

CONTAMINACIÓN POR MERCURIO EN AIRE DEL DISTRITO MINERO DE SAN MARTÍN DE LOBA EN EL DEPARTAMENTO DE BOLÍVAR, COLOMBIA

Jesús OLIVERO-VERBEL*, Fredys YOUNG-CASTRO y Karina CABALLERO-GALLARDO

Grupo de Química Ambiental y Computacional, Facultad de Ciencias Farmacéuticas, Universidad de Cartagena, Cartagena, Colombia

*Autor responsable; joliverov@unicartagena.edu.co

(Recibido enero 2013, aceptado diciembre 2013)

Palabras clave: minería aurífera, amalgamación, toxicidad, efectos en la salud

RESUMEN

El mercurio (Hg) es un metal pesado, considerado un contaminante altamente tóxico. En su estado elemental es volátil, lo cual facilita su transporte a largas distancias a través de la atmósfera, por lo que la contaminación ambiental causada por el mismo representa un grave problema a nivel mundial. Actividades como la minería de oro, en donde es empleado el Hg metálico, han contribuido con su distribución global, afectando los ecosistemas y la salud del hombre. El objetivo de este estudio fue determinar los niveles de mercurio total (Hg-t) en aire en zonas de minería aurífera del sur de Bolívar, en particular en el Distrito Minero de San Martín de Loba, en los municipios de San Martín de Loba y Barranco de Loba (Mina Santa Cruz), Colombia. El análisis *in situ* fue realizado por espectroscopía de absorción atómica, empleando un analizador portátil de mercurio RA 915+. En Mina Santa Cruz, uno de los asentamientos mineros más importante de Colombia, los niveles de Hg-t en aire variaron entre 163.7 ± 6.6 y $40\,455 \pm 2154$ ng/m³, mientras que en la cabecera municipal de San Martín de Loba oscilaron entre 223.6 ± 20.8 y $27\,140 \pm 212.5$ ng/m³. En aquellos sitios en los que hubo proceso de quema de amalgama al momento de las mediciones, las concentraciones de Hg alcanzaron valores de $40\,455 \pm 2154$ ng/m³. Estos datos implican una exposición ocupacional severa al Hg para los operadores, y ambiental para los ciudadanos que habitan en poblaciones cercanas a las minas. En consecuencia, es de importancia regular y controlar el uso del Hg en la minería del oro, evitando un impacto crónico del metal sobre la salud de las personas y el ambiente.

Key words: gold mining, amalgamation, toxicity, health effects

ABSTRACT

Mercury (Hg) is a heavy metal, considered a highly toxic pollutant. In its elemental state is volatile, making it easy to transport over long distances through the atmosphere, so that environmental pollution caused by it is a serious problem worldwide. Activities such as gold mining, where metallic Hg is used, have contributed with its global distribution, affecting ecosystems and human health. The aim of this study was to determine the levels of total mercury (T-Hg) in air in gold mining areas in Southern Bolivar, particularly in the mining district of San Martín de Loba, in the municipalities of San Martín de Loba and Barranco de Loba (Mina Santa Cruz), Colombia. In

situ analyses were performed by atomic absorption spectroscopy, using a portable RA-915+ Zeeman mercury analyzer. In Mina Santa Cruz, one of the most important gold mines in Colombia, concentrations of Hg in air ranged between 163.7 ± 6.6 and 40455 ± 2154 ng/m³, while in the urban area of San Martín de Loba varied from 223.6 ± 20.8 to 27140 ± 212.5 ng/m³. In those places where an amalgam burning process was taking place at the time of the measurements, Hg concentrations reached values of 40455 ± 2154 ng/m³. These data imply a severe occupational exposure to Hg for operators and citizens living in cities located near mines. Therefore, it is important to regulate and control the use of Hg in gold mining, avoiding a chronic impact of the metal on the health of people and the environment.

INTRODUCCIÓN

El mercurio (Hg) es un metal tóxico que puede causar una variedad de efectos adversos dependiendo de la especie (elemental, orgánico o inorgánico), así como de la vía, cantidad y duración de exposición (Yard *et al.* 2012); siendo un contaminante ambiental persistente en el ambiente y distribuido globalmente en la atmósfera (Baya y Van Heyst 2010, Falandysz *et al.* 2012). Está presente de forma natural en los ecosistemas debido a procesos geológicos como la erosión, la desgasificación de la corteza terrestre, las emisiones volcánicas (Gustin *et al.* 2000, Gustin 2003, Nriagu y Becker 2003, Gustin *et al.* 2008), y como resultado de procesos antrópicos (Berg *et al.* 2006, Jiang *et al.* 2006, Bone *et al.* 2007, Bookman *et al.* 2008, Streets *et al.* 2009, Cheng y Hu 2010), incluyendo las actividades industriales y la minería artesanal del oro. En esta última, el Hg metálico es utilizado en el proceso de amalgamación para extraer el oro. Aunque el uso comercial e industrial del Hg es regulado en muchos países, debido a su bioacumulación en sistemas biológicos y efectos sobre los ecosistemas, la amalgamación con este metal sigue siendo una de las técnicas preferidas en la minería artesanal en muchos países en desarrollo, la mayoría ubicados en zonas tropicales (Lacerda y Salomons 1998, Veiga *et al.* 2006).

Actualmente existen entre 10 y 15 millones de mineros artesanales en todo el mundo, y sus operaciones abarcan más de 70 países, con una producción alrededor de 350 toneladas de oro al año (Telmer y Veiga 2008). Además, esta actividad constituye una importante fuente de ingresos, algunas veces la única, para muchas familias en más de 55 países en desarrollo en África, Asia y América del Sur (Li *et al.* 2009). El Hg usado en la minería artesanal aurífera es liberado al ambiente, alrededor de un 70 % es emitido a la atmósfera durante la quema de la amalgama sin el uso de retortas y aproximadamente el 30 % de este último es depositado en los ríos

(Lacerda y Salomons 1998). Ha sido estimado que el Hg liberado a la atmósfera por fuentes antrópicas oscila entre 2200 y 2900 Mg por año (Pacyna *et al.* 2006, Pirrone *et al.* 2009), mientras que las naturales alcanzan anualmente de 800 a 5200 Mg (Seigneur *et al.* 2001, Mason 2009). Este Hg es transportado a sitios remotos mediante deposición húmeda y seca, afectando ecosistemas a escala local, regional y global (Gustin *et al.* 2000, 2008, Selin *et al.* 2007, Watras *et al.* 2009).

En Colombia, según los datos del Sistema de Información Minero Colombiano, los departamentos con mayor producción de oro (kg) para el año 2012 fueron: Antioquia (21 590), Chocó (17 079.07), Bolívar (3322.17), Cauca (2320.10) y Caldas (1281.82) (SIMCO 2013), siendo el sur de Bolívar una de las zonas de mayor explotación aurífera en el país. A pesar de la amplia riqueza que deja esta actividad, la misma arrastra consigo graves problemas de contaminación (Passos y Mergler 2008), debido a la liberación de Hg al ambiente, luego de su utilización en los procesos de extracción. No obstante lo anterior, en Colombia existen pocos reportes que evidencien el impacto de la minería de oro sobre el aire que respiran diariamente los habitantes de las zonas mineras del sur de Bolívar. Por ello, el objetivo de este estudio fue determinar las concentraciones de Hg total (Hg-t) en aire en dos localidades mineras de importancia en la región norte del país.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Las mediciones de Hg-t en aire fueron realizadas en dos de las zonas de mayor influencia de minería aurífera en el norte de Colombia (San Martín de Loba y Barranco de Loba-Mina Santa Cruz), municipios que hacen parte del Distrito Minero de San Martín de Loba, ubicado al sur del Departamento de Bolívar, Colombia (Fig. 1).

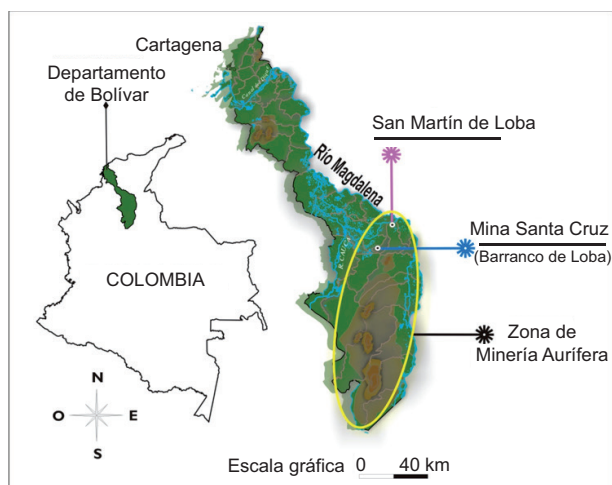


Fig. 1. Ubicación geográfica del área de estudio

Determinación de mercurio total en aire

Las determinaciones *in situ* fueron desarrolladas empleando un analizador de Hg en aire (Atomic Absorption Mercury Spectrometer RA-915+, Lumex Ltd, Rusia), de acuerdo con lo sugerido por Sholupov *et al.* (2004). El límite de detección del equipo es 2 ng/m^3 (tiempo promedio de 1 s) y 0.3 ng/m^3 (tiempo promedio de 30 s), para las medidas en tiempo real. El monitoreo fue llevado a cabo en horas de la mañana, a una distancia no superior a un metro de la fuente, y realizando al menos cinco mediciones por sitio (Olivero *et al.* 2006, González-Carrasco *et al.* 2011). En total fueron tomadas mediciones en ocho sitios diferentes en San Martín de Loba, teniendo en cuenta la entrada al municipio (P1 y P2), entrada a minas (P3), entables mineros (P4-P7), y canal de drenaje (P8).

Análisis de datos

El resultado del análisis para cada sitio de muestreo es presentado como la media \pm error estándar (SEM), para determinaciones por quintuplicado realizadas de forma consecutiva en el mismo sitio, a intervalos de 25-35 segundos.

RESULTADOS

Las concentraciones de Hg-t medidas en el aire del municipio de San Martín de Loba son presentadas en la **figura 2**. Los resultados muestran que los habitantes de esta localidad están expuestos a altos niveles del metal en el aire. Resaltando que las concentraciones más elevadas fueron encontradas alrededor de Mina Catanga (P4-P8), la cual está localizada dentro del área urbana del municipio.

Los resultados de los niveles de Hg-t en aire para Mina Santa Cruz (Barranco de Loba) son presentados en la **figura 3**. Es evidente que existe una exposición ambiental por Hg a través del aire, no sólo derivada del proceso de extracción del oro, sino desde los sitios en donde es procesado y comercializado el metal precioso. Además, los niveles de Hg varían considerablemente de acuerdo con la ubicación y tipo de proceso minero. Las concentraciones más altas de Hg-t en aire fueron encontradas en una tienda de oro en el que estaba siendo quemada una amalgama. En este caso, cuando la medición fue realizada a 1 m de distancia del quemador, los niveles alcanzaron $20089.4 \pm 1943.2 \text{ ng/m}^3$, mientras que a 20 cm, estos se duplicaron ($40455.4 \pm 2154.2 \text{ ng/m}^3$) (**Fig. 3 A,B**). Por su parte, en los entables mineros activos fueron registrados valores de $10747.8 \pm 1180.7 \text{ ng/m}^3$ (**Fig. 3 C**). El monitoreo de aire en varias zonas de la mina reveló una contaminación generalizada. Por ejemplo, en el centro educativo 223.4 ± 26.6 y $163.7 \pm 6.6 \text{ ng/m}^3$ (**Fig. 3 O,P**) y cerca de la iglesia ($278.0 \pm 9.3 \text{ ng/m}^3$) (**Fig. 3 N**), las concentraciones de Hg en aire superaron los límites permisibles internacionales (200 ng/m^3) (ATSDR 2013).

DISCUSIÓN

Los resultados de este trabajo mostraron que en el Distrito Minero de San Martín de Loba existe un alto grado de exposición a Hg, particularmente como resultado del proceso de amalgamación de oro, el cual ha sido ampliamente utilizado por más de 180 años (Zhang *et al.* 2012). Lo anterior concuerda con estudios realizados en cabello humano proveniente de 12 sitios del sur del Departamento de Bolívar, los cuales revelaron que los niveles más altos fueron observados en personas que habitan áreas cercanas a las zonas mineras (Olivero-Verbel *et al.* 2011). Asimismo, Marrugo *et al.* (2008) detectaron evidencia de biomagnificación de este elemento en muestras biológicas de la Ciénaga Grande, también impactada por minería aurífera. Por su parte, Olivero y Johnson (2002), reportaron en esta misma Ciénaga, que varias especies de peces sobrepasaron el límite aceptado a nivel internacional para Hg en músculo (0.5 µg/g) (WHO 1990). Estos datos igualmente coinciden con investigaciones que sugieren que los habitantes mineros y pescadores del sur de Bolívar presentan síntomas de intoxicación mercurial, tales como temblores en las manos, alteraciones neurológicas y problemas de visión, entre otros (Olivero *et al.* 1995, Olivero-Verbel *et al.* 2011).

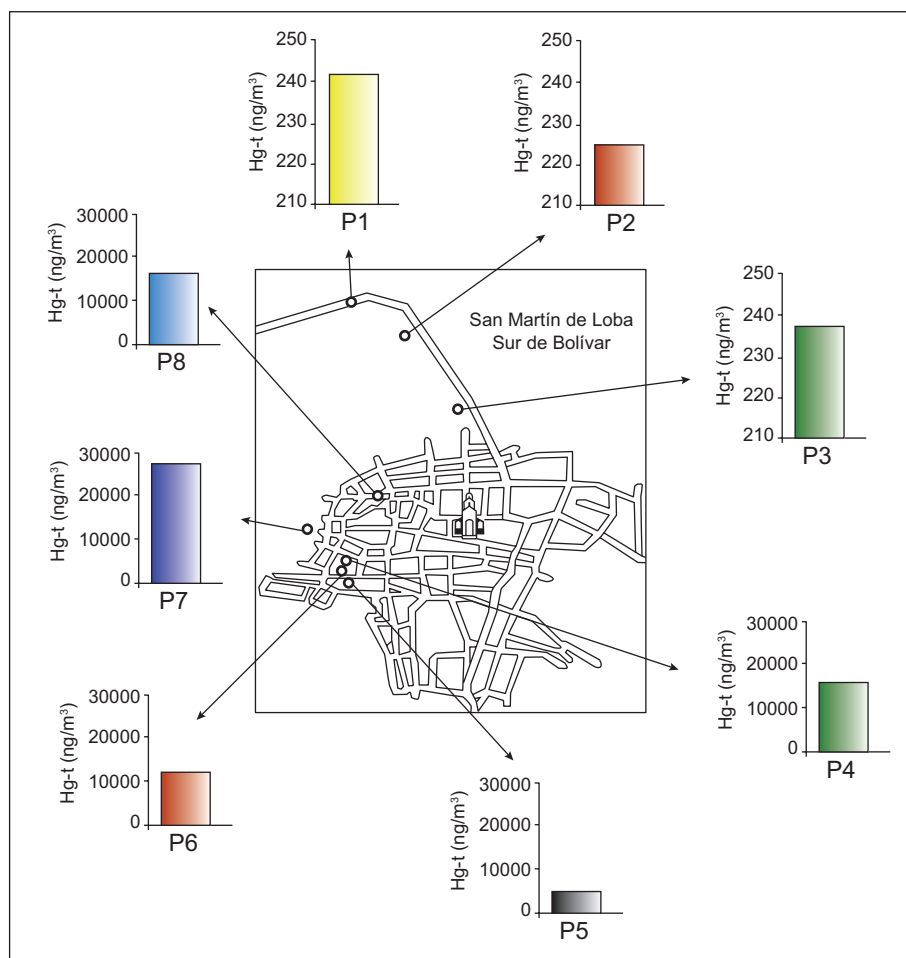


Fig. 2. Mapa del casco urbano de San Martín de Loba (SML) mostrando las concentraciones de Hg-t en aire en diferentes puntos (P) de muestreo; P1. Entrada a SML (Laguna el Puerto); P2. Carretera entrada a SML; P3. Entrada a Mina El Caño; P4; Entable minero molinos amalgamadores “durante el lavado” (Catanga); P5. Molino californiano o mortero Kendal “sin actividad” (Catanga); P6. Entable minero molinos amalgamadores “sin actividad” (Catanga); P7. Entable minero con molinos amalgamadores “en actividad” (Catanga); P8. Canal de drenaje (Catanga)

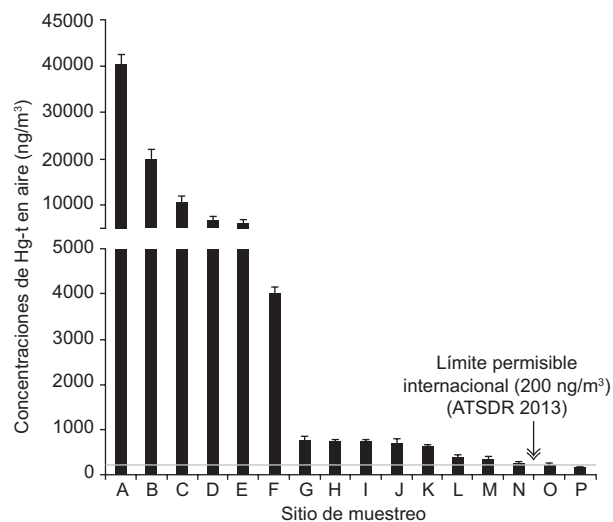


Fig. 3. Niveles de Hg-t en aire de Mina Santa Cruz (Barranco de Loba). A. Almacén de variedades (quemador 15-20 cm); B. Almacén de variedades (quemador 1 m); C. Entable minero con molinos amalgamadores “en actividad”; D. Almacén de variedades (quema de amalgama); E. Corriente de amalgamación central mixta; F. Corriente de amalgamación salida de minas; G. Horno de fundición (sin actividad); H. Pozo profundo de retro- excavadora; I. Corriente de amalgamación; J. Vertedero en un entable pequeño; K. Puesto de fundición; L. Almacén; M. Drenaje de aguas mixtas entre las casas; N. Cerca de la Iglesia; O. Centro educativo (Salón 3A); P. Centro educativo (Salón 5A)

La mayor contribución de Hg liberado al ambiente en el sur de Bolívar es el resultado de actividades mineras, lo cual aparece reflejado en los valores elevados de Hg determinados en los entables de amalgamación y en los sitios en donde se realiza quema de amalgamas de oro (**Fig. 3**), los cuales por lo general poseen niveles por encima del valor máximo permisible (200 ng/m^3) (ATSDR 2010). Estos datos son similares a los reportados en el departamento de Antioquia, otra zona de gran desarrollo aurífero en Colombia, donde en áreas urbanas fueron encontradas concentraciones de Hg en aire que oscilaron entre 300 y 1 millón de ng/m^3 en tiendas de oro, con niveles de $10\,000 \text{ ng/m}^3$ en zonas residenciales (Cordy *et al.* 2011). Además, el Hg también puede dispersarse a otras localidades distantes no contaminadas, afectando los ecosistemas acuáticos, generando efectos nocivos en organismos del ecosistema, así como en los seres humanos (Ogola *et al.* 2002, Lombe 2003).

El impacto ambiental del Hg en el aire, causado por la extracción de oro utilizando Hg para el proceso de amalgamación, también es común en otras zonas geográficas del globo (**Cuadro I**). En zonas de minería aurífera de países como China e Indonesia, los niveles de Hg en aire que han sido reportados son relativamente bajos, en comparación con los registrados en países latinoamericanos como Ecuador, Brasil y Colombia, por lo que el sector minero ha sido identificado como una importante fuente antrópica de emisiones de Hg (Larceda 1997, Villas Boas *et al.* 2001).

Los resultados presentados en este artículo claramente demuestran un proceso de contaminación con Hg en el distrito Minero de San Martín de Loba. Para

prevenir esta situación es necesario el apoyo directo del gobierno y el compromiso de todos para cambiar las tecnologías existentes en la extracción del oro, aunque esto implique detener o controlar las fuentes contaminantes capaces de inducir efectos perjudiciales sobre los ciudadanos. Por ello, disminuir los riesgos sobre la salud de los habitantes de la región o sus descendientes, debe constituir una prioridad de investigación e implementación en materia de salud pública para los municipios mineros del sur de Bolívar. Mientras ocurre el cambio hacia nuevas tecnologías para la minería aurífera, amigables con el ambiente, es necesario desarrollar estrategias para mitigar la contaminación ambiental, la cual contribuye a incrementar la pobreza de la población debido a los altos costos asociados con los problemas de salud que genera, impactando negativamente sobre la pesca, principal fuente de proteínas en esta región.

CONCLUSIONES

En el Distrito Minero de San Martín de Loba, sur de Bolívar, Colombia, los niveles de Hg-t en aire son elevados, no sólo en las minas de oro, sino en las comunidades aledañas. Mientras que en los sitios de extracción del metal precioso las concentraciones pueden superar los $40\,000 \text{ ng/m}^3$, en el área urbana de San Martín de Loba, en donde existe tanto minería como extracción y purificación de oro, los valores oscilan entre 223.6 ± 20.8 y $27\,140 \pm 212.5 \text{ ng/m}^3$. Lo anterior evidencia una exposición generalizada a este metal para los habitantes del distrito minero, por lo que las autoridades deben

CUADRO I. REPORTES DE NIVELES DE Hg-t EN AIRE PROVENIENTE DE ZONAS DE MINERÍA AURÍFERA EN VARIOS PAÍSES

Sitio	Niveles de Hg-t en aire	Observación	Referencia
China	$71.1 \pm 38.2 \text{ ng/m}^3$	Zona cercana a fuentes de amalgamación	Zhang <i>et al.</i> (2012)
Indonesia	$1800 \pm 1600 \text{ ng/m}^3$	Sitios de alta actividad minera	Kono <i>et al.</i> (2012)
China	$79\text{-}240 \text{ ng/m}^3$	Reportes para cuatro estaciones. Las concentraciones más altas fueron encontradas en verano ($240.0 \pm 20.0 \text{ ng/m}^3$).	Tian <i>et al.</i> (2009)
Ecuador	Época seca ($3699.5 \pm 1225.3 \text{ ng/m}^3$) Época húmeda ($2356.7 \pm 1807.6 \text{ ng/m}^3$)	Zona con aproximadamente el 70 % de todos los amalgamadores de oro en la región	González-Carrasco <i>et al.</i> (2011)
Brasil	380 a 3700 ng/m^3	Tiendas de oro	Hachiya <i>et al.</i> (1998)
Colombia	300 a 1 millón ng/m^3	Tiendas de oro	Cordy <i>et al.</i> (2011)

desarrollar programas para minimizar el uso del Hg en la minería del oro, con el fin de que las futuras generaciones tengan una mejor calidad de vida, asegurando al tiempo disponibilidad y sostenibilidad de los recursos naturales del país.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue desarrollado en el marco del proyecto “Reducción del uso del Mercurio de la Producción y la Sostenibilidad en el Distrito Minero de San Martín de Loba, Departamento de Bolívar”, ejecutado por Alexis Turizo Tapia EU (Empresa Unipersonal) y la Gobernación de Bolívar. Los autores agradecen a Wilson Maldonado por su colaboración durante el monitoreo de mercurio en aire ejecutado por la Universidad de Cartagena.

REFERENCIAS

- ATSDR (2013) Minimal Risk Levels (MRLs) for Hazardous Substances. Agency for Toxic Substances and Disease Registry [en línea]: <http://www.atsdr.cdc.gov/mrls/mrlslist.asp>. 28/10/2013.
- Baya A.P. y Van Heyst B. (2010). Assessing the trends and effects of environmental parameters on the behaviour of mercury in the lower atmosphere over cropped land over four seasons. *Atmos. Chem. Phys.* 10, 8617-8628.
- Berg T., Fjeld E. y Steinnes E. (2006). Atmospheric mercury in Norway: contributions from different sources. *Sci. Total Environ.* 368, 3-9.
- Bone S.E., Charette M.A., Lamborg C.H. y Gonnea M.E. (2007). Has submarine groundwater discharge been overlooked as a source of mercury to coastal waters?. *Environ. Sci. Technol.* 41, 3090-3095.
- Bookman R., Driscoll C.T., Engstrom D.R. y Effler S.W. (2008). Local to regional emission sources affecting mercury fluxes to New York lakes. *Atmos. Environ.* 42, 6088-6097.
- Cheng H. y Hu Y. (2010). China needs to control mercury emissions from municipal solid waste (MSW) incineration. *Environ. Sci. Technol.* 44, 7994-7995.
- Cordy P., Veiga M.M., Salih I., Al-Saadi S., Console S., García, O., Mesa, L.A., Velásquez-López, P.C. y Roser M. (2011). Mercury contamination from artisanal gold mining in Antioquia, Colombia: The world's highest per capita mercury pollution. *Sci. Total Environ.* 410-411, 154-160.
- Falandysz J., Widzicka E., Kojta A.K., Jarzynska G., Drewnowska M., Danisiewicz-Czuprynska D., Dryzalowska A., Lenz E. y Nnorom I.C. (2012). Mercury in common Chanterelles mushrooms: *Cantharellus* spp. uptake. *Food Chem.* 133, 842-850.
- González-Carrasco V., Velásquez-Lopez P.C., Olivero-Verbel J. y Pájaro-Castro N. (2011). Air mercury contamination in the gold mining town of Portovelo, Ecuador. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 87, 250-253.
- Gustin M.S. (2003). Are mercury emissions from geologic sources significant? A status report. *Sci. Total Environ.* 304, 153-167.
- Gustin M.S., Lindberg S.E., Austin K., Coolbaugh M., Vette A. y Zhang H. (2000). Assessing the contribution of natural sources to regional atmospheric mercury budgets. *Sci. Total Environ.* 259, 61-71.
- Gustin M.S., Lindberg S.E. y Weisberg P.J. (2008). An update on the natural sources and sinks of atmospheric mercury. *Appl. Geochem.* 23, 482-493.
- Hachiya N., Takizawa Y., Hisamatsu S., Abe T., Abe Y. y Motohashi Y. (1998). Atmospheric mercury concentrations in the basin of the Amazon, Brazil. *Environ. Health Prev. Med.* 2, 183-187.
- Jiang G.B., Shi J.B. y Feng X.B. (2006). Mercury pollution in China. *Environ. Sci. Technol.* 40, 3672-3678.
- Kono Y., Rahajoe J.S., Hidayati N., Kodamatani H. y Tomiyasu T. (2012). Using native epiphytic ferns to estimate the atmospheric mercury levels in a small-scale gold mining area of West Java, Indonesia. *Chemosphere* 89, 241-248.
- Lacerda L.D. y Salomons W. (1998). Mercury from gold and silver mining: A chemical time bomb? Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.
- Larceda L.D. (1997). Global mercury emissions from gold and silver mining. *Water, Air, Soil Poll.* 97, 209-221.
- Li P., Feng X.B., Qiu G.L., Shang L.H. y Li Z.G. (2009). Mercury pollution in Asia: a review of the contaminated sites. *J. Hazard Mater.* 168, 591-601.
- Lombe W.C. (2003). Small scale mining and the environment: Bloom beyond the doom and gloom? *J. Cleaner Prod.* 11, 95-96.
- Marrugo-Negrete J., Benítez L.N. y Olivero-Verbel J. (2008). Distribution of mercury in several environmental compartments in an aquatic ecosystem impacted by gold mining in northern Colombia. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 55, 305-316.
- Mason R.P. (2009). Mercury emissions from natural processes and their importance in the global mercury cycle. En: *Mercury fate and transport in the global atmosphere: measurements, models and policy implications* (N. Pirrone y R. Mason, Eds.). Springer Science+Business Media. Nueva York, pp. 173-191.
- Ogola J.S., Mitullah W.V. y Omula M.A. (2002). Impact of gold mining on the environment and human health: A case study in the Migori Gold Belt, Kenya. *Environ. Geochem. Health* 24, 141-158.

- Olivero J. y Johnson B. (2002). El lado gris de la minería del oro: la contaminación con mercurio en el norte de Colombia. Universidad de Cartagena – Editorial Universitaria. Cartagena.
- Olivero J., Mendoza C. y Maestre J. (1995). Hair mercury levels in people from the gold mining zone in Colombia. *Rev. Saude Publica* 29, 376-379.
- Olivero J., Ropero J., Ortiz W., Vera P., Torres N. y Montoya N. (2006). Air mercury levels in a pharmaceutical and chemical sciences school building. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 76, 1038-1043.
- Olivero-Verbel J., Caballero-Gallardo K. y Marrugo-Negrete J. (2011). Relationship between localization of gold mining areas and hair mercury levels in people from Bolivar, north of Colombia. *Biol. Trace Elem. Res.* 144, 118-132.
- Pacyna E., Pacyna J., Steenhuisen F. y Wilson S. (2006). Global anthropogenic mercury emission inventory for 2000. *Atmos. Environ.* 40, 4048-4063.
- Passos C.J.S. y Mergler D. (2008). Human mercury exposure and adverse health effects in the Amazon: a review. *Cad. Saúde Publica* 24, S503-S520.
- Pirrone N., Cinnirella S., Feng X., Finkelman R.B., Friedli H.R. y Leaner J. (2009). Global mercury emissions to the atmosphere from natural and anthropogenic source. En: *Mercury fate and transport in the global atmosphere: measurements, models and policy implications* (N. Pirrone y R. Mason, Eds.). Springer Science+Business Media. Nueva York, pp. 3-49.
- Seigneur C., Karamchandani P., Lohman K., Vijayarathan K. y Shia R. (2001). Multiscale modeling of atmospheric fate and transport of mercury. *J. Geophys. Res.* 106, 27795-27809.
- Selin N.E., Jacob D.J., Park R.J., Yantosca R.M., Strode S., Jaeglé L. y Jaffé D. (2007). Chemical cycling and deposition of atmospheric mercury: Global constraints from observations. *J. Geophys. Res.* 112, D02308.
- Sholupov S., Pogarev S., Ryzhov V., Mashyanov N. y Straganov A. (2004). Zeeman atomic absorption spectrometer RA – 915+ for direct determination of mercury in air and complex matrix samples. *Fuel Process. Technol.* 85, 475-485.
- SIMCO (2013). Sistema de Información Minero Colombiano [en línea] http://www.upme.gov.co/generadorconsultas/Consulta_Series.aspx?idModulo=4&tipoSerie=116&grupo=356&FechaInicial=31/12/1990&FechaFinal=30/09/2012. 16/01/2013.
- Streets D.G., Zhang Q. y Wu Y. (2009). Projections of global mercury emissions in 2050. *Environ. Sci. Technol.* 43, 2983-2988.
- Telmer K. y Veiga M.M. (2008). World emissions of mercury from small scale artisanal gold mining and the knowledge gaps about them. En: *Mercury fate and transport in the global atmosphere: measurements models and policy implications*. (N. Pirrone y R. Mason, Eds.) United Nations Environment Programme. pp. 96-129.
- Tian L., Guo H.F., Gao A., Lu X.T. y Li Q.Y. (2009). Effects of mercury released from gold extraction by amalgamation on renal function and environment in Shanxi, China. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 83, 71-74.
- Veiga M.M., Maxson P.A. y Hylander L.D. (2006). Origin and consumption of mercury in small-scale gold mining. *J. Clean. Prod.* 14, 436-447.
- Villas Boas R.C., Beinhoff C. y da Silva A.R. (2001). Mercury in the Tapajos basin. UNIDO Workshop in Belem, Para, Brazil.
- Watras C.J., Morrison K.A., Rubsam J.L. y Rodger B. (2009). Atmospheric mercury cycles in northern Wisconsin. *Atmos. Environ.* 43, 4070-4077.
- WHO (1990). Methylmercury. Environmental Health Criteria 101. World Health Organization. Geneva. 19 pp.
- Yard E.E., Horton J., Schier J.G., Caldwell K., Sanchez C., Lewis L. y Gastañaga C. (2012). Mercury exposure among artisanal gold miners in Madre de Dios, Peru: A cross-sectional study. *J. Med. Toxicol.* 8, 441-448.
- Zhang G., Wang N., Wang Y., Liu T. y Ai J.C. (2012). Characteristics of mercury pollution in soil and atmosphere in Songhua River upstream Jia-pi-gou gold mining area. *Huan Jing Ke Xue.* 33, 2953-2959.