

PARTE II

Geoquímica¹

Fabiola Guzmán, Jean Louis Duprey & Marc Pouilly

II.1- Introducción

Los ríos amazónicos, en especial los que drenan las partes andinas de la cuenca, que presentan altas concentraciones de materia particulada suspendida, se caracterizan también por importantes concentraciones de mercurio total (Maurice-Bourgoin *et al.* 2000, 2001, Roulet *et al.* 2001). Los rangos de concentración de mercurio total para sistemas fluviales están entre 0.1 y 20 ng/l (Mastrine *et al.* 1999). En la cuenca del río Madera, las concentraciones de mercurio conocidas hasta la fecha varían desde 2.25 ng.l⁻¹ en las aguas glaciares del río Zongo cerca de La Paz hasta 7 ng/l en el río Madera cerca de Porto Velho y cerca de 10 ng.l⁻¹ a su confluencia con el río Amazonas (Maurice-Bourgoin *et al.* 2000).

En el agua, el mercurio se presenta de formas disueltas o particuladas agregadas a las otras partículas en suspensión. Una gran proporción de estos elementos se presentan en forma inorgánica. Las cantidades y concentraciones de mercurio que transitan por los ríos caracterizan el aporte de mercurio en los sistemas acuáticos y constituyen en un primer indicador de una potencial contaminación, siendo los otros indicadores: la tasa de sedimentación de estos aportes en las llanuras, la tasa de metilación (que traduce la capacidad del sistema a transformar el mercurio inorgánico a su forma orgánica mas tóxica), y la tasa de transferencia del mercurio (principalmente orgánico) a través de la cadena trófica.

El mercurio que transita o se deposita en los ríos amazónicos proviene de diferentes orígenes. Al inicio se asumió que la contaminación de los sistemas acuáticos se debía principalmente a la liberación directa de mercurio por las actividades auríferas (Pfeiffer *et al.* 1991). Sin embargo, en la cuenca del Río Tapajos (Brasil), se destacó a la deposición de mercurio atmosférico y sobretodo a la liberación del mercurio contenido en los suelos (en particular mediante todas las actividades antrópicas que generan una erosión de éstos) como el procesos más importantes para explicar las variaciones de concentraciones de mercurio en las aguas de los ríos (Roulet *et al.* 1999).

¹ Extraído de **Guzmán F. 2008.** *Transporte, dispersión y fuentes de mercurio en la cuenca Iténez. Tesis Licenciatura, UMSA La Paz, Bolivia. En preparación.*

El uso de suelo en la cuenca del Iténez es heterogéneo. Las regiones alejadas al río Itenez son todavía vírgenes de actividades antrópicas en la parte boliviana y a el contrario, en la parte brasilera se encuentran sometidas a una intensa actividad agrícola y de deforestación. Cerca del río Iténez, los suelos son poco aptos para la agricultura y ganadería intensiva, por el constante riesgo de inundaciones, factor que también determina su baja población que oscila entre 0 a 1 habitante por km² (Galindo consultores, 1999). En la parte boliviana de la cuenca, las principales actividades humanas son la extracción maderera, explotación de minerales, caza y pesca sin ningún control o plan de manejo de los recursos naturales.

El presente estudio busca determinar las variaciones de aporte de mercurio (mediante la evaluación de las concentraciones de mercurio en la fracción particular del agua) al río Iténez por diferentes sectores y afluentes naturales o influenciados por actividades de deforestación o de minería aurífera.

II.2- Métodos

El diseño experimental considera la evaluación de las concentraciones de mercurio en la fracción particular del agua en 27 puntos de ríos y lagunas del área de estudio repartidos en los ríos bolivianos de referencia natural Blanco y San Martín (sector de Bella Vista, 6 puntos), ríos que drenan aguas de áreas afectadas por la deforestación (ríos brasileros) y por la mina aurífera en el área boliviano de la Serranía San Simón, y a lo largo del río Iténez entre la confluencia con el río Paraguá y 100 km río arriba de la confluencia con el río Mamoré (Figura 2, Pagina 5). Dos campañas de muestreo fueron realizadas en junio de 2007 (fin de aguas altas) y septiembre de 2007 (fin de estiaje).

En el campo se siguió el protocolo de muestreo y manipulación ultra limpio propuesto por Gill & Fitzgerald (1985). En cada punto se obtuvo una muestra de la fracción particular (material en suspensión) contenida en el agua para ello se sumergió un envase, previamente enjuagado en el agua de muestra. La fracción particular se separó por filtración de un volumen conocido de agua hasta total colmatación de un filtro GF/F (7µm). Los filtros fueron guardados individualmente y refrigerados hasta su análisis. Por cada punto se obtuvieron dos filtros (replicados) para el análisis de mercurio particular total y sólidos suspendidos en el agua ([SS] en mg.l⁻¹ que corresponde al peso de sedimentos colectado por el volumen de agua que fue filtrada). Muestras complementarias de aguas fueron colectadas y llevadas a laboratorio para analizar la composición en aniones (agua congeladas), cationes y elementos trazas (agua fijada con 4 gotas de ácido nítrico ultra puro y refrigeradas), Carbono Orgánico Particular (POC expresado en peso g C /100g, volumen mg/l y porcentaje) y Carbono Orgánico Disuelto (DOC expresado en mg C/l). Los parámetros físico químicos clásicos (pH, conductividad y temperatura) fueron medidos en el campo por un metro electrónicos Consort C535.

El análisis de la cantidad de mercurio contenido en los filtros se realizó en el laboratorio de Calidad Ambiental de la UMSA-IE-La Paz mediante un espectrofotómetro de fluorescencia atómica por vapor frío (CVAFS). Los protocolos base son los utilizados por la EPA 1631 Revisión E para Hg total en agua. Para cada punto se analizaron dos filtros y para validar el resultado obtenido por cada filtro se hizo una réplica de lectura donde cada valor debía estar dentro del 10% de la lectura anterior.

II.3- Resultados y discusión

Los resultados de concentración de mercurio en la fracción particular se pueden presentar en dos expresiones:

- [Hg]p : cantidad de mercurio total por peso de sedimento o mercurio particular en el agua (en nanogramos de Hg por gramos de sedimento : $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$). [Hg]p da un valor de la cantidad de mercurio adsorbido sobre las suspensiones y entonces puede servir de indicador de la cantidad de mercurio transferido por erosión de los suelos hasta el río o de la cantidad de mercurio externo aportada por una actividad como la minería de oro.
- [Hg]v: cantidad de mercurio por volumen de agua (en nanogramos de Hg por litros de agua: $\text{ng}\cdot\text{l}^{-1}$) que depende directamente de [Hg]p y de la carga sedimentaria del río (cantidad de sedimento suspendido [SS] por volumen de agua, Figura II.1) a través de una relación de tipo $[\text{Hg}]v = [\text{Hg}]p \cdot [\text{SS}]$. [Hg]v da un valor absoluta de la cantidad de mercurio particular que está cargado por el río o que está presente en el agua de una laguna. Para conocer la cantidad de mercurio total del agua se debe añadir medidas de mercurio disuelto que no fueron incluidas en este trabajo, debido a que no sobrepasaban los límites de detección del sistema analítico utilizado en el LCA La Paz.

Las lagunas tienden a presentar un mayor promedio de [SS] que los ríos a excepción de las del Iténez que presentan la misma carga de material en suspensión que las aguas del río. Dentro de los ríos, el Blanco tiene un promedio de [SS] duplicado en relación a los demás, corroborando el tipo la clasificación de este río como de aguas blancas . Los dos arroyos de drenaje de la mina muestreados solo en junio 2007 presentan una muy baja carga sedimentaria. La concentración de mercurio particulado [Hg]p es variable debido en espacial a cambios estacionales pero los promedios son bastante homogéneos en todos los sectores y hábitats, a excepción de los dos arroyos de drenaje de la mina que presentan una concentración más de 40 veces superior a los otros sectores muestreados. La concentración de mercurio por volumen de agua [Hg]v (que depende a la vez de [SS] y de [Hg]p) presentan valores muy altas para los dos arroyos de drenaje de la mina.

Tabla II 1- Concentraciones de sedimentos [SS], de mercurio [Hg]p en la fracción particular del agua y concentraciones de mercurio particular por volumen de agua [Hg]v en lagunas y ríos de diferentes sectores de la cuenca del río Iténez. Existe una relación directa entre estos valores: $[Hg]v = [Hg]p * [SS]$. En base a dos campañas de medidas en junio y septiembre de 2008.

Habitat		[SS] (mg.l-1)		[Hg]p (ng.g-1)		[Hg]v (ng.l-1)	
Sector	n	Media	(Min-Max)	Media	(Min-Max)	Media	(Min-Max)
Laguna							
Blanco	3	81.47	(4.32-227.22)	167	(39-327)	4.0	(1.4-9.0)
San Martín	3	32.39	(2.63-91.67)	195	(147-239)	4.9	(0.6-13.5)
Iténez	15	12.04	(3.60-100.18)	231	(60-295)	1.7	(0.7-6.1)
Río							
Blanco	2	26.07	(24.49-27.65)	113	(81-146)	3.0	(2.0-4.0)
San Martín	2	11.43	(2.94-19.92)	166	(91-241)	1.2	(0.7-1.8)
Iténez	12	7.34	(4.18-12.40)	219	(113-440)	1.5	(0.9-3.3)
San Simón	6	13.48	(6.16-36.74)	210	(161-248)	2.7	(1.3-7.0)
Ríos con deforestación	6	10.18	(3.12-20.72)	225	(174-290)	2.1	(0.9-3.8)
Arroyos de drenaje mina	2	1.66	(1.33-1.98)	10324	(7708-12939)	18.2	(12.0-24.4)

En el caso de las lagunas del río San Martín y Blanco. Las condiciones de baja profundidad al momento del muestreo en septiembre (fin de la época de estiaje) generaron una resuspensión del sedimento del fondo. Por lo tanto los valores presentados se acercan más a una medida de mercurio en los sedimentos de fondo que a los sedimentos en suspensión del agua. Si despreciamos estos valores vemos que en junio (inicio de la época de estiaje) los ríos y lagunas del Iténez y del San Martín presentan valores inferiores (entre 0.56 y 0.88 ng.l⁻¹ respectivamente) los a las de las lagunas y de los ríos Blanco y de la zona San Simón (entre 1.31 y 1.96 ng.l⁻¹ respectivamente). Los ríos con una cuenca degradada por deforestación presentan una situación intermedia.

Existe una relación lineal significativa ($r^2 > 0.9$, $p < 0.001$) entre la cantidad de mercurio por volumen de agua ([Hg]v) y la cantidad de sedimento en suspensión por volumen de agua (Figura II.1), que indica que a mayor turbidez del agua de un río mayor será la cantidad de mercurio que transporta. Esta relación es trivial (por lo que el calculo de [Hg] se basa en una relación de tipo $[Hg]v = [Hg]p * [SS]$) pero ilustra que para el área de estudio se presenta poca variación y que esa variación no puede ser relacionada a un sector o a un tipo de hábitat. Esto se complementa por la observación que, aunque existe una tendencia de menor [Hg]p en los dos ríos de referencia, la carga de mercurio particulado no se diferencia significativamente entre los sectores (Figura II.2, Anova $F=1.64$, $dl=4$, $p=0.18$).

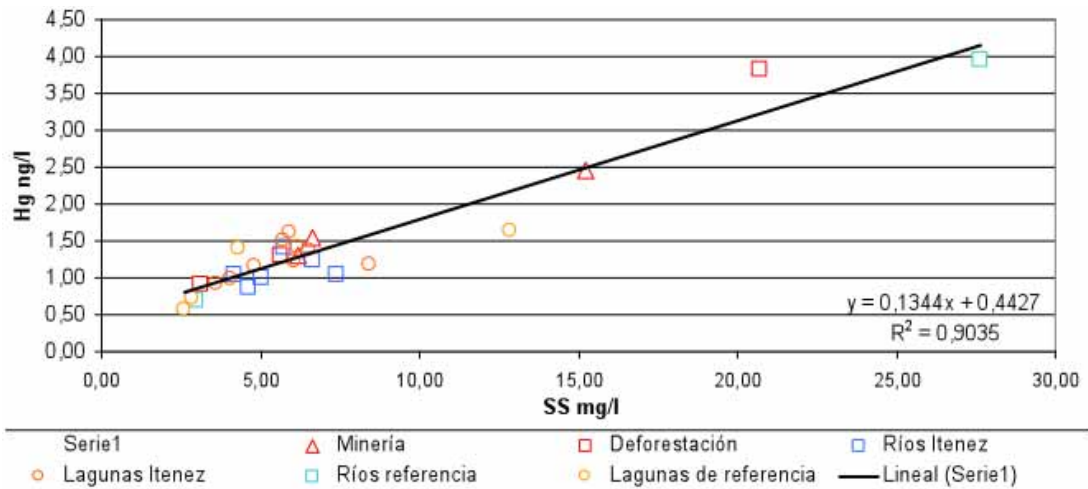


Figura II 1- Relación entre la cantidad de mercurio total por volumen de agua y la cantidad de sólidos suspendidos en el agua en 27 sitios de muestreo de la cuenca Iténez. Los diferentes símbolos presentan el tipo de hábitat (río o laguna) y el sector de los sitios.

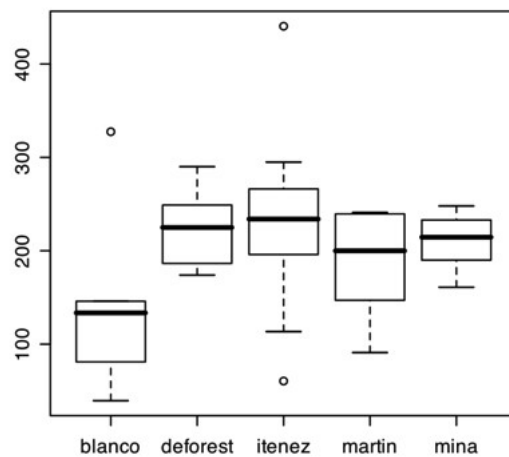


Figura II 2- Distribución estadística (media y cuartiles) de la cantidad de mercurio total peso de sedimento (HgP en $ng.g^{-1}$) en cinco sectores de la cuenca Iténez, tres influenciado por actividades antrópicas (deforestación, Iténez y mina) y dos en sistemas naturales poco intervenido (Blanco y San Martín).

Las concentraciones de mercurio medidas en junio 2008 en dos arroyos de la serranía San Simón directamente río debajo de la zona de explotación son significativamente más altas que lo esperado por la relación entre mercurio $[Hg]_v$ y $[SS]$ descrita mediante los otros sitios (Figura II.3). Estos resultados revelan una situación extraordinaria que se puede explicar por un aporte de mercurio exterior debido a las actividades de la mina, lo que concuerda con las observaciones de Hentshel *et al.* (2000) que afirman que se usa 15.36 toneladas de mercurio por año en esta mina, o más dudosamente a una anomalía geológica que podría explicar que en el suelo de esa serranía contiene 2,5 a 5 veces más mercurio que los otros terrenos de la cuenca.

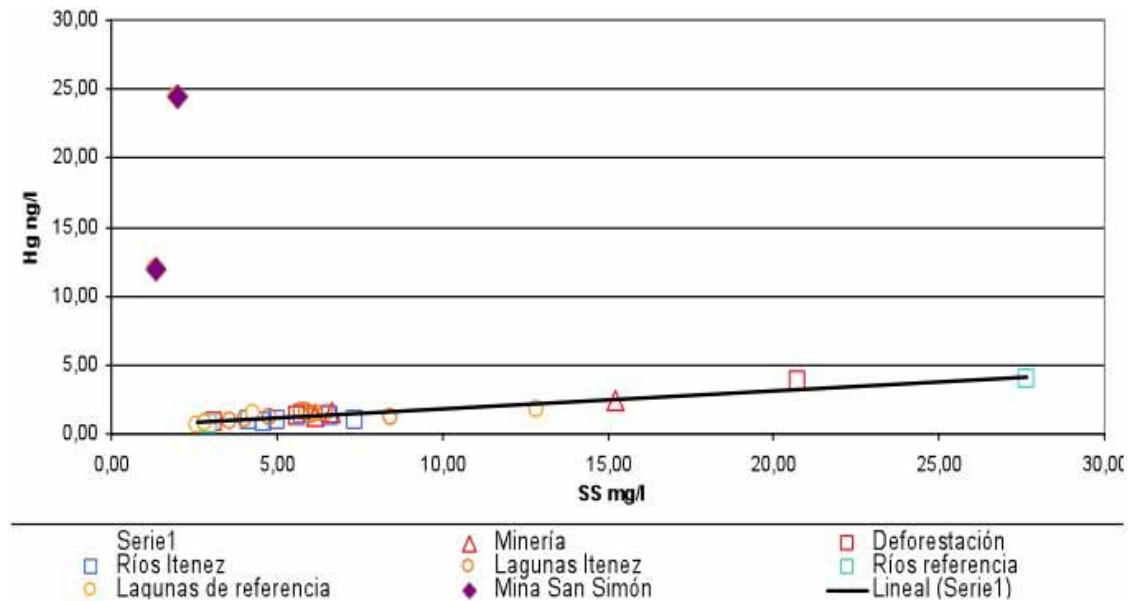


Figura II 3- Relación entre la cantidad de mercurio total por volumen de agua y la cantidad de sólidos suspendidos en el agua en 27 sitios de muestreo de la cuenca Iténez y dos sitios en la serranía San Simón, río debajo de la zona de explotación minera. Los diferentes símbolos presentan el tipo de hábitat (río o laguna) y el sector de los sitios.

A exclusión de los arroyos de la serranía San Simón, los resultados permiten concluir que de forma global, las concentraciones de mercurio naturalmente presentes en los suelos no varían entre los diferentes sectores. Sin embargo, estas concentraciones de mercurio adsorbido en el sedimento [Hg]_p presentan variaciones estacionales diferentes según los sectores (Figura II.4). En particular los valores de [Hg]_p no varían entre las dos épocas en los sectores impactados (Iténez: deforestación y mina). Por el contrario en los dos ríos de referencia (San Martín y Blanco) donde se observa una reducción significativa del mercurio en septiembre.

Una interpretación tentativa podría considerar que los sistemas que están influenciado por actividades que generan la erosión de los suelos reciben todo el año suspensiones enriquecidas en mercurio, mientras que en sistemas naturales este fenómeno solo puede ser observado en época de aguas altas, debido a que durante la época de aguas bajas, cuando el río no sobrepasa su barranco, los sedimentos arrastrados están menos enriquecidos en mercurio quizás por el lavado anteriormente mencionado. La estacionalidad en el aporte de mercurio en sistema natural ya fue observada en la cuenca del río Beni donde Maurice-Bourgoin *et al.* (2003) mostraron que 80 a 88% del Hg aportado por la erosión de las cuencas andinas a la llanura de inundación ocurre entre enero y abril. La permanencia de los aportes en mercurio en sistemas que presentan una influencia antrópica como el río Iténez, tienen una anomalía que podría explicar en parte las concentraciones más altas encontradas en los peces de este río (Pérez & Pouilly, Parte III).

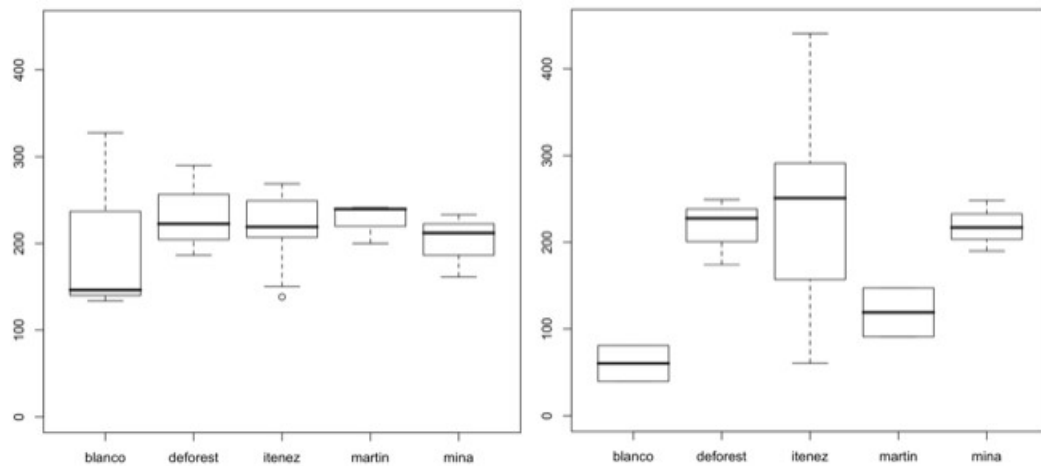


Figura II 4- Distribución estadística (media y cuartiles) de la cantidad de mercurio total peso de sedimento ($[Hg]_p$ en $ng.g^{-1}$) en junio (izquierda) y septiembre (derecha) del 2008, en cinco sectores de la cuenca Iténez, tres influenciado por actividades antrópicas (deforestación, Iténez y mina) y dos en sistemas naturales poco intervenido (Blanco y San Martín).

Aunque este trabajo no permite estimar las concentraciones en mercurio total por la ausencia de análisis de las concentraciones de mercurio disuelto en el agua, una gran parte del aporte de mercurio $[Hg]_v$, se explica a partir de la cantidad de sedimento que drena el río. Este fenómeno es acentuado por un efecto metodológico conocido como efecto de concentración de las partículas (“Particle Concentration Effect” en inglés) según el cual la concentración de coloidales en el filtro aumenta las concentraciones de sólidos suspendidos $[SS]$ (Benoit 1995, Benoit & Rozan 1999). Sin embargo, para asegurar esta conclusión se realizaron modelos de predicción de la tasa de mercurio $[Hg]_v$ a partir de un conjunto de variables generalmente conocidas por tener un impacto sobre la concentración del mercurio : pH, conductividad, SS, Carbono disuelto (COD) y particular (POC), C/N, Temperatura. Los modelos fueron establecidos de manera separada por las dos épocas (junio y septiembre por separado) y por el conjunto de datos (junio y septiembre), mediante un análisis de regresión lineal múltiple con selección de los parámetros que son significativos para predecir la tasa de mercurio observada (proceso “stepwise”) Los resultados demuestran que en todos los casos se puede predecir la tasa de mercurio en los sitios a partir de la cantidad de sedimento en suspensión ($[SS]$) complementado, según los casos, con otras variables como el pH, la conductividad, la profundidad y el porcentaje de carbono particular (POC%) (Tabla II.2).

Tabla II 2- Modelos de predicción de la concentración de mercurio particular natural ($[Hg]_p$ y $[Hg]_v$) en las aguas de la cuenca Iténez. Coeficientes de regresión derivados de análisis de regresión múltiple lineal con selección de los parámetros significativos. La predicción se realiza mediante la ecuación (ejemplo de $[Hg]_v$ con el modelo de Junio) $Ln([Hg]_v) = (0.585 * Ln([SS])) - (-1.522 * Ln(pH)) + (-0.436 * Ln(cond)) + 0.618$ con $Ln = \text{Log neperiano de los valores brutos}$. Todos estos modelos son altamente significativos (Anova, $P < 0.0001$).

		[SS]	POC%	Prof.	pH	Cond.	Constante
	Junio+Septiembre	0,537	0,730	0,138	-1,021	-	1,524
[Hg] _v	Junio	0,585	-	-	-1,522	-0,436	0,618
	Septiembre	0,473	0,953	-	-	-	-0,143
	Junio+Septiembre	-0,456	0,705	0,138	-0,968	-	8,309
[Hg] _p	Junio	-0,380	-	-	-1,310	0,389	7,229
	Septiembre	-0,529	0,951	-	-	-	6,770

II.4- Conclusiones

Los resultados presentados corresponden al mercurio particular asociado al material en suspensión en el agua. Para obtener valores más reales del mercurio total transportado por el río o presente en las aguas de las lagunas se debería sumar valores de mercurio disuelto en el agua. Maurice-Bourgoin *et al.* (2003) estiman que en el río Beni (de aguas blancas según la definición de Sioli 1968), 92% de los aportes totales en Hg están en forma particular. En el río de aguas claras Tapajós (Brasil), la fracción particular del mercurio representa 40 a 80 % de la carga total (Roulet *et al.* 1998). En las aguas claras y negras (según la definición de Sioli 1968), el mercurio disuelto puede presentar un porcentaje importante del mercurio total que puede alcanzar hasta el 50% (Maurice-Bourgoin 2001). Los valores obtenidos permiten la comparación de los diferentes sistemas en su aporte de mercurio particulado por peso $[Hg]_p$, indicando la tasa de mercurio contenido en los sedimentos arrastrados por los ríos, y por volumen $[Hg]_v$ que, asociados al caudal del río indican el valor de mercurio particulado que carga el río. Si asumimos que el mercurio particular representa el 50% del mercurio total en las aguas claras y 80% en las aguas blancas, los ríos estudiados San Martín (ca. 2.5 $ng.l^{-1}$), Iténez (ca. 3 $ng.l^{-1}$), los impactados por la mina (ca. 3.2 $ng.l^{-1}$) o por deforestación (ca. 2.5 $ng.l^{-1}$) como el río Blanco (ca. 3.6 $ng.l^{-1}$) presentan una tasa de mercurio en lo alto del rango promedio mundial (0.1-3.5 $ng.l^{-1}$) presentado por Mason *et al.* (1984) y en el rango de las tasas observadas en otros ríos amazónicos de aguas claras como en el río Tapajós (1.8-7.3 $ng.l^{-1}$, Roulet *et al.* 1998), negras como en el río Negro (2.3-6.7 $ng.l^{-1}$, Fadini & Jardim 1999) y blancas como en los ríos Beni (3.8-7.6 $ng.l^{-1}$, Maurice-Bourgoin *et al.* 2000). Los arroyos de drenaje de la mina son los únicos que presentan valores extremadamente altos (encima de 30 $ng.l^{-1}$ si consideramos que son de aguas claras donde el mercurio particulado representa 50% del mercurio total) típico de aguas contaminadas y rara vez alcanzado en sistemas naturales amazónicos (Maurice-Bourgoin 2001).

Las tasas de mercurio contenido en los sedimentos arrastrados por los ríos parecen bastante homogéneas en los diferentes sectores estudiados a excepción de los arroyos que drenan la Serranía

San Simón. Estos arroyos presentan hasta 40 veces más mercurio que los demás, indicando probablemente un aporte de mercurio exógeno vinculado a la actividad minera.

Existe una relación directa entre la cantidad de mercurio particular transportado por el río y su carga sedimentaria. Por lo tanto el río Blanco, de aguas blancas, transporta naturalmente más mercurio que el San Martín y el Iténez de aguas menos turbias por la geología de su cuenca. Sin embargo, aunque naturalmente de aguas claras, los ríos que presentan un impacto (mina o deforestación) presentan un nivel de mercurio parecido al río de aguas blancas.

La variación de concentraciones de mercurio particular observada entre junio y septiembre demuestra que los ríos impactados así como el río Iténez arrastran partículas con la misma carga en mercurio en las dos épocas aunque los ríos no impactados experimentan una reducción significativa de la carga en mercurio en el sedimento en la época de estiaje. Esta diferencia podría en parte explicar las diferencias de contaminación encontradas en las cadenas tróficas (parte III).

II.5- Bibliografía

- Benoit G. & Rozan T.F. 1999. The influence of size distribution on the particle concentration effect and trace metal partitioning in rivers. *Geochim Cosmochim Acta* 63: 113-127
- Benoit G. 1995. Evidence of the particle concentration effect for lead and other metals in fresh waters based on ultraclean technique analyses. *Geochim Cosmochim Acta* 59: 2677-2687
- Galindo Euroconsult 1999. Programa para el ordenamiento territorial de la Región Amazónica Boliviana en el departamento de Beni: zonificación agroecológica y propuesta técnica del plan de uso del suelo del departamento de Beni. BIB / Gobierno de Bolivia 215pp.
- Gill G.A & Fitzgerald W.F. 1987. Mercury in surface waters of the open ocean. *Global Biogeochemical Cycles* 1(3):199-212
- Hentschel T., Roque D. & Taucer E. 2000. Estudio monográfico sobre la explotación minera pequeña. Ejemplo de San Simón (Bolivia). Documento de trabajo SAP 283/WP 142. Oficina Internacional del Trabajo, Ginebra. Disponible en línea : <http://www.ilo.org/public/spanish/>
- Mason R.P., Fitzgerald W.F. & Morel F.F.M. 1994. The biogeochemical cycling of elemental mercury: anthropogenic influences. *Geochim. Cosmochim. Acta* 58(15): 3191-3198
- Mastrine J., Bonzongo J-C. & Lyons W. 1999. Mercury concentration in surface waters from fluvial systems draining historical precious metals mining areas in southeastern U.S.A. *Applied Geochemistry* 14: 147-158
- Maurice-Bourgoin L. 2001. Le mercure dans les eaux de surface du bassin amazonien. En Carmouze J-P, Lucotte M. & Boudou A. (Eds.). *Le mercure en Amazonie. Rôle de l'homme et de l'environnement, risques sanitaires*. IRD Editions, Paris. 494p.
- Maurice-Bourgoin L., Alanoca L., Fraizy P. & Vauchel P. 2003. Sources of mercury in surface waters of the upper Madeira erosive basins. *J. Phys. IV France* 107: 855-858
- Maurice-Bourgoin L., Quemerais B., Moreira-Turcq P. & Seyler P. 2003. Transport, distribution and speciation of mercury in the Amazon River at the confluence of black and white waters of the Negro and Solimões Rivers. *Hydrological Processes* 17: 1405-1417
- Maurice-Bourgoin L., Quiroga I., Chincheros J. & Courau P. 2000. Mercury distribution in waters and fishes of the upper Madeira rivers and mercury exposure in riparian Amazonian populations. *The Science of the Total Environment* 260: 73-86
- Pfeiffer W., Malm O., Souza C., Drude de Lacerda L., Silveira E. & Bastos W. 1991. Mercury in the Madeira River ecosystem Rondônia, Brazil. *Forest Ecology and Management* 38: 239-245
- Roulet M., Lucotte M., Canuel R., Rheault I., Tran S., De Freitas Gog Y.G., Farella N., Souza do Vale R., Sousa Passos C.J., De Jesus da Silva E., Mergler D. & Amorim M. 1998. Distribution and partition of total mercury in waters of the Tapajós River Basin, Brazilian Amazon. *The Science of The Total Environment* 213: 203-211
- Roulet M., Lucotte M., Farella N., Rheault I., Serique G., Sousa Passos C.J., De Jesus da Silva E., Scavonne de Andrade P., Mergler D., Guimarães J.-R.D. & Amorim M. 1999. Effect of recent human colonization on the presence of mercury in Amazonian ecosystems. *Water Air and Soil Pollution*, 112: 297-313
- Roulet M., Lucotte M., Canuel R., Farella N., Pacheco R., Guimarães D., Mergler D. & Amorim M. 2001. Spatio-temporal geochemistry of mercury in waters of the Tapajós and Amazon rivers, Brazil. *American Society of Limnology and Oceanography*. Inc, 46: 1141-1157