN CIENCIAS AMBIENTALES Y SALUD DE LA FACULTAD DE MEDICINA DE LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ;

HACE CONSTAR

Que la **M.C. Arlette Andrea Camacho de la Cruz**, PARTICIPÓ EN LA CODIRECCIÓN DE LA TESIS DE LICENCIATURA TITULADA, "NIVELES DE MERCURIO FOLIARES EN PLANTAS DE DIFERENTES FAMILIAS EN SITIOS CON MINERÍA ARTESANAL DE MERCURIO EN LA RESERVA DE LA BIÓSFERA SIERRA GORDA, QUERÉTARO, MÉXICO: SUS IMPLICACIONES EN LOS DETERMINANTES ECOLÓGICOS DE LA SALUD" misma que se llevó a cabo durante el periodo de mayo de 2016 a abril de 2018, concluyendo con la defensa de tesis el día 14 de mayo de 2018.

Se extiende la presente **CONSTANCIA** para los fines legales que a la interesada convengan, en la Ciudad de San Luis Potosí, a los 13 días del mes de agosto del año 2018.



FACULTAD DE
MEDICINA

Ra. Venustiano Carranza 2405
CP 78210 - San Luis Potosí, S.L.P.
tel. (449) 826 2344 al 49
tel. Dirección (449) 826 2352
fax (449) 826 2352
www.uaslp.mx

ATENTAMENTE
"SIEMPRE AUTÓNOMA POR MI PATRIA DECLARÉ"


Dra. Gabriela Domínguez Cortinas
Coordinadora de la Licenciatura en Ciencias
Ambientales y Salud



FACULTAD DE
MEDICINA
UASLP
COORDINACIÓN
LCAyS



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS
POTOSÍ
FACULTAD DE MEDICINA
LICENCIATURA EN CIENCIAS AMBIENTALES
Y SALUD



**DETERMINACIÓN DE MERCURIO TOTAL EN ATÚN ENLATADO
ALETA AMARILLA (*THUNNUS ALBACARES*) COMERCIALIZADO
EN LA CIUDAD DE SAN LUIS POTOSÍ, S.L.P., MÉXICO**

TESIS
QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE
LICENCIADO EN CIENCIAS AMBIENTALES Y SALUD

PRESENTA:
LUIS ENRIQUE REYES ARREGUÍN

DIRECTOR DE TESIS:
DR. FERNANDO DÍAZ-BARRIGA MARTÍNEZ

CODIRECTOR DE TESIS:
M. C. ARLETTE ANDREA CAMACHO DE LA CRUZ

JURADO:
PRESIDENTE: DR. FERNANDO DÍAZ-BARRIGA MARTÍNEZ

SINODAL: DR. ROGELIO FLORES RAMÍREZ

SINODAL: M. C. LETICIA CARRIZALES YÁÑEZ

AGOSTO 2018



Agosto 21, 2018.

Dr. Gilberto Fabián Hurtado Torres
Secretario de Servicios Escolares de la
Facultad de Medicina
Presente.-

Estimado Dr. Hurtado:

Una vez que se verificó que el alumno **LUIS ENRIQUE REYES ARREGUIN** con clave **221781** aprobó la totalidad de los créditos de la Licenciatura en Ciencias Ambientales y Salud presentó su proyecto de tesis "**DETERMINACIÓN DE MERCURIO TOTAL EN ATÚN ENLATADO ALETA AMARILLA (THUNNUS ALBACARES) COMERCIALIZADO EN LA CIUDAD DE SAN LUIS POTOSÍ, S.L.P. MÉXICO**"; ante el jurado asignado para su evaluación. Después de examinar la realización y defensa pública de este trabajo, el jurado asignado **APROBÓ** que el alumno:

LUIS ENRIQUE REYES ARREGUIN
INICIE TRÁMITES DE TITULACIÓN CON LA MODALIDAD
DE PROYECTO DE TESIS

En consecuencia, se procederá a la firma del acta correspondiente para su titulación de la Licenciatura en Ciencias Ambientales y Salud.

Dr. Fernando Díaz Barriga Martínez
PRESIDENTE

Dr. Rogelio Flores Ramírez
SINODAL

M. Leticia Carrizales Yáñez
SINODAL

Dra. Gabriela Domínguez Contreras
Coordinadora de la Licenciatura en Ciencias Ambientales y Salud
Facultad de Medicina
Tel: 444-8261450 Ext. 8465
FACULTAD DE MEDICINA
UASLP
COORDINACIÓN LCAS



c.c.p - Expediente del alumno.
DRA/GDC

"95 AÑOS COMO PRIMERA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA EN MÉXICO"



Certificado de Participación

La Organización Panamericana de la Salud

certifica que:

Arlette Andrea Camacho de la Cruz

ha Aprobado con Excelencia el Curso Virtual
**El rol del sector salud en la implementación del Convenio
de Minamata sobre el Mercurio - Edición 2017**

ofrecido a través del Campus Virtual de Salud Pública,

del 12 de junio al 15 de septiembre de 2017, con una duración de ciento cuarenta horas.

Emitido Noviembre, 2017



Dra. Carissa F. Etienne
Directora



EL INSTITUTO NACIONAL DE ECOLOGÍA Y CAMBIO CLIMÁTICO

Otorga el Presente Reconocimiento a:

Dra. Arlette Andrea Camacho

de la Cruz

Por su participación :

En el Taller de

**Desarrollo de la Evaluación Inicial del Convenio de
Minamata en México**

Dr. Arturo Gavilán García

**Director de Investigación para el Manejo Sustentable de Sustancias
Químicas, Productos y Residuos**



INECC
INSTITUTO NACIONAL
DE ECOLOGÍA Y
CAMBIO CLIMÁTICO



SEMARNAT
SECRETARÍA DE
MEDIO AMBIENTE
Y RECURSOS NATURALES

EL INSTITUTO NACIONAL DE ECOLOGÍA Y CAMBIO CLIMÁTICO

Otorga el Presente Reconocimiento a:

**Dra. Arlette Andrea Camacho
de la Cruz**

Por su participación :

En el Taller de

**Minería Artesanal de Oro y Plata en el
Marco del Convenio de Minamata**

Diciembre 2016

Dr. Arturo Gavilán García

**Director de Investigación para el Manejo Sustentable de Sustancias
Químicas, Productos y Residuos**



El INSTITUTO NACIONAL DE ECOLOGÍA Y CAMBIO CLIMÁTICO

Otorga el Presente Reconocimiento a:

Arlette A. Camacho de la Cruz

Por su participación :

**En el Taller de
Capacidades analíticas para el
cumplimiento del convenio Minamata**

Febrero 2017

Dr. Arturo Gavilán García
Director de Investigación para el Manejo Sustentable de Sustancias
Químicas, Productos y Residuos



EL INSTITUTO NACIONAL DE ECOLOGÍA Y CAMBIO CLIMÁTICO

Otorga el presente reconocimiento a:

**M. en C. Arlette Andrea Camacho
de la Cruz**

Por su Participación en el:

"Taller Sobre la Perspectiva de Género en el Marco del Convenio de Minamata"

Mayo 2017

Dr. J. Victor Hugo Páramo Figueroa
Coordinador General de Contaminación y Salud Ambiental

TOEFL ITP Score Report

Name of Institution: CENTRO DE CERTIFICACIONES DE INGLES

Name: CAMACHO ARLETTE

DOB: 07/15/1988

Native Country: Mexico

Native Language: Spanish

Scaled Scores:

Sex: F

Degree:

Student Number:
Times Taken TOEFL: 2*

47 Test Date: 10/12/2018

54 Form: TCEFL ITP

51

207

Listening Comprehension:

Structure & Written Expression:

Reading Comprehension:

Total Score:



The use of this document is restricted. ETS reserves the right to cancel or withdraw this report at any time.
This TOEFL ITP Assessment Service is designed to be used for placement, program monitoring,
and course placement. TOEFL ITP scores should not be used for admission or progression
decisions. English is not the standard language of instruction for content courses. Learn more at
www.ets.org/boell_jp/boell.

09/19/2019 10:18:13 AM Printed in U.S.A.

IN 770482

Student's File Copy
Do Not Copy

Copyright © 2018 by Educational Testing Service.