

Sensibilidad del Norte Amazónico a la contaminación por el Mercurio¹

_____Pérez T.², Pouilly M.³, Maurice L.⁴, Paco P.⁵, Ovando A.⁶ & Córdova L.⁷

1. El mercurio

1.1. Ciclo y fuentes

El mercurio es un metal pesado, como el plomo, el cadmio o el talio, así definidos por sus altas densidades (mercurio: 13,5 g.cm⁻³), conocidos por provocar efectos tóxicos sobre la salud y generar serios problemas ambientales.

A nivel mundial, el mercurio disponible proviene de las emisiones volcánicas y los gases liberados del subsuelo,

siendo éstos los principales aportes naturales de mercurio gaseoso. El mercurio así liberado se deposita y se liga a los suelos en particular cuando son ricos en aluminio y hierro (suelos ferralíticos), acumulándose a lo largo del tiempo. El ser humano extrae el mercurio (principalmente a partir de los yacimientos de cinabrio) para emplearlo en varias actividades industriales. Existen actividades antrópicas que aceleran la emisión de mercurio hacia la atmósfera (combustión de residuos y fósiles), el agua y el suelo (explotación minera y uso de pesticidas, Figura 1). La erosión natural o antrópica de los suelos ferralíticos permiten la movilización de las partículas del mercurio ligado a los sedimentos.

La minería aurífera, además de la remoción de sedimentos, aporta mercurio alóctono debido a que lo emplean en la amalgamación del oro. Se estima que en promedio se emplea 1.5 gramos de mercurio por gramo de oro extraído, afectando de forma directa un radio de 50 km (Roulet *et al.* 1998). La deforestación promueve la liberación de los sedimentos y la transferencia del mercurio a la atmósfera, cuando se encuentra mediada por la quema de los bosques (Farella *et al.* 2006). Se estima que en la actualidad dos tercios de mercurio emitidos hacia la atmósfera proviene de actividades antropogénicas y el tercio restante proviene de fuentes naturales (Piantone *et al.* 2002).

En la naturaleza el mercurio inorgánico se encuentra en tres estados de oxidación: metálico (Hg⁰), mercurioso (Hg²⁺⁺) y mercúrico (Hg²⁺), estas últimas dos formas (Hg²) pueden combinarse con átomos de carbono para formar compuestos orgánicos e inorgánicos (Morel *et al.* 1998).

1 Compilado de:

Córdova L., Pouilly M. & L. 2008. Potenciales impactos indirectos de las represas del río Madera. Una comparación con las represas hidroeléctricas en Sud América. En Pouilly et al. Evaluación preliminar de impactos del complejo hidroeléctrico del río Madera en el Norte Amazónico Boliviano. Informe IRD La Paz, Bolivia. 92 pp.

Pouilly M., Pérez T., Ovando A., Guzmán F., Duprey J.L. & Paco P. 2008. Diagnóstico de la contaminación por el mercurio en la cuenca Iténez. Informe IRD-WWF, La Paz, Bolivia.

Pérez RT. 2008. Bioacumulación y Biomagnificación del Mercurio en peces de la cuenca Iténez (Bolivia). Tesis para obtener el grado de magister en Ciencias Ambientales. Cochabamba, Bolivia. 90 pp.

2 Tamara Pérez, bióloga boliviana, Master en Ciencias Ambientales (UMSS, Cochabamba). Investigadora de la Unidad de Limnología y Recursos Acuáticos (ULRA) en colaboración con el Institut de Recherche pour le Développement (IRD).

3 Marc Pouilly, investigador IRD asociado a la ULRA de la UMSS, Cochabamba. Desarrolla investigaciones sobre la ecología de los sistemas acuáticos en la Amazonía Boliviana en colaboración con las universidades de La Paz, Cochabamba y Trinidad.

4 Laurence Maurice, investigadora IRD.

5 Pamela Paco, investigadora SELADIS (Servicio de Laboratorios de Diagnósticos en Salud) e IRD.

6 Alex Ovando, investigador asociado ULRA e IRD.

7 Leslie Córdova, investigadora asociada ULRA e IRD.

En la atmósfera, 95% del mercurio se encuentra en la forma metálica Hg^0 que puede ser transportado sobre grandes distancias. El tiempo de residencia del mercurio en la atmósfera depende de su estado de oxidación, pudiendo variar entre 2 y 27 años (Morel *et al.* 1998, Roulet 2001), la deposición de este metal se realiza principalmente por precipitación líquida y sólida, alcanzando de éste modo la superficie de la corteza terrestre o de los cuerpos de aguas superficiales (Roulet 2001). Por el contrario los cuerpos de agua y los suelos son más ricos en Hg^2 (Meili 1991, Millan *et al.* 2007).

1.2. Toxicidad: metilación y acumulación en la cadena trófica

La toxicidad del mercurio se incrementa cuando pasa de la forma inorgánica (Hg^2) a la orgánica (metilmercurio: MeHg), proceso conocido con el nombre de metilación. La mayor toxicidad del metilmercurio se debe a su alta liposolubilidad que le permite atravesar las membranas celulares, incrementando su biodisponibilidad (Roulet 2001) y su afinidad por las proteínas. El incremento en la biodisponibilidad del mercurio por el proceso de metilación facilita su entrada en las cadenas tróficas. En los organismos acuáticos de la cuenca Amazónica las concentraciones de metilmercurio son elevadas en relación al mercurio total, se estima que en peces el metilmercurio representa alrededor del 95% del mercurio total; mientras que en macroinvertebrados es del 50 % (Hylander *et al.* 2000, Fréry *et al.* 2001).

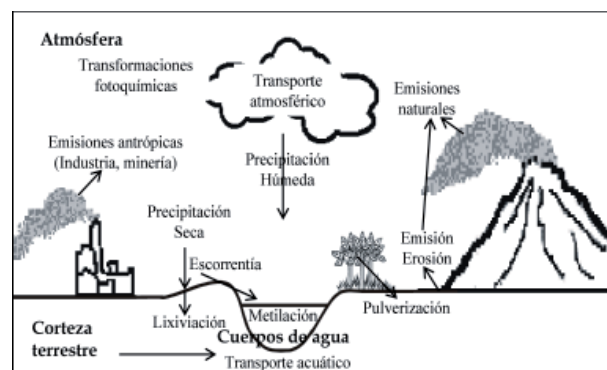


Figura 1. Ciclo geoquímico del mercurio (fuentes y receptores).
Fuente Pérez (2008).

La metilación puede ser biótica o abiótica. La metilación biótica es promovida por bacterias sulfato reductoras presentes en las zonas costeras de las

planicies de inundación (Roulet *et al.* 2000) y su actividad se encuentra favorecida por la falta de oxígeno y la presencia de perifiton, aunque también puede ser aerobia (en presencia de oxígeno) (Guimaraes 2001). La metilación abiótica se lleva a cabo principalmente en el lecho de los ecosistemas acuáticos en condiciones de anoxia (sin oxígeno) y sus tasas de metilación son inferiores a las tasas de la metilación biótica.

La absorción del mercurio y metil mercurio en los animales se realiza por tres vías principales: respiratoria, digestiva y cutánea. Cada vía permite la absorción diferencial de las diferentes especies de mercurio. La vía respiratoria permite la absorción del 60% de mercurio en forma de vapor y el 40% de mercurio orgánico e inorgánico. Por la vía digestiva se absorbe un 70% del mercurio inorgánico y el 100% del mercurio orgánico (García 2000), y por vía cutánea solo ingresan los compuestos orgánicos de mercurio.

Una vez que el mercurio penetra en el organismo su transporte se realiza a través de los glóbulos rojos (eritrocitos), con una eficacia del 90% en el caso de la forma orgánica (MeHg) y del 50% para el mercurio inorgánico (Cano 2001). Se estima que más del 80% del mercurio asimilado es retenido en los tejidos animales, acumulándose principalmente en los riñones, cerebro e hígado. El mercurio orgánico suele distribuirse de forma uniforme en todo el organismo, incluido los músculos, huesos y otros.

El tiempo de residencia del mercurio inorgánico, en el humano varía entre 23 y 46 días y la de sus compuestos orgánicos es de 70 días (Sepúlveda *et al.* 2006). Esto demuestra que el mercurio y/o metilmercurio son de difícil eliminación por lo que organismos expuestos de forma constante a este metal tienden a incrementar sus tasas corporales a lo largo del tiempo (proceso de bioacumulación).

El mercurio puede ser bioacumulado en los organismos, lo que implica que existe un incremento de las concentraciones de mercurio a lo largo del tiempo de exposición del individuo. En la amazonía la bioacumulación se encuentra relacionada con los hábitos alimenticios de los peces, siendo los “carnívoros” (invertívoros o piscívoros) los que suelen presentar bioacumulación; mientras que las especies “no carnívoras” no suelen presentarla, e incluso pueden

observarse relaciones negativas. En Bolivia varios estudios han reportado este fenómeno en especies piscívoras del río Beni (Maurice-Bourgoin & Quiroga 2002), Madre de Dios y Mamoré (López 2005) e Iténez (Pérez 2008, Pouilly *et al.* 2008). En el Madre de Dios y el Mamoré López (2005) reportó bioacumulación en el pacú (*Colossoma macroponum*), que es de hábitos herbívoros. A parte de la influencia de la dieta, se ha determinado que los ciclos de inundación (Dorea *et al.* 2006), el pH (Malm *et al.* 1995) y otros (factores ecológicos, biológicos y fisicoquímicos) pueden jugar un rol importante en la bioacumulación de los peces.

El mercurio se transfiere a través de las cadenas alimenticias con un incremento en las concentraciones entre niveles tróficos de la presa al predador (proceso de biomagnificación). En las comunidades de ecosistemas acuáticos la biomagnificación es observable entre especies de un mismo grupo taxonómico con diferentes hábitos alimenticios (Barbosa *et al.* 2003, Pérez 2008) y se incrementa en relación al potencial de intervención antrópica desarrollado en la región (Pérez 2008). Bajo este concepto y considerando que el ser humano ocupa el último nivel trófico, los riesgos de intoxicación en ellos pueden ser máximos, sobretodo en casos en los que se presenta una dieta basada en peces, además los peces de consumo suelen ser de hábitos alimenticios carnívoros y de gran tamaño, por lo que la bioacumulación en estos peces es máxima.

La eliminación del mercurio se realiza principalmente por vía renal (riñones), aunque también se ha visto que se puede eliminar por la saliva, lágrimas, sudor y bilis (García 2000).

Los cuadros de intoxicación por mercurio en humanos se encuentran relacionados con diversas neuroencefalopatías irreversibles. Los primeros síntomas suelen ser una serie de parestesias en los dedos de la mano y en la zona peribucal. Posteriormente, aparecen trastornos en la visión y sintomatología neurológica (disartria, ataxia cerebelosa con alteración de la palabra y la escritura). En casos graves, puede producir confusión mental, coma y la muerte (Pinheiro *et al.* 2005).

La cuantificación del mercurio en organismos se realiza empleando diferentes tipos de muestras. En peces se suele medir las concentraciones de mercurio en el

músculo dorsal, debido a que el mercurio contenido en músculo es ingerido por los humanos. En humanos se emplea la sangre, el pelo o la orina, aunque esta última solo indica la exposición a mercurio inorgánico (Batista *et al.* 1996; Pellizzari *et al.* 1999).

En base a los valores cuantificados se han propuestos límites de toxicidad de las concentraciones de mercurio en músculo de peces, ambos relacionados con el consumo humano:

1. Potencial: $0.3 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (peso fresco) correspondiente al límite de toxicidad de la Environmental Protection Agency de EEUU (US-EPA 2001).
2. Probada: $0.5 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (peso fresco) que se refiere al límite propuesto por Organización Mundial de la Salud (OMS 1991), y el Codex Alimentarius Commission plantea que para peces con hábitos depredadores el límite es de $1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (FAO – OMS 2007).

Estos límites de toxicidad están relacionados a la tasa de ingestión diaria máxima de mercurio admitida por la Organización Mundial de la Salud que es de $30 \mu\text{g}$ para una persona de 70 kg (OMS 1991). Los límites de toxicidad del pescado toman como referencia un consumo diario de 60 g de pescado con hábitos alimenticios no piscívoros (límite de $0.5 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) o de 30 g de pescado piscívoro (límite de $1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$). Estos límites de toxicidad deberían ajustarse en relación a la tasa de consumo de peces de cada población y considerar las tasas de consumo de los niños que son un grupo altamente expuesto (Maurice-Bourgoin & Quiroga 2002).

En humanos los límites NOAEL (No Observable Adverse Effect Level) son variables y dependen del compartimento en el que se cuantifica. El National Research Council NCR de EEUU (NCR 2002), ha propuesto como la dosis de referencia considerada como no letal $58 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ en sangre del cordón umbilical y $10 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ en cabello.

2. El mercurio en la Amazonía

Los suelos de la cuenca Amazónica son predominantemente ferralíticos, por lo que su afinidad por el mercurio es alta. Las concentraciones de mercurio en suelo de diferentes regiones de esta cuenca,

principalmente Brasil (Roulet 2001), muestran valores elevados, aunque existe una variación en los contenidos de mercurio entre limos, arcillas y arenas, siendo mayor en limos (Farella *et al.* 2006).

La persistencia del mercurio en el suelo se debe a la cobertura vegetal. El incremento en las tasas de erosión permite la movilidad del mercurio y por ende la contaminación ambiental mediada por este metal. En la cuenca amazónica existen diversas actividades antrópicas que provocan una erosión acentuada o que aportan mercurio exógeno:

- Los cambios en el uso de suelo, que generalmente se inicia con el desmonte de los bosques, es una fase crítica debido a que los suelos quedan libres de vegetación y por lo tanto el mercurio ligado a los sedimentos puede ser fácilmente movilizado y transportado sobre grandes distancias mediante los ríos o depositado en las zonas de inundación.
- La minería, promueve la liberación de sedimentos y mercurio autóctono hacia los ecosistemas y en algunos casos (extracción aurífera) emplea mercurio exógeno para los procesos de producción metalúrgicos. Este mercurio es liberado hacia la atmósfera o ligado a las partículas de sedimentos, por lo que éstos presentan un incremento significativo en sus tasas de mercurio. Las aguas superficiales provenientes de este tipo de actividad pueden contener concentraciones de mercurio hasta 500 veces superiores al valor promedio mundial (Maurice-Bourgoin 2001).
- El chaqueo y en el caso particular de Bolivia, los modos de cultivo actuales sobre pendientes elevadas sin terrazas, se constituyen también en una de las principales causas del incremento de la contaminación por mercurio.

En la mayoría de los estudios (Alanoca 2001, Maurice-Bourgoin y Quiroga 2002, López 2005, Pouilly *et al.* 2008) el mercurio en la amazonía boliviana parece encontrarse dentro de los límites establecidos por instituciones como la Organización Mundial de la Salud (OMS) y la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y Alimentación (FAO); sin embargo el delicado equilibrio del ciclo del mercurio, que en la amazonía boliviana se encuentra sujeto a crecientes

amenazas pueden cambiar las tasas de bioacumulación y biomagnificación de los organismos, constituyéndose en un factor de interés prioritario, ya que no sólo los ecosistemas acuáticos se encuentran en riesgo sino también las poblaciones humanas que habitan en la región.

3. Sensibilidad al mercurio del Norte Amazónico boliviano

El Norte Amazónico boliviano y la llanura del Beni corresponden a una de las mayores zonas de inundación de la cuenca Amazónica (Figura I.1), cuya extensión no está todavía bien estimada y puede variar según los autores de 78 000 km² hasta 150 000 km². Aunque la mayor parte de las zonas de inundación de esta región se extienden a lo largo de los ríos (sistema de Várzea), la llanura de inundación del Beni abarca una gran área entre los ríos Beni, Mamoré e Iténez y está desconectada del resto de la Amazonía y su vertedero.

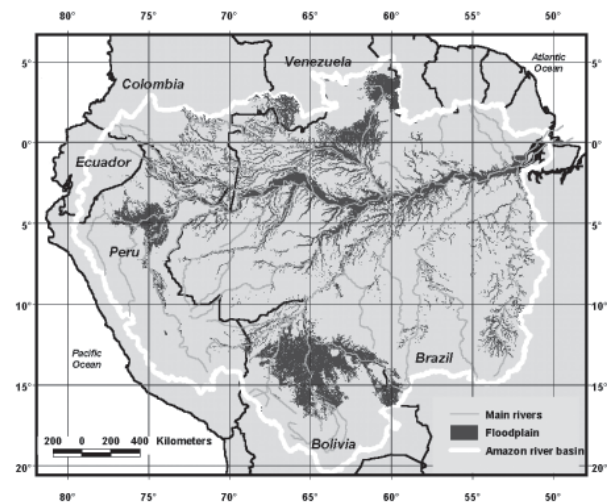


Figura 2. Llanuras de inundación en la cuenca Amazónica.

Fuente JM Martínez (IRD).

El mercurio liberado desde las áreas auríferas y la cuenca andina y subandina por las actividades antrópicas, transita por el agua junto con los sedimentos y se deposita en las zonas de menor corriente en el río mismo o durante las inundaciones en las lagunas adyacentes al río. Las llanuras de inundación naturales así como las represas favorecen varios procesos naturales, en especial la descomposición de la materia

orgánica y producción de plantas acuáticas⁸, que aumentan la tasa de metilación (Guimarães 2001) y en consecuencia las concentraciones en metil-mercurio de los organismos acuáticos. En el caso de las represas este fenómeno es particularmente fuerte durante los primeros años siguiendo la inundación del embalse y a largo plazo depende de la cantidad de mercurio que llega al embalse (en particular procedente del río y por ende de las actividades antrópicas que se llevan a cabo en la parte subandina).

Los dos factores: 1) tasas de ingreso y de sedimentación de mercurio y, 2) tasa de transformación de este mercurio en metil-mercurio, explican por qué las zonas bajas de los ríos y en especial en las llanuras de inundación deben ser consideradas como zonas muy sensibles a la contaminación por el mercurio. Una evaluación de la magnitud potencial de la contaminación por mercurio necesitaría una estimación de estos factores, además de una estimación de la contaminación actual de elementos claves de la cadena trófica como ser los peces. Existen datos parciales en la región amazónica pero que no son suficientes como para hacer una evaluación global, pero si para dar la medida de la sensibilidad de la región del Norte Amazónico boliviano al riesgo de contaminación por el mercurio.

Entre los grandes ríos de la Amazonía boliviana, el río Beni es el que presenta la mayor carga sedimentaria (datos IRD/Hybam, Figura 3).

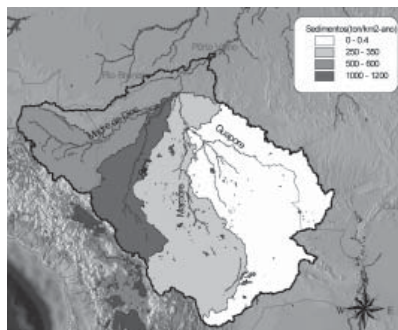


Figura 3 : Carga sedimentaria de los grandes ríos de la Amazonía boliviana. Fuente J. Molina / IRD-Hybam.

8 - Descomposición de la materia orgánica, sobre todo si los constructores no cortaron la vegetación antes de inundar la zona, y el consumo del oxígeno llevando una parte del embalse en condiciones hipóxicas y/o anóxicas. Las fuertes condiciones reducidas favorecen la liberación del Hg de los suelos y sedimentos de fondo, y su metilación bacteriana.
- Producción de plantas (macrófitas) acuáticas. Se han medido altas tasas de metilación en las raíces adventivas (Guimarães et al. 1998), hasta 30 veces superiores a las medidas en los sedimentos de fondo.

Los aportes totales de mercurio en el río Beni están estimados entre 14 a 30 toneladas por año (datos IRD-Hybam). De forma general el ingreso de mercurio está en relación directa con el volumen de agua y entonces probablemente de sedimento que circula por el río (Maurice-Bourgoin 2001; Figura 4). En este río se estimó que 80 a 88% del mercurio es exportado en época de lluvia, y las inundaciones permiten que este agua y mercurio puedan llegar hasta lagunas adyacentes al río.

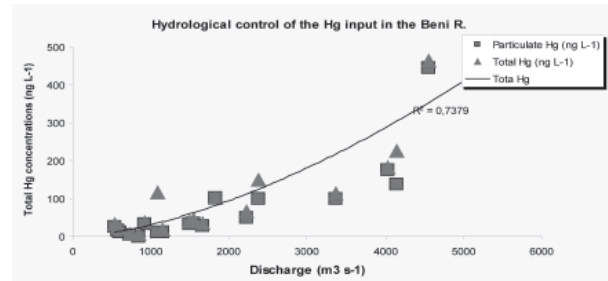
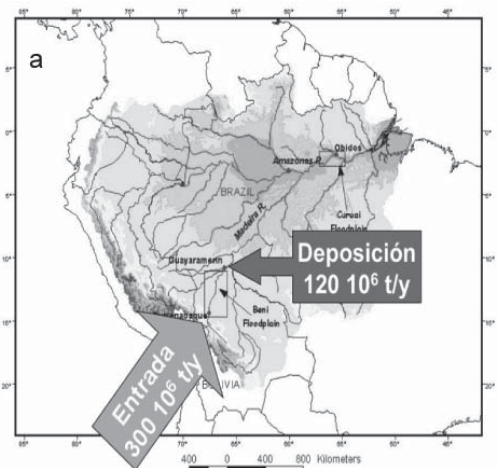


Figura 4. Control hidrológico de las concentraciones en Hg total (ng/L) en las aguas de superficie del río Beni (Maurice-Bourgoin 2001).

El balance entre ingreso y sedimentación de los sedimentos (sólidos suspendidos transportado por el agua) y de mercurio inorgánico demuestran que actualmente en el río Beni, 40% del sedimento (Figura 5a) y 22,5% del mercurio (Figura 5b) está retenido por la llanura de inundación (datos IRD-Hybam, no publicado). Por lo tanto, la construcción de represas en el borde de la llanura de inundación incrementará estos porcentajes de retención. Es necesario un análisis y una modelación hidráulica incluyendo los sedimentos para evaluar el impacto de las diferentes represas sobre las tasas de sedimentación.



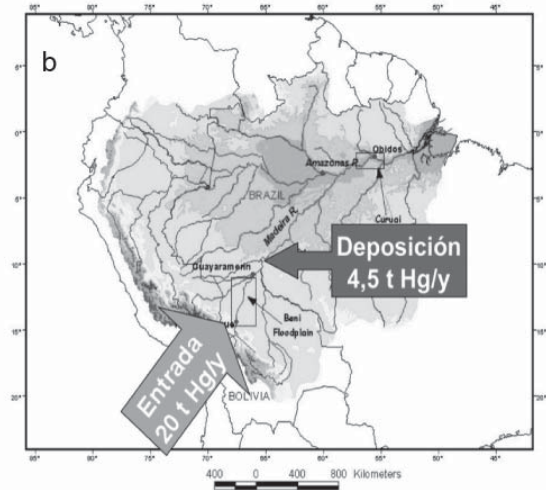


Figura 5- Balanceo de sedimentos(a) y de mercurio (b) en el río Beni. Fuente: IRD/Hybam

A largo plazo, esa situación no es constante por lo que, como mencionamos anteriormente, la cantidad de mercurio transportada por el río depende del nivel natural de mercurio en los suelos de las partes altas de la cuenca, de la tasa de erosión natural, de la tasa de erosión generada por las actividades antrópicas y de un eventual aporte en mercurio exógeno como por ejemplo la minería de oro. La evolución durante cien años de las concentraciones de mercurio en los sedimentos de los ríos Mamoré y Beni demuestra que existe un incremento de estos valores desde los años 1970-1980 (Maurice-Bourgoin *et al.* 2004, Figura 6). Esa evolución se puede explicar por la intensificación de las actividades antrópicas y entonces es probable que la tendencia observada siga incrementando en las próximas décadas, aumentando los riesgos de una contaminación por mercurio en la región.

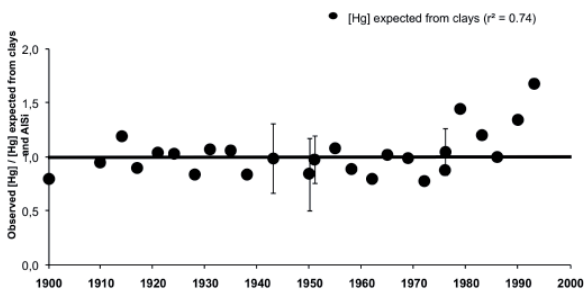
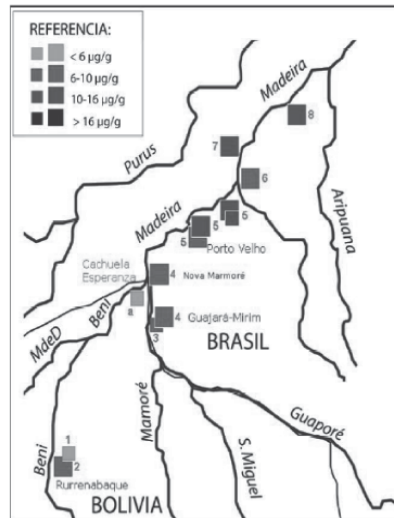


Figura 6. Evolución temporal (1900-2000) de las concentraciones de mercurio en el río Beni. Los valores corresponden a los valores observados divididos por los valores esperados en relación a la cantidad de arcilla contenido en testigos de sedimentos de los ríos Mamoré y Beni (Maurice-Bourgoin *et al.* 2004).

En Bolivia no se han reportado casos de intoxicación humana por mercurio que hayan causado la muerte de los individuos; sin embargo existen cuatro estudios de las concentraciones de mercurio en humanos de la zona de los cuales 3 presentan niveles que sin sobrepasar el nivel de toxicidad reconocido internacionalmente ($10 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, valores OMS) se acercan de este valor (Barberi 2006, Figura 7). En el río Beni se han identificado varios grupos de riesgo: pescadores, principalmente hombres, indígenas y niños (Maurice-Bourgoin *et al.* 2000). Sin embargo, las mujeres en edad reproductiva no han sido identificadas como grupo crítico y tienen una importancia crucial debido a la transferencia intrauterina del mercurio.

Mapa 3. Estudios realizados en la cuenca del río Madeira.



a. Cachuela Esperanza 2006 (el presente estudio); 2. Maurice-Bourgoin *et al.* 2000; 3. Soares *et al.* 2002; 4. Santos *et al.* 2003; 5. Barbosa *et al.* 1998; 6. Malm *et al.* 1997; 7. Boischio *et al.* 1993; 8. Bastos *et al.* 2005.

Figura 7. Concentraciones de mercurio observados en los cabellos de pobladores ribereños de la cuenca del río madera (Barberi 2006).

4. Sensibilidad al mercurio y represas

La sinergia entre un aumento de los aportes de mercurio debido al incremento de las actividades humanas en las cuencas altas y en la llanura, la retención del mercurio por los embalses y el aumento de condiciones ambientales favorables a la metilación del mercurio genera un entorno propicio y sensible para una potencial contaminación que tendría repercusiones hasta la población humana, muy expuesta a tal riesgo

ya que el pescado es una de sus principales fuentes de alimentación. Cabe recalcar también que la vulnerabilidad de la salud de las poblaciones en general, a raíz de otros riesgos potenciales debido al aumento de las superficies de inundación, como por ejemplo el paludismo, la fiebre amarilla o la dengue, aumenta su sensibilidad a la intoxicación por el mercurio.

La contaminación por mercurio es uno de los impactos de riesgo de las represas sudamericanas. Se han reportado incrementos en las concentraciones de mercurio en los peces en las represas de Samuel (Fearnside 2004), Tucuruí (Porvari 1995) y Petit Sault (Boudou 1995). En esa última se estimó que los peces del embalse contienen diez veces más mercurio que los peces de las mismas especies en los ríos arriba del embalse (Boudou 1995). No hay ningún reporte de evolución de las condiciones ambientales después de la construcción de una represa que indique un mejoramiento de la situación del mercurio. Además, en el caso de la contaminación por mercurio, no existen actualmente soluciones técnicas de mitigación sencillas que pueden ser utilizadas a gran escala (Wang *et al.* 2004). La mitigación pasiva, esperar que la contaminación disminuya por sí misma, puede ser muy lenta e implica un corte del aporte en mercurio, que en el caso de la situación de la Amazonía boliviana es poco probable. Por lo tanto, el riesgo de pasar de una situación sensible a crítica en el Norte Amazonico boliviano no debe ser subestimado e implica un estudio preliminar y una evaluación ambiental profunda.

Agradecimientos

Este trabajo fue desarrollado en el marco del convenio IRD-WWFKN96 “Escenarios de impactos geoquímicos y ecológicos consecuentes a los cambios hidrológicos en la cuenca alta del río Madera”.

5. Bibliografía

- Alacona, L.C. 2001. Estudio de la contaminación por mercurio desechado por las actividades auríferas en la cuenca del río Beni desde las cabeceras andinas hasta Rurrenabaque. Tesis de licenciatura en química. Universidad Mayor de San Andrés. pp. 23-30
- Barberi F. 2006. Exposición al mercurio en una población del Bajo río Beni, temporada seca 2005. Tesis Maestría en salud pública. UMSA La Paz, Bolivia, 82p.
- Barbosa, A.C.; J. De Souza, J.G. Dórea, W.F. Jardim y P.S. Fadini. 2003. Mercury biomagnification in tropical black water, Rio Negro, Brazil. Archives of Environmental Contamination and Toxicology. 45: 235-246
- Batista, J., M. Schuhmacher, J.L. Domingo and J. Corbella. 1996. Mercury in hair for a child population from Tarragona Province, Spain. Science Total Environ. 193(2): 143-148
- Boudou A., Maury-Brachet R., Coquey M., Durriex G., Cossa D. 2005. Synergic effect of gold mining and damming on mercury contamination in fish. Environmental Science & Technology 39, 2448-2454.
- Canno S.E. 2001. Toxicología del mercurio, actuaciones preventivas en sanidad ambiental y laboral: 1-66.
- Dorea, J.G.; A.C. Barbosa y G.S Silva. 2006. Fish mercury bioaccumulation as a function of feeding behavior and hydrological cycles of the Rio Negro, Amazon. Comparative Biochemistry and Physiology. Part C (142): 275-283
- FAO - OMS. 2007. Codex alimentarius commission. Agenda item 5b. <ftp://ftp.fao.org/es/esn/jecfa/jecfa61sc.pdf>
- Farella, N.; M. Lucotte, R. Davidson y S. Daigle. 2006. Mercury release from deforested soils triggered by base cations enrichment. The Science of the Total Environment. 368: 19-29
- Fearnside, P.M. 2004. Greenhouse gas emissions from hydroelectric dams: Controversies provided a springboard for rethinking a supposedly clean energy source, Editorial Comment. Climatic Change. 66: 1-8
- Fréry, N.; R. Maury-Brachet, E. Maillot, M. Deheeger, B. De Mérona y A. Boudou. 2001. Gold-mining activities and mercury contamination of native Amerindian communities in French Guiana: Key role of fish in dietary uptake. Environmental Health Perspectives. 109 (5): 449-453
- García, S.F. 2000. Monitorización de metales de interés medioambiental en la población de tarragona. Niveles en tejidos de autopsia. Tesis presentada para optar por el título

- de doctor en Medicina y Cirugía. Universitat rovir i virgili. Italia. pp. 20-22
- Guimaraes, J.R.D. 2001. Les processus de méthylation du mercure en miles amazonien. In: Le mercure en Amazonie: Rôle de l'home et de environment, risques sanitaires. Ed: Carmouze, J.P.; M. Lucotte y A. Boudou. IRD editions. Paris. Francia. pp. 273-298
- Hylander, L.D.; F.N. Pinto, J.R.D. Guimaraes, M. Meili, L.J. Oliveira y E. de C. e Silva. 2000. Fish mercury concentration in the Alto Pantanal, Brazil: influence of season of and water parameters. *The Science of Total Environmental*. 261: 9-20
- López, E.I.S. 2005. Bioacumulación y biomagnificación de mercurio en diferentes poblaciones de peces en la amazonía boliviana. Tesis para obtener el grado de Magister of Scientiae en Ecología y Conservación. Universidad Mayor de San Andrés. pp.: 85-89
- Malm, O.; F.J.P. Branches, H. Akagi, M.B. Castro, W.C Pfeiffer, M. Harada, W.R. Bastos y H. Kato. 1995. Mercury and metilmercury in fish and human hair from the Tapajós River basin, Brazil. *The Science of the Total Environmental*. 175: 141-150
- Meili, M 1991. Mercury in boreal forested lake ecosystems. *Acta University Ups. Comprehensive summaries of Uppsala dissertations from the faculty of science* 336. pp. 36
- Millan, R., S.T.F. Fritz, M.J.H. Sierra, E.J. Moreno, J.O. Peñaloza, R.G. Gamarra y E.E. Fernández. 2007. Rehabilitación de suelos contaminados con mercurio: estrategias aplicables en la zona minera de Almadén. *Ecosistemas*. 16(2): 56-66
- Morel, F.M.M.; A.M.L. Kraepiel y M. Amyot. 1998. The chemical cycle and bioaccumulation of mercury. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 29: 543-566.
- Maurice-Bourgoin, L.; I. Quiroga, J. Chincheros y P. Coureau. 2000. Mercury distribution in waters and fish of the upper Madeira rivers and mercury exposure in riparian Amazon populations. *The Science of the Total Enviroment*. 260: 73-86
- Maurice-Bourgoin, L. 2001. El mercurio en la Amazonía boliviana – Síntesis del conocimiento sobre la distribución del mercurio en las aguas, los sedimentos y los peces – Impacto sobre la salud humana. IRD Publications. 80 p.
- Maurice Bourgoin L. e I. Quiroga. 2002. Total mercury distribution and importance of the biomagnification process in rivers of the Bolivian Amzon. *The Ecohydrology of South American Rivers and Wetlands*. 6: 49-67.
- Maurice-Bourgoin, L.; R. Aalto; I. Réault y J.L. Guyot. 2004 use of ²¹⁰Pb geochronology to explore the Century-scale Mercury contamination history and the importante of floodplain accumulation in andean tributaries of Amazon river. IV South American Symposium on Isotope Geology: 449-452. <http://www.brasil.ird.fr/sympoIsotope/Papers/ST4/ST4-13-Maurice.pdf>
- National Council Research (NCR) 2000. Toxicological Effets of methylmercury. Washington.
- OMS. 1991. Methylmercury. Environmental health Criteria 101. Organización Mundial de la Salud. Geneva
- Pérez R.T. 2008. Bioacumulacion y Biomagnificación del Mercurio en peces de la cuenca Iténez (Bolivia). Tesis para obtener el grado de magister en Ciencias Ambientales. Cochabamba, Bolivia. pp. 90
- Pellizzari, E.D., R. Fernando, G.M. Cramer, G.M. Meaburn, and K. Baugeter. 1999. Analysis of mercury in hair of EPA region V population. *Journal Expo. Anal Environmental Epidemiology*. 9(5): 393-401.
- Piatone P.; J. Mehu; L. Chateau; F. Leray; J. Domas; P. Silvestre; F. Bodenan. 2002. Les résidus de procédés thermiques, une filière de valorisation à pérenniser = Thermal process waste valorization. *Environnement & technique*. 221 : 55-58
- Pinheiro M.C.N., Müller R.C.S., Sarkis J.E., Vieira J.L.F., Oikawa T., Gomes M.S.V., Guimaraes G.A., do Nascimento J.L.M. y Silveira L.C.L. 2005. Mercury and selenium concentrations in hair samples of women in fertile age from Amazon riverside communities
- Porvari, P. 1995. Mercury levels of offshin in Tucuruí hydroelectric reservoir and in the River Mojú in Amazonian, in the state of Pará, Brazil. *The Science of the Total Environmental*. 175: 109-117
- Pouilly M., T. Pérez, A. Ovando, F. Guzmán, J.L. Duprey & P. Paco 2008. Diagnóstico de la contaminación por el mercurio en la cuenca Iténez. Informe IRD-WWF, La Paz, Bolivia. pp. 50-77
- Roulet, M.; M. Lucotte; R. Canuel; I. Reheault; S. Tran, Y.G. De Freitas Gog; N. Ferella; R. Souza do Vale; C.J. Sousa Passos; E De J. da Silva, D. Mergler y M. Amorim. 1998. Distribution and partition of total mercury in waters of the Tapajós river basin, Brazilian Amazon. *The Science of the Total Enviroment*. 223: 203-211
- Roulet, M.; M. Lucotte, J.R.D. Guimaraes I. Reheault. 2000. Methylmercury in water, seston, and epiphyton of an Amazonian river and its floodplain, Tapajós River, Brazil. *The Science of the Total Enviroment*. 261: 43-59
- Roulet, M. 2001. Le mercure: son cycle biogéochimique et sa répartition aux échelles planétaire et amazonienne. In: Le mercure en Amazonie: Rôle de l'home et de environment, risques sanitaires. Ed: Carmouze, J.P.; M. Lucotte y A. Boudou. IRD éditions. Paris. Francia. pp. 81-120

Sepúlveda G.L.E.; G.L.M. Agudo y C.A.I. Arangenas. 2006.
El mercurio, sus aplicaciones en la salud y en el ambiente.
http://lunazul.ucaldas.edu.co/index2.php?option=com_content&task=view&id=237&I

US EPA. 2001. Water Quality Criterion for the Protection of Human Health: Methylmercury. Chapter 4: Risk Assessment for Methylmercury. Office of Sciences and Technology, Office of Water, Washington, DC.

Wang Q, Kim D., Dionysiou D.D., Sorial G.A. & Timberlake D. 2004. Sources and remediation for mercury contamination in aquatic systems- a literature review. Environmental pollution 131: 323-336.