



Institut de Recherche pour le Développement (La Paz, Marseille Francia)
Unidad de Limnología y Recursos Acuáticos - Universidad Mayor de San Simón (Cochabamba)
Laboratorio de Calidad Ambiental - Universidad Mayor de San Andrés (La Paz)
Servicio de Laboratorio y de Diagnostico en Salud - Universidad Mayor de San Andrés (La Paz)
International Institute for Geo-information Science and Earth Observation (ITC, The Netherlands)

DIAGNOSTICO DE LA CONTAMINACIÓN POR EL MERCURIO EN LA CUENCA ITÉNEZ

Procesos geoquímicos y bioquímicos Exposición de las poblaciones humanas

Marc Pouilly, coordinador
Tamara Pérez
Alex Ovando
Fabiola Guzmán
Pamela Paco
Jean Louis Duprey
Jaime Chinchero
Berenice Caranza
Flavia Barberi
Jacques Gardon

**Cochabamba, Bolivia
Agosto 2008**

Con el apoyo de



WWF Bolivia



**PD-ANMI Iténez
Prefectura del Beni**

AGRADECIMIENTOS

Entidades de apoyo económico:

WWF convenio IRD KN10-3339, IRD-EMAA, IRD-UR131, IRD-UR154

Entidades de apoyo técnico y logístico:

Bolivia

UMSS Cochabamba – ULRA ; UMSA La Paz - LCA y SELADIS ; Prefectura del Beni ; PD-ANMI Iténez y Municipios de Baures y Madgalena, Provincia Iténez, Departamento Beni, Bolivia

Internacional

IRD-UR024 ; LMTG Toulouse, Francia

International Institute for Geo-information Science and Earth Observation (ITC) , The Netherlands

Agradecimientos personales a:

Lila Sainz, Marcela Añez, Yvana Dorada y Mauricio Barba de la oficina WWF de Trinidad

Alfonso Salas (Responsable UDAP), Jorge Cuellar y Carola Vaca (directores PD ANMI – Iténez), Claudia Vargas – Unidad de Gestión Ambiental, Prefectura del Beni

Jean Remy Guimaraes (Universidad Federal de Río de Janeiro, Brasil) y Laurence Maurice (IRD)

Danny Rejas, Mabel Maldonado, Edgar Goitia, Jimena Camacho, Giovanni Crespo, Nabor Moya, Evans de la Barra, Jorge Espinosa, Carlos Molina, Takayuki Yunoki, Lincy Ugarte, Huascar Muñoz.

A los comunarios de Remanso, Cafetal, Buena Vista, Piso Firme, Mategua, Versalles y Bella Vista y en particular Nelson Herrera (Sub-alcalde de Remanzo / presidente del comité binacional de frontera), Hermogenes Rivero (Bella Vista), Dr. Alberto Lopez (medico de Baures), David Cuellar (inspector saneamiento ambiental, Magdalena), Tomas Suárez y familia (Bella Vista).

In memoriam Marc Roulet

INDICE

AGRADECIMIENTOS.....	i
INDICE	iii
INDICE DE FIGURAS.....	v
INDICE DE TABLAS.....	viii
RESUMEN.....	ix
 INTRODUCCION.....	 1
I- La problemática del mercurio en la Amazonía.....	1
II- Presentación del estudio.....	2
III- Área de estudio y diseño experimental general.....	3
IV- Bibliografía.....	6
 PARTE I.....	 9
Identificación y mapeo de zonas potenciales de deposición y transformación de mercurio en la cuenca del río Iténez.....	9
I.1- Introducción.....	9
I.2- Métodos.....	12
I.2.1- Caracterización de la cuenca del río Iténez.....	13
I.2.2- Modelo de arrastre de sedimento.....	14
I.2.3- Identificación de zonas potenciales de deposición y transformación de mercurio.....	19
I.2.4- Validación del método.....	19
I.3- Resultados.....	20
I.3.1- Cobertura de bosque y deforestación.....	20
I.3.2- Dinámica de inundaciones.....	22
I.3.3- Indicadores del paisaje.....	23
I.3.4- Patrones de deposición de sedimentos.....	24
I.3.5- Relación entre unidades de vegetación-inundación y tiempos de residencia.....	26
I.3.6- Zonas potenciales de deposición y transformación de mercurio.....	27
I.3.7- Validación del método.....	27
I.4- Discusión.....	28
I.5- Conclusiones y recomendaciones.....	29
I.6- Bibliografía.....	30
 PARTE II.....	 33
Geoquímica.....	33
II.1- Introducción.....	33
II.2- Métodos.....	34
II.3- Resultados y discusión.....	35
II.4- Conclusiones.....	40
II.5- Bibliografía.....	42
 PARTE III.....	 43
Bioacumulación y biomagnificación del mercurio en los peces de la cuenca Iténez.....	43
III.1- Introducción.....	43
III.2- Métodos.....	44
III.3- Resultados.....	46
III.3.1- Patrones de bioacumulación del mercurio en 6 especies.....	48
III.3.2- Relación de las concentraciones de mercurio y el isótopo de nitrógeno estable en 6 especies.....	50
III.3.3- Comparación de las concentraciones de mercurio en los ríos Iténez, Blanco y San Martín.....	52
III.3.4- Biomagnificación	53

III.3.5- Factor de biomagnificación, largo de cadena y factor de contaminación.....	54
III.3.6- Especies comerciales.....	55
III.4- Conclusiones.....	57
III.5- Bibliografía.....	59
PARTE IV.....	63
Exposición humana al mercurio en los Municipios de Baures y Magdalena, río Itenez 2007.....	63
IV.1- Introducción	63
IV.2- El mercurio.....	64
IV.2.1- Propiedades.....	64
IV.2.2- Exposición Ocupacional al Mercurio.....	65
IV.2.3- Fuentes y ciclo del mercurio.....	65
IV.2.4- Absorción y excreción.....	66
IV.2.5- Efectos en la salud.....	67
IV.2.6- Biomarcadores.....	68
IV.2.7- Límites permisibles de mercurio.....	69
IV.3- Zona de estudio.....	69
IV.4- Metodología.....	70
IV.4.1- Selección de comunidades.....	70
IV.4.2- Censo de población, selección de los participantes y muestreo de cabellos.....	71
IV.4.3- medidas éticas.....	72
IV.5- Resultados.....	72
IV.6- Conclusiones.....	74
IV.7- Bibliografía.....	76
PARTE V.....	77
Conclusión general.....	77

INDICE DE FIGURAS

<i>Figura 1- Ubicación geográfica de la cuenca Iténez/Guaporé y caracterización de sus principales subcuencas.....</i>	<i>4</i>
<i>Figura 2- Red hidrográfica principal de la parte boliviana de la cuenca Iténez y sectores de muestreo de bioquímica y geoquímica utilizado en el marco de este proyecto.....</i>	<i>5</i>
<i>Figura I 1- Diagrama de flujo de la metodología utilizada para detectar las zonas potenciales de deposición y transformación del mercurio.....</i>	<i>13</i>
<i>Figura I 2- Área seleccionada para la implementación del método de identificación de zonas potenciales de deposición y transformación de mercurio.....</i>	<i>15</i>
<i>Figura I 3- Diagrama de flujo de la metodología empleada para la identificación de cambios de uso de suelo y cobertura vegetal.....</i>	<i>16</i>
<i>Figura I 4- Efecto del tamaño de las partículas en el tiempo de viaje de las mismas (Lu et al 2003).....</i>	<i>17</i>
<i>Figura I 5- Diagrama de flujo del procedimiento seguido para la optimización del Modelo Digital de Elevación (DEM) (Adaptado de De Ruyver 2004).....</i>	<i>18</i>
<i>Figura I 6- Cobertura y localización de los sitios de muestreo para la validación del método. Los puntos negros corresponden (a) a los sitios de muestreo geo- y bioquímico (mapa de la izquierda) y a los sitios de muestreo de suelos de llanura de inundación para la validación (mapa de derecha).....</i>	<i>20</i>
<i>Figura I 7- Porcentaje de cobertura boscosa por subcuencas.....</i>	<i>21</i>
<i>Figura I 8- Porcentaje de terreno de cada subcuenca afectado por un cambio de cobertura vegetal en el periodo 2001-2005 (MODIS-VCF).....</i>	<i>21</i>
<i>Figura I 9- Mapa de la cuenca del río Iténez clasificada en unidades de terreno (asociación entre tipo de vegetación y temporalidad de inundaciones) a partir de imágenes J-ERS (Martínez & Le Toan 2007). La parte blanca aparece sin información en las imágenes satelitales.</i>	<i>22</i>
<i>Figura I 10- Porcentaje de superficie inundable por subcuenca.</i>	<i>23</i>
<i>Figura I 11- Cambio de uso de suelo en la cuenca Iténez entre 1986 y 2007.....</i>	<i>24</i>
<i>Figura I 12- Variación de los tiempos de residencia de partículas de arcilla y limo en las subcuencas Cachuela-Colorado, Corumbiara y Pimenteiras entre 1986 y 2007 (cuenca Iténez, Bolivia-Brasil), El valor de cada celda representa el tiempo (en segundos) que una partícula de limo o arcilla tarda en atravesar un área de 90x90 metros.</i>	<i>25</i>
<i>Figura I 13- Comparación de los tiempos promedio [segundos] de residencia de las partículas (estimadas por el modelo HSDR) para cada subcuenca entre 1986 y 2007.....</i>	<i>26</i>
<i>Figura I 14- Promedio ponderado de tiempo de residencia [segundos] de partículas de limo y arcilla en diferentes unidades de vegetación-inundación.....</i>	<i>26</i>
<i>Figura I 15- Zonas potenciales de deposición de mercurio en las subcuencas Pimenteiras, Corumbiara (Brasil) y Cachuela Colorado (Bolivia) Las zonas más oscuras representan las áreas con mayor potenciales de deposición y transformación de mercurio por tener los mayores tiempos de residencia para el limo y pertenecer a unidades temporalmente inundables por las aguas de los ríos.....</i>	<i>27</i>
<i>Figura I 16- Correlación entre tiempo de residencia de las partículas de suelo [segundos] y concentración de mercurio [PPM] en sitios de muestreo.....</i>	<i>28</i>

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.	37
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).....	37
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.....	38
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).....	39
Figura III 1- Modelos de bioacumulación del mercurio total en peces de la Amazonía (Roulet, 2001).....	44
Figura III 2- Patrones de bioacumulación en peces de los ríos Iténez (círculos), Blanco (rombos) y San Martín (triángulos). A) Curimatella cf. alburna, B) Piado del campo (Schizodon fasciatus), C) Sardina (Triportheus angulatus), D) bentón (Hoplias malabaricus), E) Pez cachorro (Acestorhynchus altus) y F) Piraña roja (Pygocentrus nattereri).....	50
Figura III 3- Relación entre $\delta^{15}N$ y concentración de mercurio en peces de los ríos Iténez (círculos), Blanco (rombos) y San Martín (triángulos). A) Curimatella cf. alburna, B) Piao del campo (Schizodon fasciatus), C) Sardina (Triportheus angulatus), D) bentón (Hoplias malabaricus), E) Pez cachorro (Acestorhynchus altus) y F) Piraña roja (Pygocentrus nattereri).....	52
Figura III 4- Comparación de las tasas de mercurio corregido de seis especies en la cuenca del río Iténez A) Curimatella cf. alburna, B) Piado del campo (Schizodon fasciatus), C) Sardina (Triportheus angulatus), D) bentón (Hoplias malabaricus), E) Pez cachorro (Acestorhynchus altus) y F) Piraña roja (Pygocentrus nattereri). Las líneas horizontales representan la variabilidad del error estándar de la longitud estándar y las líneas verticales representan la variabilidad del 1.96 de error estándar de las tasas de mercurio corregidas.....	53
Figura III 5- Biomagnificación del mercurio en relación a seis gremios tróficos de peces (según Pouilly et al. 2004. A) río Iténez, B) río Blanco y C) río San Martín. La concentración de mercurio de los peces zooplácticos ha sido determinada a un reducido número de individuos por lo que los valores pueden no ser representativos del gremio.....	54
Figura III 6- Concentraciones de mercurio para cuatro especies de peces comerciales en diferentes sectores del río Iténez (Alto Iténez, Remanso Mategua y Versalles) y de una zona de referencia natural (Bella Vista). A) tucunaré (Cichla monoculus), B) surubí (Pseudoplatystoma fasciatum) C) bentón (Hoplias malabaricus) y D) piraña roja (Pygocentrus nattereri). Los cuadrados pequeños representan la media, los cuadrados más grandes representan la desviación estándar y las líneas representan 1.96 del error estándar. El número de individuos está indicado encima de cada cuadrado. Las concentraciones de mercurio de la zona de referencia se encuentran por debajo de las concentraciones de los diferentes sectores del Iténez.	56
Figura IV.1- Ubicación geográfica de los ríos Itenez, Blanco, y poblaciones de estudio.....	70
Figura IV.2- Histograma general de las poblaciones de estudio.....	73
Figura IV.3- Box plot de comparación de los niveles de Hg por comunidad (Izquierda) y de los niveles de mercurio por ríos (Derecha).....	74
Figura V.1- 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).....	78
Figura V.2- ¿Cual es el futuro de las concentraciones de mercurio en el río Iténez?, ¿A que plazo podemos estimar que las concentraciones alcanzarán niveles considerados tóxicos? El diagnostico 2007 indica un desfase en el río Iténez (Izquierda), pero no podemos evaluar su evolución en el tiempo (Derecha).....	80

INDICE DE TABLAS

*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.* 36

*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, $P < 0.0001$).* 40

Tabla III 1- Número de individuos, rango de mercurio y de tamaño de las 21 especies de peces capturados en la cuenca del Iténez. 47

Tabla III.2- Análisis de regresión lineal múltiple de las concentraciones de mercurio [Hg]_c por la longitud estándar (LS), el $\delta^{15}N$ de 21 especies de peces colectados en los ríos Iténez, Blanco y San Martín. El modelo utilizado es de tipo $[Hg]_c = \alpha LS + \gamma \text{Log}(15N) + b$. Los coeficientes α y γ asociados a cada variable así que el valor de intercepto b son inscritos en la tabla cuando son significativos. 61

Tabla IV.1- Número de habitantes y de muestras realizadas en las cinco comunidades de estudio. 71

Tabla IV.2- Análisis de regresión logística entre las concentraciones de mercurio en los cabellos de 301 individuos de la cuenca Iténez y las variables explicativas género, edad, ocupación y población. 73

RESUMEN

La cuenca binacional del río Iténez (Brasil – Bolivia) es afectada por actividades antrópicas conocidas por aumentar los riesgos de contaminación por el mercurio, como son la minería aurífera y la deforestación. En este estudio se realizó un diagnóstico de los niveles de contaminación por el mercurio de esta cuenca a través de una comparación de la situación en el río Iténez, colector de aguas procedentes de diferentes áreas degradadas, y en dos ríos situados en una cuenca poco intervenida (subcuenca de los ríos San Martín y Blanco). El estudio consideró cuatro temas principales: 1) mapeo de las zonas degradadas y de las zonas potenciales de deposición del mercurio, 2) evaluación de las concentraciones de mercurio en los sedimentos de los ríos y lagunas, 3) en los peces de diferentes niveles tróficos y 4) en los pobladores ribereños a los ríos.

1- Mapeo de las zonas degradadas y de las zonas potenciales de deposición del mercurio.

Las características de pendiente, rugosidad y cobertura vegetal determinan a) la distribución y los tiempos de residencia de las aguas y de las partículas de limo y arcilla y b) la movilización de mercurio procedente de la erosión en la cuenca del río Iténez. Indicadores como el porcentaje de cobertura de bosque y la tasa de conversión de bosques (deforestación), que ocurrió intensamente en la parte oriental de la cuenca Iténez (territorio brasileiro) entre 1986 y 2007, apuntan a un incremento de los procesos erosivos y por consecuencia una mayor movilización de mercurio en la cuenca. En este estudio se realizó una modelización preliminar del arrastre de sedimentos, que permitió establecer que las áreas inundadas (permanentemente u ocasionalmente inundadas) coinciden con un elevado tiempo de residencia de las partículas, apuntando a que la deposición de sedimentos con altas concentraciones de mercurio ocurre primariamente en estas zonas. La validez de la modelización fue confirmada por los resultados de un análisis de los suelos en diferentes sectores que demuestran que las concentraciones de mercurio son mas altas en suelos susceptibles a inundaciones.

2- Sedimento particulado en el agua

Las concentraciones de mercurio en la fracción particular del agua fueron evaluadas en 27 puntos de ríos y lagunas del área de estudio repartidos en los ríos bolivianos de referencia natural (Blanco y San Martín), en los ríos que drenan aguas de áreas afectadas por la deforestación o por la mina

aurífera en el área boliviano de la Serranía San Simón, y a lo largo del río Iténez. Dos campañas de muestreo fueron realizadas en junio de 2008 (fin de aguas altas) y septiembre de 2008 (fin de estiaje).

Las tasas de mercurio contenido en los sedimentos arrastrados por los ríos aparecen bastante homogéneas en los diferentes sectores estudiados a excepción de los arroyos que drenan la Serranía y la mina San Simón. Estos últimos 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 transportada por el río y su carga sedimentaria. Por lo tanto el río Blanco, de aguas blancas, transporta naturalmente más mercurio que los otros dos ríos San Martín e Iténez, de aguas menos turbias debido a 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 indica 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 presentan una reducción significativa de la carga de mercurio en el sedimento en la época de estiaje.

3- Concentraciones de mercurio en los peces

La concentración de mercurio total y la tasas de nitrógeno isotópico estable ($\delta^{15}\text{N}$, indicador del nivel trófico de los organismos) fueron medidos sobre un total de 598 individuos pertenecientes a 21 especies, capturados en los diferentes ríos y lagunas del estudio. Un estudio más preciso de comparación de las tasas de bioacumulación (incremento de las concentraciones de mercurio con el edad del organismo) y biomagnificación (incremento de las concentraciones de mercurio entre dos niveles tróficos sucesivos) se realizó sobre 6 especies, presentes en los tres ríos Iténez, Blanco y San Martín y que se diferencian por su alimentación : *Curimatella cf. alburna* (llorona, detritívoro), *Schizodon fasciatus* (Piao del campo, herbívoro), *Triportheus angulatus* (Sardina, invertívoro) y tres especies piscívoras: *Pygocentrus nattereri* (Piraña roja), *Hoplias malabaricus* (Bentón) y *Acestrorhynchus altus* (Pez cachorro). También se realizó una estimación de las concentraciones de mercurio en las especies mas importantes para el consumo local y la pesca comercial del sector: *Phractocephalus hemiliopterus* (General), *Pseudoplatystoma tigrinum* (Chunquina), *Colossoma macropomum* (Pacú), *Plagioscion squamosissimus* (Corvina), *Cichla monoculus* (Tucunaré) y *Pseudoplatystoma fasciatum* (Súrubí).

Las concentraciones de mercurio en los peces del río Iténez son superiores a las encontradas en los peces de los ríos poco intervenidos. La tendencia de la biomagnificación es similar y positiva para los tres ríos. Las especies con hábitos alimenticios no carnívoros presentan menores tasas de mercurio que aquellas carnívoras. Sin embargo el factor de biomagnificación del mercurio es mayor en el río Iténez en relación a los otros dos ríos en la zona de referencia.

Las altas tasas de mercurio encontradas en los peces del río Iténez no son naturales y probablemente están influenciadas por el nivel de degradación de la cuenca. Las especies comerciales, debido a que

en general son de hábitos alimenticios carnívoros, presentan altas tasas de mercurio, pero pocos individuos sobrepasan el límite para el consumo humano propuesto por la OMS ($0.5 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$). Las tasas de mercurio en peces mostraron una tendencia a disminuir a medida que los puntos de muestreo se alejan de la mina San Simón. Sin embargo estos aparentes valores elevados en la zona no pueden ser simplemente atribuidos al efecto de la mina San Simón debido a que en algunos casos las concentraciones de mercurio en zonas alejadas de la mina son mayores a las de su zona de influencia.

4- Exposición de las poblaciones ribereñas

Se tomaron muestras de cabello a 307 a personas seleccionadas en cinco comunidades situadas cerca del río Iténez o de sus afluentes. Los niveles de mercurio se encuentran por debajo de los límites de riesgo para la salud con un promedio de $2.98 \mu\text{g}/\text{g}$, teniendo en cuenta que el límite permisible de mercurio en cabellos es de $10 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Sin embargo estudios recientes indican que el mercurio carece de un umbral por debajo del cual no se producen efectos adversos. Los resultados muestran que los niveles encontrados en las comunidades situadas a proximidad del río Iténez (Remanso, Mategua y Versalles) tienen concentraciones mas elevadas de mercurio con relación a las comunidades de las zonas de referencia (Piso Firme y Nueva Brema).

Las cuatro partes de este estudio convergen en concluir que el río Iténez presenta una concentración de mercurio en aguas, peces y poblaciones ribereñas mas alta que lo que se espera en condiciones naturales. Esa situación se puede probablemente relacionar al grado de degradación general de la cuenca, afectada en múltiples lugares por actividades antrópicas que provocan la erosión de los suelos naturalmente cargados en mercurio. Sin embargo en la actualidad, para ninguno de los compartimentos estudiados, las concentraciones observadas se encuentran críticas y por encima de las normas vigentes. Sin embargo por principio precautorio, recomendamos que se determine la velocidad de evolución de esa contaminación en el río Iténez para poder estimar cuales son los riesgos de alcanzar un nivel de concentración crítico y a cuanto plazo. Esa preocupación necesita a la vez un monitoreo y una investigación avanzada que pueda dar elementos para la evaluación de los principales parámetros que controlan la contaminación por el mercurio: tasas de aporte de mercurio, de metilación y de transferencia por la cadena trófica.

INTRODUCCION

Tamara Pérez, Marc Pouilly & Alex Ovando

I- La problemática del mercurio en la Amazonía

Los suelos de la cuenca Amazónica presentan altas concentraciones de mercurio de forma natural (Roulet 2001). La estabilidad de los suelos debido a la cobertura vegetal impide el movimiento de este metal, pero cuando se produce un fenómeno de erosión, como por ejemplo por deforestación agrícola o resultando de la minería, el mercurio se torna disponible en el medio ambiente (Farella 2006), penetrando en los ecosistemas acuáticos gracias a los ciclos de inundación estacional de los ríos (Roulet 2001, Guimarães *et al.* 2000). Las llanuras de inundación y lagunas adyacentes son favorables a la metilación del mercurio (metilmercurio) que es una sustancia mas toxica que el mercurio por ser mas biodisponible (Roulet *et al.* 2000).

La acumulación de mercurio en los organismos depende de dos factores principales: la bioacumulación y la biomagnificación. La bioacumulación depende del tiempo de exposición del organismo a concentraciones superiores a las que puede excretar (Padovani *et al.* 1993), por lo tanto la tasa de mercurio está relacionada con el tamaño y la edad del organismo. La biomagnificación corresponde al incremento de la concentración de mercurio o metilmercurio de un nivel de la cadena trófica inferior a otro superior. La tasa de mercurio depende del régimen alimenticio: un predador de un alto nivel trófico presenta mayor concentración de mercurio (Deza 1997). Estos dos factores combinados incrementan el riesgo de presentar cuadros tóxicos por mercurio (Lacerda *et al.* 1994, Deza 1997, Barbosa *et al.* 2003, da Silva *et al.* 2005, entre otros). En un medio contaminado, el ser humano se encuentra expuesto al mercurio de forma directa (aire, agua) e indirecta (alimento), por lo que el proceso de biomagnificación alcanza sus niveles máximos ya que por sus hábitos alimenticios el ser humano ocupa el último nivel trófico.

En la Amazonia se han reportado varios casos de intoxicación humana. Los mayores niveles de intoxicación se encuentran en el Brasil (Malm *et al.* 1995, Bidone *et al.* 1997). La población que se encuentra en mayor riesgo son los hombres (Malm *et al.* 1995, Fréry *et al.* 2001), pescadores (Hacon *et al.* 1997) y niños (Maurice-Bourgoin *et al.* 2000). En Bolivia la zona donde se ha evaluado este tipo de riesgo son las cuencas del río Madre de Dios (Maurice-Bourgoin & Quiroga 2002) y del río Beni (Alanoca 2001, Barberi 2006). Los riesgos de intoxicación humana por mercurio en la zona amazónica boliviana es alta debido a su alta concentración en los suelos, incrementando su

disponibilidad cuando se encuentran carentes de cobertura vegetal o afectada por actividades humanas que incrementan la erosión. La minería del oro, que utiliza mercurio para la amalgamación de este metal (Hentschel 2000), es otro factor que afecta los aportes de mercurio en los ecosistemas y por ende en las cadenas tróficas de la región.

II- Presentación del estudio

La cuenca del Iténez, compartida entre Bolivia y Brasil, se encuentra afectada por dos realidades diferentes. La parte brasileña esta altamente degradada por deforestación y una intensiva actividad agrícola. Por el contrario la parte boliviana, poco poblada y sin actividades antrópicas de gran alcance, está bastante conservada y cubierta por extensas zonas de bosque. Sin embargo, la cuenca media y baja del río Iténez está sometida a una fuente potencial de contaminación por el área minera de la serranía San Simón (Beni, Bolivia), donde posiblemente se emplean grandes cantidades de mercurio (15.36 toneladas por año, Hentshel *et al.* 2000).

A raíz de esta situación los pobladores ribereños, particularmente de la región de Remanso, situada a poca distancia de la mina de San Simón, expresaron su preocupación. Ello derivó en el diseño del presente estudio con el objetivo de realizar un trabajo de investigación para determinar los niveles de mercurio en las aguas y sedimentos del río Iténez, así como su impacto sobre la contaminación de los organismos acuáticos y de las poblaciones humanas en la parte baja del río Iténez.

La problemática de la contaminación por el mercurio se resume en tres niveles críticos: 1) la tasa de aporte de mercurio en los sistemas acuáticos, 2) la tasa de transformación de este mercurio en el metil-mercurio (forma orgánica y tóxica) por los procesos de metilación y 3) la tasa de transferencia del mercurio a través de la cadena trófica; por lo tanto se buscó contestar las siguientes cuatro preguntas:

¿Hay o no una tasa elevada de mercurio (Hg) en las aguas y en el sedimento de la cuenca del Iténez?

¿El mercurio procede en mayor medida de las actividades mineras o de otras fuentes como la deforestación?

¿Se puede o no identificar zonas más favorable a los procesos de sedimentación del mercurio?

¿Hay o no contaminación de la cadena trófica y de las poblaciones ribereñas por el mercurio?

En relación a estas preguntas se desarrollaron cuatro estudios, representados en este informe cada uno por un acápite específico, con los siguientes objetivos:

1- Mapeo de las zonas degradadas y de las zonas potenciales de deposición del mercurio. Estimación por teledetección de los niveles de deforestación, de las zonas de inundación y de las zonas potencialmente más favorables al proceso de sedimentación en la cuenca del río Iténez;

2- Geoquímica. Determinación de las tasas de mercurio en los diferentes compartimentos de los sistemas acuáticos (río, laguna);

3 - Contaminación de la cadena trófica acuática. Evaluación de los niveles de bioacumulación y biomagnificación del mercurio en peces de lagunas de diferentes niveles tróficos (desde detritívoros hasta piscívoros).

4- Exposición de las poblaciones ribereñas. Evaluación de las concentraciones en mercurio de los cabellos de pobladores seleccionados en pueblos cercanos a los ríos de estudio (Piso Firme, Remanso, Cafetal, Mategua, Versalles, Nueva Brema y Bella Vista).

III- Área de estudio y diseño experimental general

El río Iténez, conocido como Guaporé en Brasil, forma parte del sistema de subcuencas del río Amazonas. Ubicado al extremo Este de Bolivia, se constituyó en una frontera natural de 870 km entre Bolivia y Brasil, hasta la confluencia con el río Mamoré. Nace en el estado de Mato Grosso (Brasil) e ingresa a Bolivia en las inmediaciones de la población de Catamarca hasta desembocar en el río Mamoré para formar el río Madera. Su cuenca tiene una extensión de 266460 km² (186460 km² en territorio boliviano, departamentos de Beni y Santa Cruz, y 80000 km² en territorio brasilero) (Cruz 1987). Las subcuencas más importantes que conforman la cuenca del río Itenez son (Figura 1): Itonama-Machupo, Paragua, Blanco, Corumbiara - Pimenteiras, San Simón, Alto y Bajo Guaporé, Paragua y San Martín. Morfológicamente la cuenca Iténez se caracteriza por una planicie de origen fluvio-lacustre y serranías formadas por afloramientos de roca basáltica que se traduce en un rango de altitud entre los 2500 msnm en partes mas altas de la cuenca a 114 msnm en la confluencia con el río Mamoré. El río se caracteriza por presentar bahías y lagunas, fruto del cambio del curso del río, que en muchos casos se mantienen conectadas al cauce principal al menos en época de aguas altas. El régimen climático en la zona es de tipo tropical, determinado por una estación húmeda alternada por una época seca de menor duración. La temperatura media anual es de 25 °C y un promedio de precipitación entre 1000 y 1600 mm (Montes de Oca 2005).

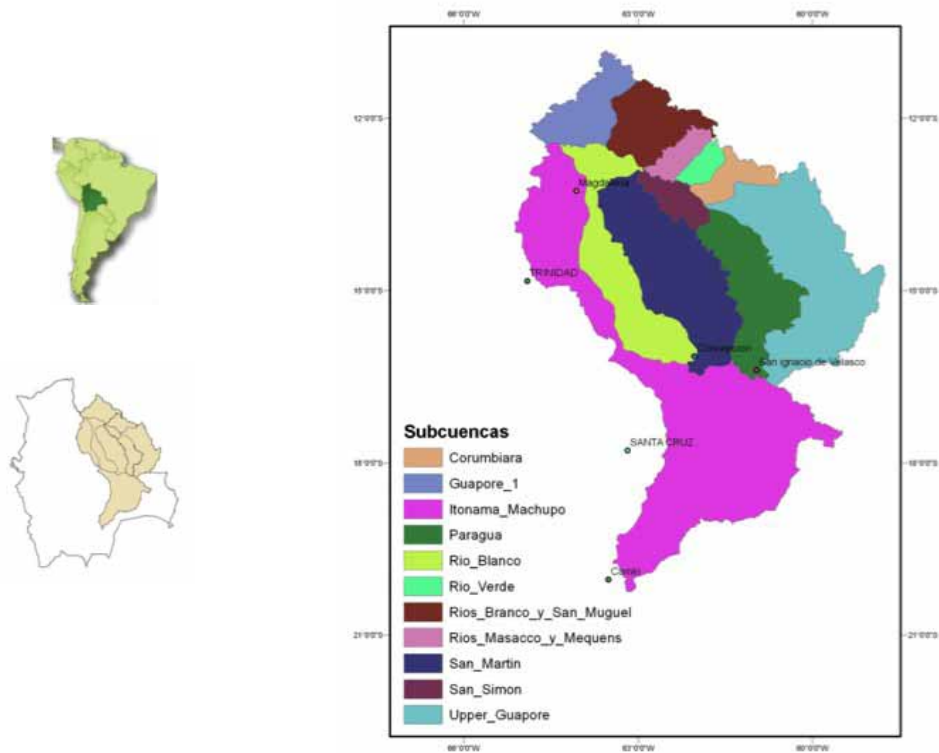


Figura 1- Ubicación geográfica de la cuenca Iténez/Guaporé y caracterización de sus principales subcuencas.

En esta cuenca existe un sector en territorio boliviano que presenta bajo impacto antropogénico. Ubicada en inmediaciones de la población de Bella Vista, esta zona está conformada por dos ríos que difieren entre sí en la calidad de sus aguas:

- Río Blanco (aguas blancas), es uno de los principales afluentes del río Iténez. Tiene una extensión de 850 km. Sus aguas presentan un elevado contenido de nutrientes y de sedimentos.
- Río San Martín (aguas claras/negras), un afluente del río Blanco. Sus aguas recorren 678 km. Presentan un contenido de nutrientes intermedio y una baja tasa de sedimento. Este río se caracteriza por presentar varias bahías y lagunas que son de origen fluvial y/o tectónico, cuya conexión al cause principal es al menos estacional (Van Damme & Carvajal 2005).

El estudio de teledección (parte I) abarcó toda la cuenca o una parte de las subcuencas Paragua, Corumbiara y Alto Guaporé para la implementación del modelo de arrastre. Los estudios geoquímicos (parte II) y bioquímicos (parte III) han utilizado un diseño experimental similar en el que se buscó comparar datos del río Iténez (como zona potencialmente contaminada por varios factores de presión antrópica) con datos de la zona de Bella Vista, muy poco intervenida y donde se encuentran dos ríos con diferentes características de aguas (aguas blancas en el río Blanco y aguas negras/claras en el río San Martín). El estudio de exposición humana (parte IV) consideró, cinco comunidades ribereñas del río Iténez (Remanso, Mategua y Versalles), del río Paragua (Piso Firme) y del río Blanco (Bella Vista y Nueva Brema).

Para los estudios geo- y bioquímicos, 27 sitios en ríos o lagunas agrupados en 3 sectores fueron muestreados (Figura 2) :

A- Entrada al sistema

Km 660¹ : Río Iténez arriba de la mina San Simón : 2 lagunas, 1 río

B- Gradiente longitudinal del río Iténez

Km 520 : Río Iténez en Puerto Rubio : 1 laguna, 1 río

Km 450 : Río Iténez en Mategúa : 2 lagunas, 1 río

Km 320 : Río Iténez en Versailles : 2 lagunas, 1 río

Km 210 : Río Iténez arriba de Buena Vista : 1 río

Km 100 : Río Iténez arriba de Vuelta Grande : 2 lagunas, 1 río

C- Puntos potencialmente impactados (actividad minera o deforestación)

Km 650, 630, 520 : Drenaje de la mina San Simón : 3 ríos

Km 590, 550, 285 : Afluentes brasileros : 3 ríos

D- Puntos de referencia afuera del sistema Iténez (área de Bella Vista)

Río con alta carga de sedimento (río Blanco) : 2 lagunas, 1 río

Río con poca carga de sedimento (río San Martín) : 2 lagunas, 1 río

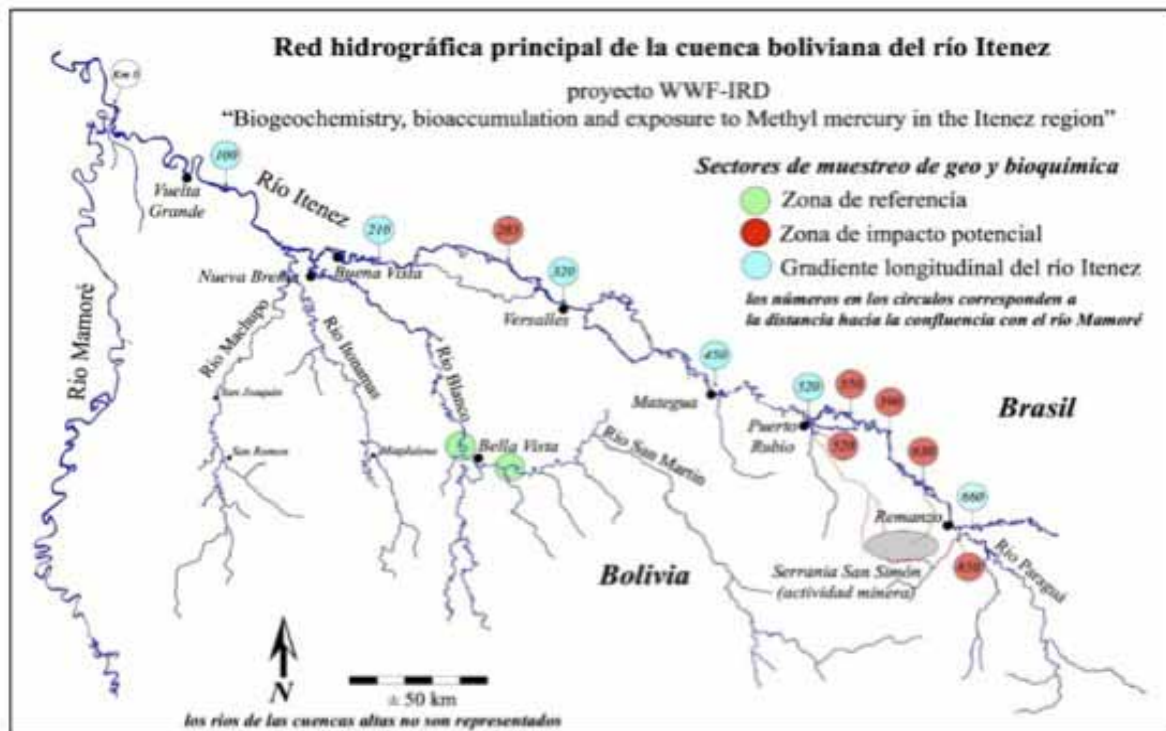


Figura 2- Red hidrográfica principal de la parte boliviana de la cuenca Iténez y sectores de muestreo de bioquímica y geoquímica utilizado en el marco de este proyecto.

1- los km indicados corresponden a la distancia aproximada a la confluencia al Mamoré, siguiendo el lecho principal del río Iténez.

IV- Bibliografía

- 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., De Souza J., Dórea J.G., Jardim W.F. & Fadini P.S. 2003. Mercury biomagnification in tropical black water, Rio Negro, Brazil. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 45: 235-246
- Da Silva D.S., Lucotte M., Roulet M., Poirier H., Mergler D., Santos E.O. & Crossa M. 2005. Trophic structure and bioaccumulation of fish of there natural lakes of the Brazilian Amazon. *Water, Air, and Soil Pollution*. 165: 77-94
- Bidone E.D., Castilhos Z.C., Santos T.J.S., Souza T.M.C. & Lacerda L.D. 1997. Fish contamination and human exposure to mercury in the Tartarugalzinho River, Amapa state, northern Amazon, Brazil. A screening approach. *Water, Air and Soil Pollution*. 97: 9-15
- Deza N.E.A. 1997. Mercury accumulation in fish from Madre de Dios, a gold mining area in Amazon basin, Peru. Thesis for master of science. Oregon State University. pp: 34
- Farella N., Lucotte M., Davidson R. y Daigle S. 2006. Mercury release from deforested soils triggered by base cations enrichment. *The Science of the Total Environment* 368: 19-29
- Fréry N., Maury-Brachet R., Maillot E., Deheeger M., De Mérona B. & Boudou A. 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
- Guimaraes J-R.D., Roulet M., Lucotte M. & Mergler D. 2000. Mercury methylation along a lake-forest transect in the Tapajós river floodplain, Brazilian Amazon: seasonal and vertical variations. *The Science of The Total Environment* 261: 91-98
- Hacon S., Rochedo E.R.R., Campos R.R.R. & Lacerda L.D. 1997. Mercury exposure through fish consumption in the urban area of Alta Floresta in the Amazon, Basin. *Journal of Geochemistry Exploration*. 58: 209-216
- Hacon S., Yokoo E., Valente J., Campos R.C., da Silva V.A., de Menezes A.C.C., de Moraes L.P. & Ignotti E. 2000. Exposure to mercury in pregnant women from Alta Floresta – Amazon basin, Brazil. *Environmental Research Section A*. 84: 204-210
- 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 (OIT), Ginebra. Disponible en línea : <http://www.ilo.org/public/spanish/>
- Lacerda L.D., Bidone E.D., Guimarães A.F. & Pfeiffer W.C. 1994. Mercury concentration in fish from the Itacaiúnas-Parauapebas River system, Carajás region, Amazon. *An. Acad. Bras.* 66 (3): 373-379
- Malm O., Branches F.J.P., Akagi H., Castro M.B., Pfeiffer W.C., Harada M., Bastos W.R. & Kato H. 1995. Mercury and metilmercury in fish and human hair from the Tapajós River basin, Brazil. *The Science of the Total Environmental* 175: 141-150
- Maurice-Bourgoin L., Quiroga I., Chincheros J. & Coureau P. 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. & Quiroga I. 2002. Total mercury distribution and importance of the biomagnification process in rivers of the Bolivian Amazon. *The Ecohydrology of South American Rivers and Wetlands*. 6: 49-67
- Montes de Oca I. 1997. Geografía de los recursos naturales de Bolivia. EDOBOL Edición, La Paz, Bolivia. pp. 216-217

- Montes de Oca I. 2005. Enciclopedia geográfica de Bolivia. Atenea Edición, La Paz. Bolivia. pp. 421
- Padovani C.R., Forsberg B.R. & Pimentel T.P. 1993. Contaminacao mercurial em peixes do rio Madeira: Resultados e Recomendacoes para cosumo humano. Instituto nacional de pesquisas da Amazonía. Manaus.
- 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 environnement, risques sanitaires. Ed: Carmouze, J.P.; M. Lucotte y A. Boudou. IRD éditions. Paris. Francia. pp. 81-120
- Van Damme P.A. & Carvajal F. 2005. Recursos pesqueros y pesca en los ríos Blanco y San Martín, cuenca del río Iténez, Beni, Bolivia. Faunagua, Cochabamba, Bolivia pp. 45

PARTE I

Identificación y mapeo de zonas potenciales de deposición y transformación de mercurio en la cuenca del río Iténez¹

Alex Ovando Leyton

I.1- Introducción

Los ciclos globales y regionales del mercurio que son por demás complejos, han merecido grandes esfuerzos en busca de su estudio y comprensión desde la década de los 70. A esa época se empezó a tomar conciencia del problema de la contaminación generada por este elemento en la región amazónica. Debido a una combinación de diversos factores ambientales y antropogénicos, la contaminación por mercurio puede representar un serio riesgo para los ecosistemas de esa región (Roulet & Grimaldi 2001). El intenso régimen de precipitaciones y las características geológicas de la región tropical, facilitan la movilización y transformación del mercurio, debido a su volatilidad y a su movilización en la atmósfera, gobernada por los flujos continentales y locales de masas de aire y humedad.

A lo largo de los tiempos geológicos, el mercurio atmosférico ha alcanzado los suelos amazónicos ya sea por deposición seca (lluvia ácida) o favorecido por las precipitaciones tropicales (deposición húmeda). Una parte de este mercurio es re-emitado a la atmósfera en forma gaseosa mientras otra fracción es acumulada en los suelos constituyéndose en un reserva natural de mercurio en la región amazónica (Roulet & Grimaldi 2001). Este ciclo, que viene ocurriendo desde hace millones de años, está siendo alterado por las actividades antrópicas que generan un incremento de las emisiones atmosféricas de mercurio y por el incontrolado proceso de deforestación que va dejando a los suelos sin su cobertura vegetal natural, favoreciendo la movilización y transformación del mismo, representando así un serio problema de integridad ecológica en los sistemas acuáticos así también para los seres humanos (Roulet & Grimaldi 2001).

Hoy en día existen certeras evidencias de contaminación mercurial en los ecosistemas amazónicos. Varios estudios se han llevado a cabo y sus hallazgos merecen atención por lo que altos niveles de mercurio han sido detectados en agua, sedimentos, peces y seres humanos (Malm *et al.* 1995, Artaxo *et al.* 2000, Jennings 2000, Cordeiro *et al.* 2002, Lacerda *et al.* 2004, Almeida *et al.* 2005,

1- Extraído de **Ovando A. 2008.** *Behind the pathways of Mercury in the Iténez-Guaporé basin, mapping the potential deposition and transformation zones. Master Thesis, International Institute for Geo-information science and earth observation, The Netherlands, 57p.*

Farella *et al.* 2007, Akagi *et al.* 1995, Ikingura & Akagi 1999, Guimaraes *et al.* 2000, Roulet *et al.* 2000, Acha *et al.* 2005). Estos hallazgos indican que tanto ecosistemas y seres humanos en la región amazónica se encuentran en riesgo una vez que el mercurio, en su forma orgánica, está presente en las cadenas tróficas.

Diversos investigadores han enfocado sus esfuerzos en comprender los complejos aspectos del ciclo del mercurio y relevantes hipótesis han sido probadas para comprender los procesos inmersos en este ciclo. Algunos autores se enfocaron en identificar y reportar las principales fuentes y niveles de mercurio en una determinada región, concerniendo la actividad minera y otras fuentes (Malm *et al.* 1995, Artaxo *et al.* 2000, Jennings 2000). La relación entre las descargas de mercurio en los flujos sedimentarios también despertó la atención de muchos investigadores. De acuerdo a ellos, los procesos de deforestación y quema de bosques pueden ser considerados como una importante fuente de mercurio y están íntimamente relacionados con la transformación bioquímica del mercurio (Cordeiro *et al.* 2002, Lacerda *et al.* 2004, Almeida *et al.* 2005, Farella *et al.* 2007). Por ende, otros estudios describen la compleja especiación y transformación biogeoquímica del mercurio desde su estado inorgánico hasta metilmercurio en ecosistemas acuáticos (Akagi *et al.* 1995, Ikingura & Akagi 1999, Guimaraes *et al.* 2000, Roulet *et al.* 2000, Acha *et al.* 2005).

Al igual que otros elementos en la naturaleza, el mercurio se moviliza a través de diferentes compartimentos (atmósfera, suelo y agua) en razón a sus propiedades físico-químicas, cambiando de forma durante estos procesos. El movimiento y distribución del mercurio en la naturaleza puede ser descrito confiablemente solamente en términos generales, ello significa que no todos los procesos de este metal están estudiados y descritos en detalle (Rice *et al.* 1997). El ciclo del mercurio se debe entender como el resultado de procesos que actúan a dos escalas. La primera está relacionada a la distribución global, a nivel del planeta, del mercurio. Esa escala contempla las relaciones entre el mercurio liberado y captado por los océanos, suelos, agua dulce y biota. La segunda integra los flujos locales y regionales en cada sistema (Rice *et al.* 1997).

El mercurio está presente en tres estados de oxidación: metálico (Hg^0), mercurioso (Hg_2^{2+}) y mercúrico (Hg^{2+}). A partir de estos productos primarios pueden formarse diversos compuestos orgánicos (metilmercurio, cloruros e hidróxidos de metilmercurio) e inorgánicos (sales de mercurio). En el ambiente, el mercurio se encuentra generalmente en su forma inorgánica (sales) en suelos, agua sedimentos y biota, mientras que en la atmósfera se encuentra en su forma elemental gaseosa (Rice *et al.* 1997). Una vez que el mercurio alcanza los cuerpos de agua ya sea por deposición atmosférica, escurrimiento superficial o subterráneo, las sustancias mercúricas (Hg^{2+}) sufren una serie de procesos, como la metilación que ocurre en los sedimentos depositados en el fondo o en la columna de agua mediante actividades bacterianas o en algunos casos por las condiciones físicoquímicas. La concentración de metilmercurio en la columna de agua es resultado de esa metilación que puede ser relacionada a la tasa de sedimentos en suspensión y turbidez del agua

(EPA 1997, Rice *et al.* 1997, Ikingura & Akagi 1999). El metilmercurio está disponible para su difusión en las cadenas alimenticias generando una alta toxicidad en los organismos (Akagi *et al.* 1995).

Existen algunas particularidades en la región amazónica concernientes a los procesos descritos con anterioridad. En una primera instancia los bosques húmedos y las lluvias tropicales han favorecido la deposición de mercurio a lo largo de millones años, esta es la razón por la cual los suelos ferralíticos, abundantes en la Amazonía, presentan naturalmente un contenido elevado de mercurio, con valores de hasta diez veces mayores que en otras zonas boreales templadas (Roulet & Grimaldi 2001). Segundo, las características medioambientales actuales de la Amazonia, como la alta tasa de descomposición de la vegetación, transporte de detritos y el ciclo de carbono, favorecen los procesos de transformación y bioacumulación del mercurio (Roulet *et al.* 2000). Muchos procesos biogeoquímicos toman lugar en las llanuras de inundación ampliamente desarrolladas a lo largo de los ríos Amazónicos y en particular en Bolivia (Martinez & Toan 2007), que se vuelven importantes sitios de metilación. Guimaraes *et al.* (2006), luego de comparar la capacidad de metilación de mercurio entre sedimentos superficiales y raíces de macrófitas, hallaron mayor metilación en la última unidad, ampliamente distribuida en las zonas inundadas.

De acuerdo a Cordeiro *et al.* (2002), la creciente conversión de ecosistemas naturales a tierras agrícolas o pastoriles es un componente esencial de los cambios medioambientales globales, particularmente en la Amazonia donde la quema de bosques tropicales es una práctica común y periódica. Cuando la cobertura vegetal natural es removida debido a cambios de uso del suelo, el mercurio y otros metales presentes en los horizontes del suelo, son arrastrados por el escurrimiento superficial a manera de sedimentos en suspensión y depositados en los planos de inundación (Roulet *et al.* 2000). De tal forma que existe una relación directa entre los cambios de uso de suelo y la distribución de mercurio en los mismos. En este aspecto, Almeida *et al.* (2005) compararon la concentración de mercurio entre suelos bajo diferentes modalidades de uso: bosque primario, bosque recién talado, parcelas bajo manejo silvicultural establecidas después de 4 años de la remoción del bosque original y una parcela de pastos años de 5 años. Las más altas concentraciones fueron encontradas en suelos de bosque primario, en un rango de 128 ng.g^{-1} en el horizonte superficial a 150 ng.g^{-1} a 60 cm de profundidad; la menor concentración se encontró en suelos de pastos reportando concentraciones de 60 ng.g^{-1} en horizontes superiores y 135 ng.g^{-1} a 60 cm de profundidad. Estos resultados demuestran que la intervención de bosques primarios deriva en la movilización de mercurio hacia el sistema de ríos.

En la complicada tarea de entender los procesos cíclicos del mercurio, es necesario integrar diversos enfoques metodológicos. Como mencionamos antes, las fuentes de contaminación mercurial son diversas y los procesos que el mercurio atraviesa hasta su ingreso a las cadenas alimenticias son muy complejos. Esto dificulta el estudio de contaminación de mercurio a nivel de una cuenca hidrográfica. Por lo tanto es necesario comprender las dinámicas inherentes en los diferentes pasos

que el mercurio sigue desde su entrada a los ecosistemas, su movilización y transformación (metilación) hasta la entrada en la cadenas tróficas y finalmente el ser humano, como también la interacción con lo social, económico, político y ambiental.

La meta principal de este estudio es la de desarrollar bases conceptuales y metodológicas para la identificación de áreas de deposición y transformación de mercurio. Para alcanzar ello, se aplicó el modelo de Tasa de Entrega de Sedimentos, (Hillslope Sediment Delivery Ratio, HSDR), para simular la dinámica de transporte y deposición de sedimentos en la cuenca complementando y relacionado esta con la identificación de indicadores de paisaje y a la dinámica de las inundaciones. Asumimos que el presente enfoque metodológico va a permitir el análisis de las interacciones entre factores distribuidos espacialmente como precipitación, propiedades del paisaje (cobertura del suelo, uso del suelo, vegetación, topografía) con la potencial carga y movilización de mercurio.

Objetivo general

Identificar las áreas potenciales en las cuales los procesos de deposición y transformación de mercurio pueden ser favorecidos, mediante la interpretación de indicadores de paisaje, la modelización del arrastre y deposición de sedimentos y la dinámica de inundaciones en el contexto de una cuenca hidrográfica.

Objetivos específicos

- Identificar indicadores del paisaje como potenciales fuentes de contaminación mercurial
- Simular los patrones de liberación y deposición de sedimentos
- Relacionar los patrones de liberación y deposición de sedimentos con la dinámica de inundaciones
- Relacionar el transporte y movilización de sedimentos con mediciones puntuales de concentración de mercurio.

I.2- Métodos

En este estudio la respuesta de la cuenca a los factores íntimamente ligados a la contaminación mercurial, es simulada mediante modelización de la movilidad, transporte, y deposición de sedimentos. Conceptualmente, un área con elevadas probabilidades de deposición de sedimentos, y con características de paisaje río arriba que corresponden a potenciales fuentes de mercurio, puede ser considerada como un sitio potencial de deposición y transformación del mercurio.

En un primer paso se efectuó una caracterización de la cuenca del río Iténez con el objeto de identificar un área de interés para aplicar el método propuesto. En segundo lugar se ejecutaron las diferentes etapas (Figura I.1): selección de un modelo de arrastre de sedimentos, entrada de parámetros, detección de cambios de uso del suelo, diseño del esquema de muestreo, determinación de Hg total en laboratorio y análisis final.

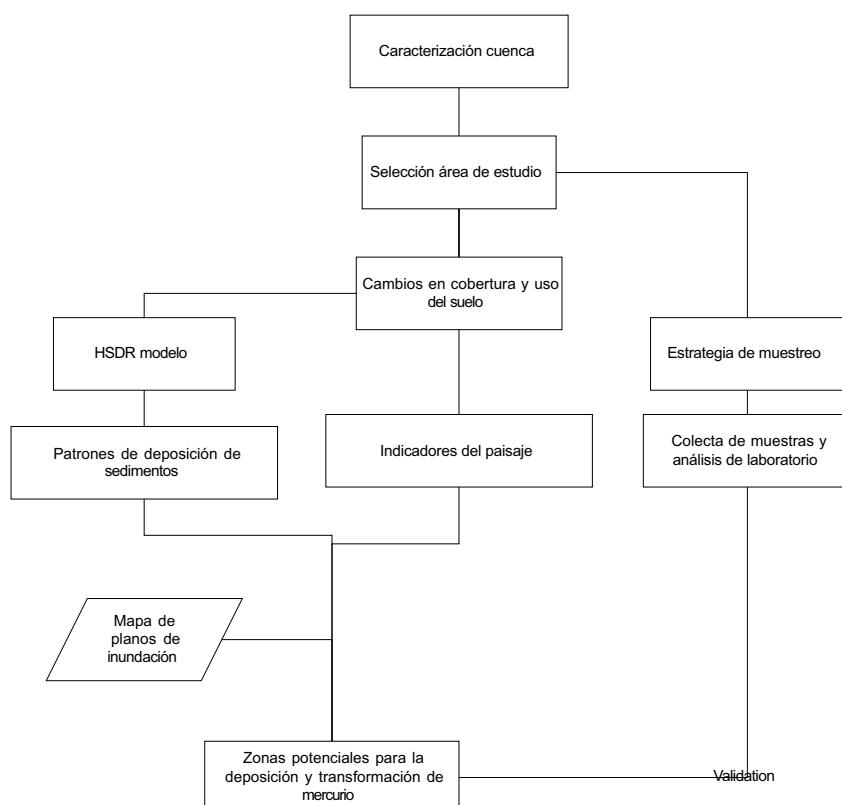


Figura I 1- Diagrama de flujo de la metodología utilizada para detectar las zonas potenciales de deposición y transformación del mercurio.

I.2.1- Caracterización de la cuenca del río Iténez

I.2.1.1- Cobertura de bosque y deforestación

Los productos MODIS Vegetation Continuous Fields (VCF) (Hansen *et al.* 2003) y Vegetative Cover Conversion (VCC) (Carroll *et al.* 2006) permitieron caracterizar la cuenca del río Iténez en función a dos indicadores de paisaje:

- Porcentaje de cobertura boscosa. En base a las imágenes MODIS de la colección (VCF) del año 2005, la cobertura boscosa de la cuenca fue clasificada en diferentes clases de % de cobertura de bosque (<10%, 10-20%, 20-30%, 30-40%, 40-50%, 50-60%, 60-70%, 70-100%). Los porcentajes elevados significan que la superficie está principalmente cubierta por bosques contrariamente a los valores bajos que señalan áreas con poca o nula cobertura de bosque (zonas deforestadas o sabanas).

- Conversión de unidades de vegetación, colección MODIS (VCC), que identifica las áreas que han sufrido una conversión, debido principalmente a la habilitación de tierras para el uso agrícola o pastoral en el periodo 2001-2005.

I.2.1.2- Dinámica de inundaciones

El mapa de llanuras de inundación ha sido generado en base a una reclasificación y agrupación por subcuencas del mapa de llanuras de inundación de la cuenca del Iténez realizado por Martínez & Le Toan (2007). El método aplicado permite identificar las superficies susceptibles a inundación y las unidades de vegetación estrechamente relacionadas a ellos. Se basa en el tratamiento y análisis multi-temporal (periodo Octubre 1995 a Julio 1996) de imágenes radar J-ERS (Japanese Earth Resources Satellite) con una resolución de 100 m, cuyos pixeles representan una clase de vegetación combinada con la temporalidad de las inundaciones (Martínez *et al.* 2003, Martínez & Le Toan 2007).

I.2.2- Modelo de arrastre de sedimento

I.2.2.1- Selección del área de estudio

A fin de trabajar en una escala adecuada para la aplicación del método propuesto para identificar zonas potenciales de deposición y transformación de mercurio, se seleccionó un área de interés en base a una caracterización inicial de la cuenca del río Iténez. Asumimos que un área de inundación que reciba sedimentos provenientes de áreas deforestadas o con actividad minera es más activa en términos de deposición y transformación de mercurio que otras. Por lo tanto se seleccionó, en la cuenca Iténez, una zona en la que existe intensa actividad minera, donde confluyan aguas de escorrentía provenientes de zonas deforestadas y con presencia de zonas inundables. Este trabajo se realizó en base a una caracterización inicial de la cuenca realizada en base cobertura de bosque y deforestación (productos MODIS VCF y VCC), resultados preliminares del capítulo II (Geoquímica) del presente estudio (Guzmán & Pouilly 2007) y un mapa de la dinámica de inundaciones (Martínez & Le Toan 2007). La zona seleccionada para la aplicación del modelo de arrastre se encuentra entre las confluencias Iténez-Paraguay e Iténez-Corumbiara (Figura I.2), donde resultados preliminares del estudio geoquímicos reportaron elevadas concentraciones de mercurio en sólidos suspendidos en tributarios (capítulo II, Guzmán & Pouilly 2007) cuyas cuencas tienen altos grados de deforestación (Corumbiara y Pimenteiras) y en ríos de menor caudal que drenan áreas con actividad minera (arroyos Cachuela y Colorado).

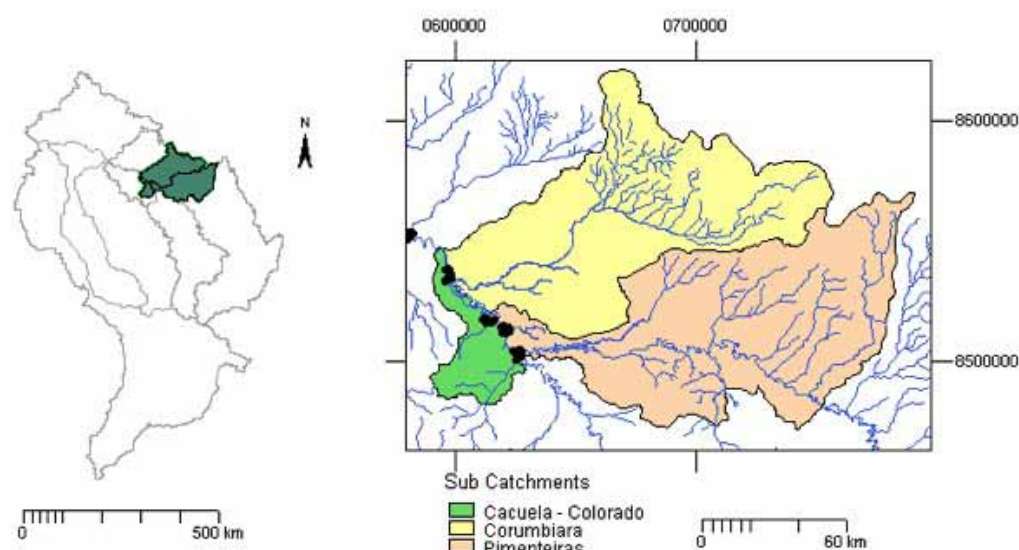


Figura I 2- Área seleccionada para la implementación del método de identificación de zonas potenciales de deposición y transformación de mercurio.

I.2.2.2- Identificación de indicadores del paisaje

La identificación de diferentes indicadores de paisaje como cobertura y uso del suelo nos brinda elementos de análisis para establecer una relación entre las mediciones puntuales de concentraciones de mercurio y las características de la cuenca hidrográfica (Figura I.3, mayores detalles y conceptos sobre indicadores de paisaje pueden encontrarse en Gerger *et al.* 2002). La detección de cambio en el uso del suelo y las características del paisaje fueron obtenidas en base a datos de sensores remotos: Landsat TM, Julio/1986 (path 230, row 069) y CBERS CCD de Junio a Agosto 2007 (path and row: 173-115; 172-114; 172-115; 171-114; 171-115). Mediante una clasificación supervisada de las bandas 5,4 y 3 de (Landsat TM) y un mosaico de las bandas 4, 3 y 2 de (CBERS), se obtuvieron los mapas de cobertura del suelo para 1986 y 2007. Estos mapas fueron también utilizados como insumos para el modelo de sedimentos HSDR.

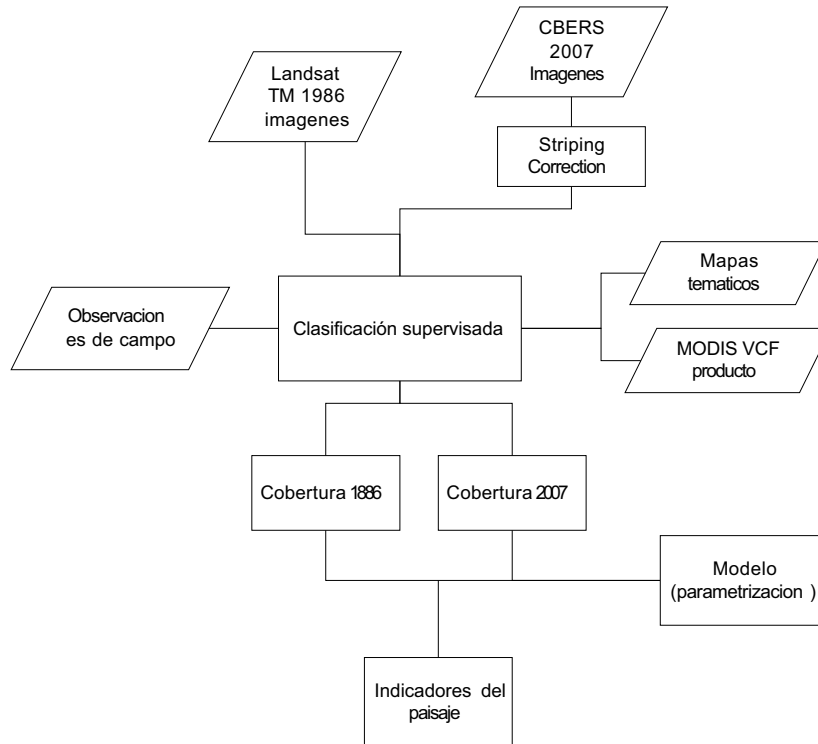


Figura I 3- Diagrama de flujo de la metodología empleada para la identificación de cambios de uso de suelo y cobertura vegetal.

I.2.2.3- Descripción del modelo de tasa de entrega de sedimentos

El modelo HSDR brinda la posibilidad de modelar la respuesta de la cuenca a diversas condiciones de factores antropogénicos y naturales ligados a la movilización, transporte, deposición y transformación de mercurio. Se basa en la abstracción de la cuenca en dos compartimentos de almacenamiento: i) la pendiente y ii) la red de canales (Lu *et al.* 2006). El transporte de sedimentos de las pendientes hacia la red de canales está en función del tiempo y se expresa como $y_h(t)$, la relación lineal entre $y_h(t)$ y la correspondiente capacidad de almacenamiento en las pendientes se expresa como:

$$\frac{Sh(t)}{th} = E - y_h(1)$$

Donde: E = ritmo de erosión [masa area-1 tiempo-1]; Sh(t) = cantidad de sedimento almacenado en las pendientes [masa area-1]; th= tiempo de residencia de los sedimentos en las pendientes [seg]. La relación complementaria entre la producción de sedimento “Y” con el aporte de la red de canales se expresa como:

$$\frac{Sn(t)}{tn} = y_h - Y(2)$$

Donde: Sn (t) = cantidad de sedimento almacenado en la red de canales [masa area-1]; tn = tiempo de residencia de los sedimentos en los canales [seg]. Soluciones analíticas para las ecuaciones previas fueron derivadas por Lu (2003). En ellas, el tiempo de residencia tanto en canales como en

pendientes viene a ser el factor gobernante en la capacidad de transporte de sedimento en una cuenca, entonces la expresión final de la relación entre la producción de sedimento y la tasa de erosión Y/E o SDR es:

$$SDR = \frac{t_n}{t_n - t_h} * \{1 - \exp(-\frac{t_{er}}{t_n})\} - \frac{t_h}{t_n - t_h} \{1 - \exp(-\frac{t_{er}}{t_h})\} \quad t_h \geq 0 \quad t_n \neq t_h \quad (3)$$

Una vez que el sedimento es cargado y transportado por escurrimiento superficial o flujo en canales, el tiempo de residencia para las partículas de sedimento es estimado en base al tiempo de viaje del agua, de acuerdo a las siguientes ecuaciones:

$$t_h = t_{hw} F_h \quad (4) \text{ y } t_n = t_{nw} F_n \quad (5)$$

Donde: t_{hw} = tiempo de viaje a través de las pendientes, t_{nw} = tiempo de viaje en la red de canales, F_h y F_n son las funciones de alargamiento gobernadas por el tamaño de la partícula de sedimento, siendo:

$$F_h = \exp[(\gamma_h w_t(\theta))] \quad (6)$$

$$F_n = \exp[(\gamma_n w_t(\theta))] \quad (7)$$

Donde: $w_t(\theta)$ es la velocidad de sedimentación de las partículas con diámetro θ en una columna de agua, γ_h e γ_n son parámetros inversos relativos a la profundidad del agua en la que $\gamma_h = h_h^{-1}$; $\gamma_n = h_n^{-1}$, h_h y h_n son profundidades de flujo a través de las pendientes y canales respectivamente. En el presente estudio una relación directa entre la sedimentación de arcilla y limo y la presencia de mercurio es asumida, ya que este último está normalmente absorbido a las partículas más finas de sedimentos (Roulet & Grimaldi 2001). La relación del efecto del tamaño de las partículas con el tiempo de viaje de los sedimentos y el agua se ilustra en la Figura I.4.

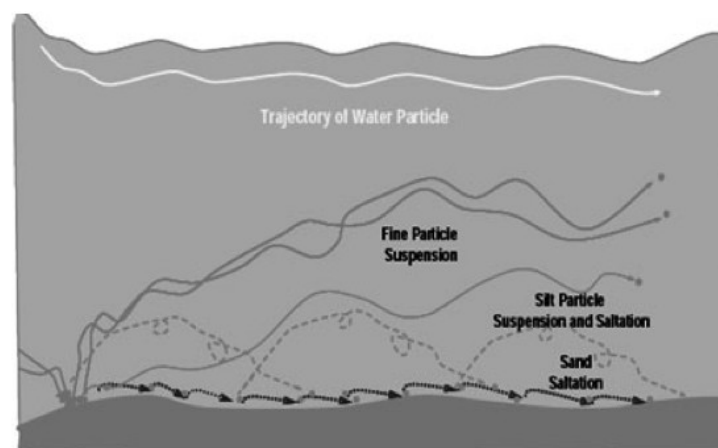


Figura I 4- Efecto del tamaño de las partículas en el tiempo de viaje de las mismas (Lu et al 2003).

I.2.2.4- Preparación de datos de entrada del modelo de tasa de arrastre de sedimentos

Para la implementación del modelo de arrastre de sedimentos, inicialmente se definió que la superficie de terreno mínima a ser representada en el mismo, sería una celda o pixel de 90x90 m, ello en función a que se utilizó un modelo digital de elevación (DEM) de 90 m de resolución generado a partir de datos SRTM (USGS, 2004). Inicialmente un proceso de optimización de este DEM fue aplicado con el objeto de corregir la influencia de la vegetación en los datos de elevación. Este es un paso de mucha relevancia ya que muchos parámetros como pendiente, dirección de drenaje y acumulación de flujos superficiales dependen de las características físicas del terreno. El procedimiento seguido para la optimización del DEM fue realizado de acuerdo al método propuesto por De Ruyver (2004), quien obtuvo resultados satisfactorios en zonas inundables tropicales. Este método se basa esencialmente en dos procesos: la reducción de influencia de la vegetación y la optimización de la red de drenaje. Una descripción esquemática del método empleado se muestra en la Figura I.5.

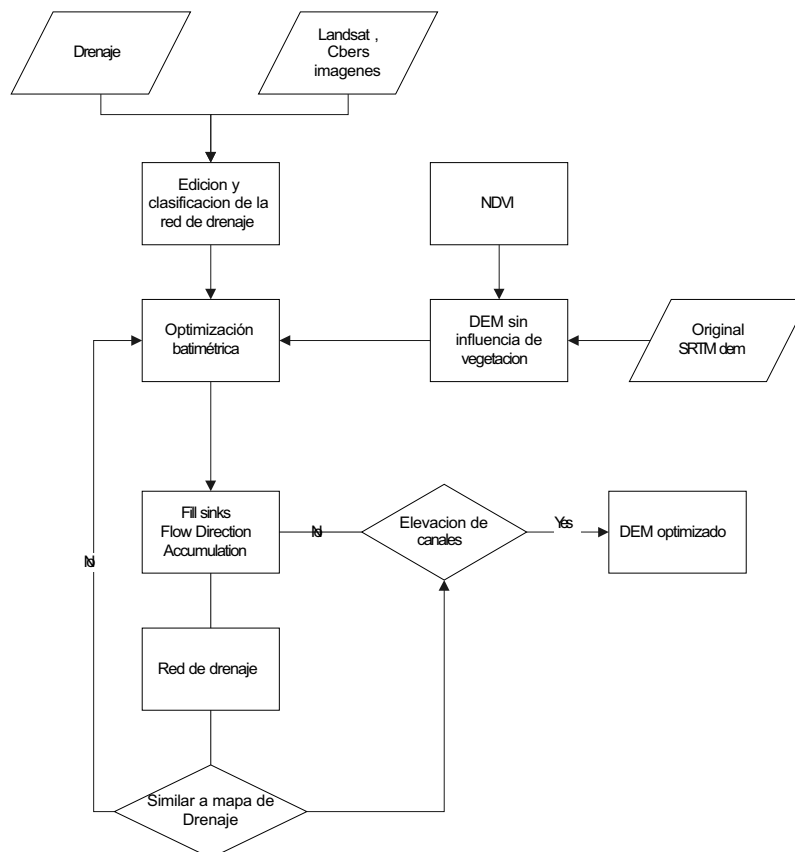


Figura I 5- Diagrama de flujo del procedimiento seguido para la optimización del Modelo Digital de Elevación (DEM) (Adaptado de De Ruyver 2004).

Los parámetros obtenidos a partir del procesamiento del DEM junto a otros resultantes de la identificación de indicadores de paisaje, permitieron el cálculo del tiempo de viaje de las partículas de agua y posteriormente los tiempos de residencia de las partículas de sedimento (limo y arcilla). El cálculo del tiempo de viaje del agua contempló dos componentes: velocidad y distancia de acuerdo a la siguiente fórmula:

$$V_h = \frac{i_e L^{0.4} s^{0.5}}{n^{0.5}} \quad (8)$$

Donde: V_h = velocidad del agua; i_e = tasa de exceso de lluvia; L = distancia a lo largo del camino de flujo; s = pendiente decimal; n = coeficiente de rugosidad de Manning.

Los parámetros “ L ”, “ s ” fueron obtenidos a partir del DEM, el coeficiente de rugosidad “ n ” a partir de información de cobertura y uso del suelo obtenidos de una clasificación supervisada de imágenes Landsat y CBERS. Para el cálculo de la tasa de exceso total de lluvia “ i_e ”: se calculó la cantidad de lluvia que genera un escurrimiento superficial mediante el método del Servicio de Conservación de Suelos de Los EEUU, (U.S. Soil Conservation Service (SCS), 1972) con el apoyo de mapas temáticos de conductividad hidráulica y drenaje de suelos de la región amazónica (Cochrane, *et al.* 1980). Asimismo se asignaron valores de profundidad de lluvia efectiva de acuerdo a Zhang (1999). El tiempo de residencia de las partículas se calculó en base a valores tabulados de velocidades de sedimentación para limo y arcilla, para diámetros de 50-100 μ y 2 μ respectivamente (Saavedra, 2005).

1.2.3- Identificación de Zonas potenciales de deposición – transformación de mercurio

La identificación y mapeo de las áreas potenciales de deposición y transformación de mercurio se realizó combinando un mapa de la distribución espacial del tiempo de residencia de las partículas (limo y arcilla) obtenido a partir de la modelización HSDR y un mapa de la dinámica de inundaciones (Martínez *et al.* 2003; Martínez & Le Toan 2007). Así, para la identificación y mapeo de las zonas potenciales de deposición y transformación de mercurio asumimos que los sitios más favorables a estos procesos son los que presentan un bajo tiempo de residencia (alta probabilidad de deposición de sedimentos) y condiciones favorables para la transformación de mercurio (áreas inundables).

1.2.4- Validación del método

A fin de validar la metodología empleada para obtener la zonificación, se realizaron mediciones de la concentración de mercurio total en suelos de unidades inundables. El plan de muestreo fue diseñada de acuerdo a la identificación de las posibles fuentes de contaminación siguiendo el protocolo propuesto por Techlaw (2007), considerando la recolección de muestras de suelo en transectos transversales a los canales de drenaje. Cada transecto es localizado antes y después de la confluencia de los ríos principales y pequeños tributarios en el área de estudio (Figura I.6).

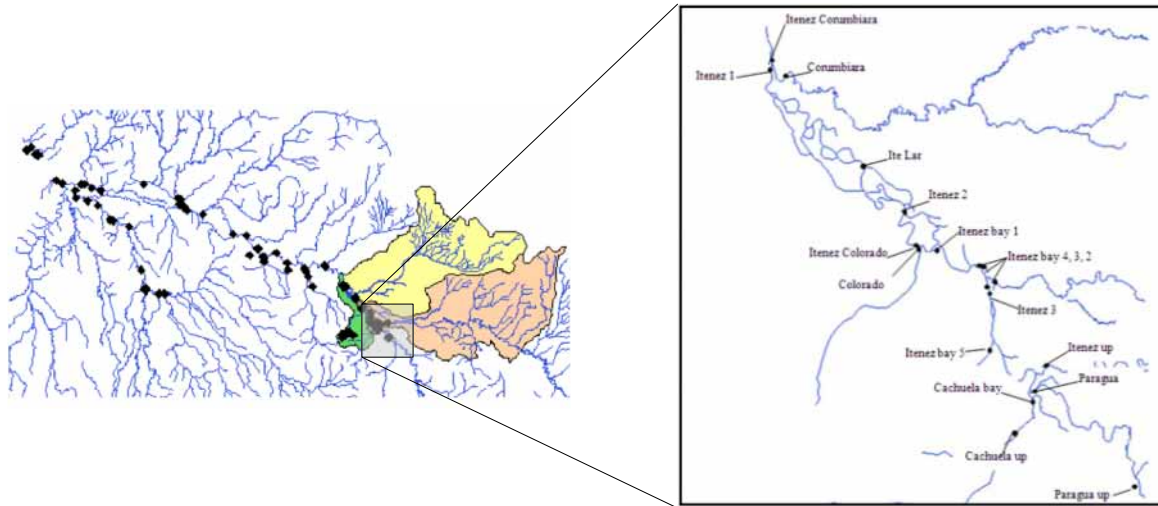


Figura I 6- Cobertura y localización de los sitios de muestreo para la validación del método. Los puntos negros corresponden (a) a los sitios de muestreo geo- y bioquímico (mapa de la izquierda) y a los sitios de muestreo de suelos de llanura de inundación para la validación (mapa de derecha).

I.3- Resultados

I.3.1- Cobertura de bosque y deforestación

La cobertura boscosa es variable al interior de la cuenca del río Iténez (Figura I.7). La subcuenca Itonama-Machupo cuenta mayormente con una cobertura de bosque denso entre 40 y 60% de la cobertura total, debido probablemente a que en esta se encuentran formaciones vegetales en serranías ya sea en las nacientes del Río Parapeti en el extremo Suroeste y en las serranías Chiquitanas en el Sureste. Las subcuencas de los ríos Blanco, San Martín y Paragua presentan una considerable composición de bosque con cobertura mayor al 60% contrastando con las subcuencas del lado brasilero (Branco, San Miguel, Masacco, Mequens) que presentan mayores porcentajes de terreno con poca cobertura, esto coincide con el hecho de que en estas subcuencas es donde existe mayor grado de deforestación y conversión de bosques a tierras agrícolas o de pastoreo.

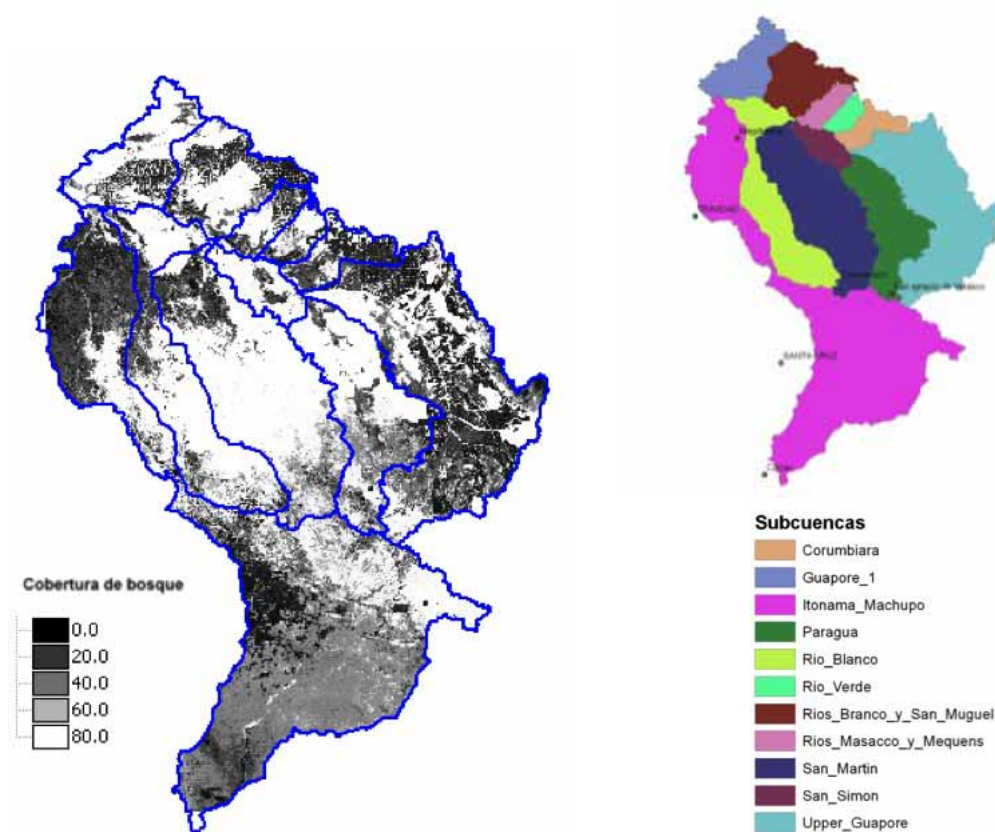


Figura I 7- Porcentaje de cobertura boscosa por subcuencas.

Las zonas con mayor conversión de vegetación, que representan directamente la deforestación, se encuentran al Norte, en la porción brasileña, particularmente en las subcuencas Guapore 1, Branco, San Miguel, Masacco, Mequens y Corumbiara (Figura I.8).

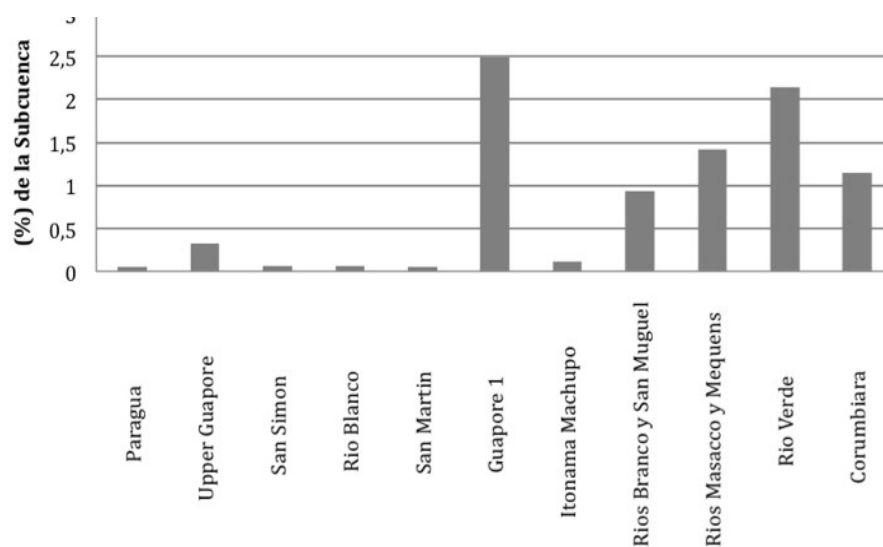


Figura I 8- Porcentaje de terreno de cada subcuenca afectado por un cambio de cobertura vegetal en el periodo 2001-2005 (MODIS-VCF).

I.3.2- Dinámica de inundaciones

Las zonas susceptibles, temporal o permanentemente, a inundaciones representan una superficie considerable en la cuenca (60 000 km², cerca del 20 % del total de la cuenca). Se encuentran principalmente en la confluencia del Iténez con diferentes tributarios, distinguiéndose las zonas bajas de las cuencas de los ríos Itonama, Blanco, Massaco-Mequens, Corumbiara, Pimenteiras donde existen extensas unidades de bosques o sabanas inundables. La parte baja de la cuenca Itonama-Machupo corresponde a las llanuras del departamento del Beni (Figura I.9). Cada subcuenca presenta características particulares en cuanto a la superficie susceptible a inundación (Figura I.10). Las subcuencas San Simón, Masacco-Mequens, Corumbiara, Rio Verde y Guapore tienen los porcentajes más elevados de superficie inundable.

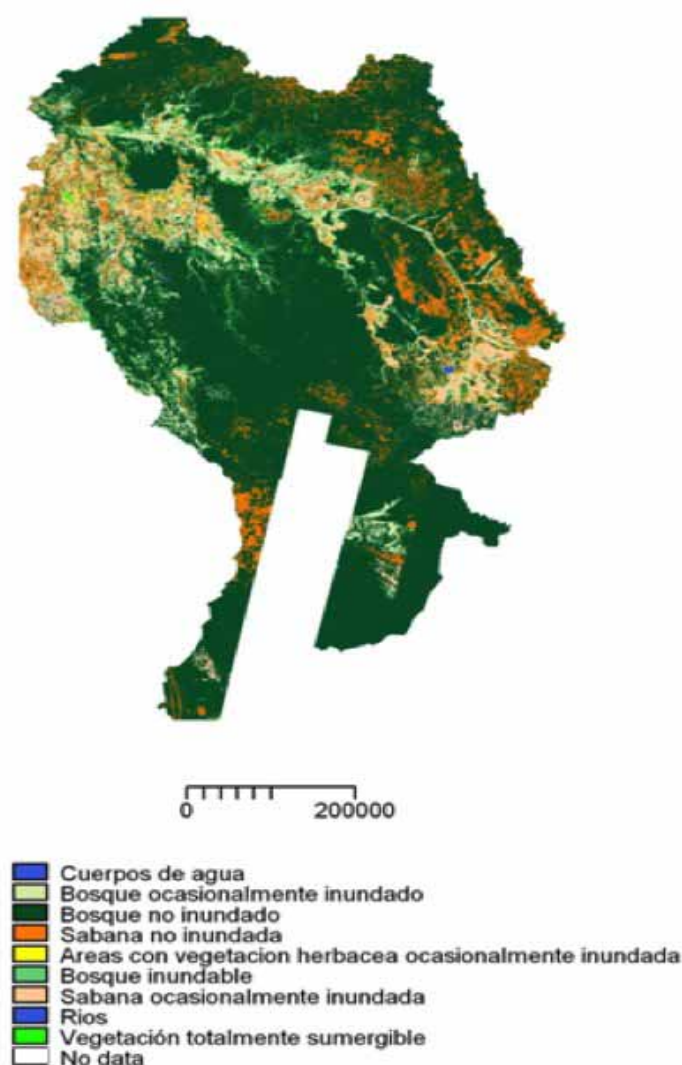


Figura I 9- Mapa de la cuenca del río Iténez clasificada en unidades de terreno (asociación entre tipo de vegetación y temporalidad de inundaciones) a partir de imágenes J-ERS (Martínez & Le Toan 2007). La parte blanca aparece sin información en las imágenes satelitales.

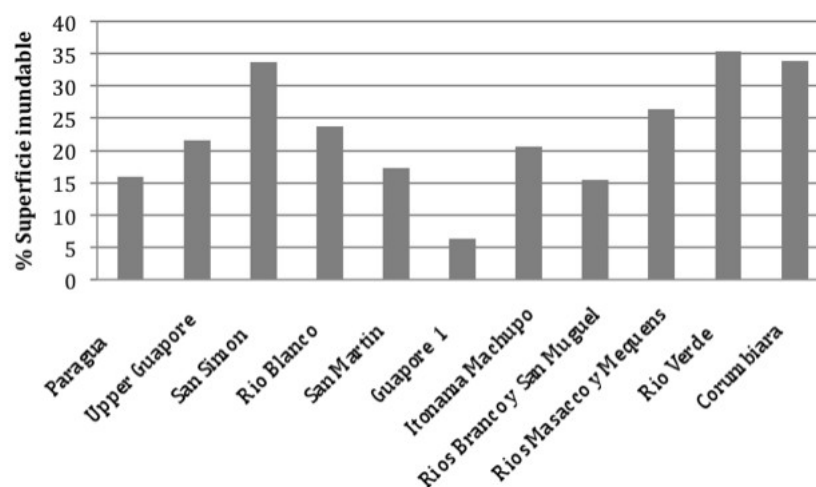


Figura I 10- Porcentaje de superficie inundable por subcuenca.

1.3.3- Indicadores del paisaje

La influencia antrópica es bastante evidente en el área de estudio (Figuras I.11) pero varía en las diferentes subcuencas. En la subcuenca Cachuela Colorado (la pequeña cuenca al Oeste) no se observan grandes cambios, mientras que en las subcuencas Pimenteiras y Corumbiara la conversión de bosques es muy evidente. La variación del uso de los suelos en las subcuencas, entre los años 1986 y 2007, sugiere una directa alteración de las características de paisaje y probablemente de los aportes en mercurio. La conversión de bosques a campos agrícolas o de pastoreo es el cambio más notorio pero se nota también una disminución de cobertura en sabanas. Este cambio involucra un aumento de la movilización de sedimento y mercurio al interior de las cuencas. Por ejemplo, Almeida *et al.* (2005) y Roulet *et al.* (2000), identificaron diferentes contenidos de mercurio entre parcelas de bosque y pastos, evidenciando la movilización de mercurio luego de la deforestación en los suelos de Rondonia (Brasil).

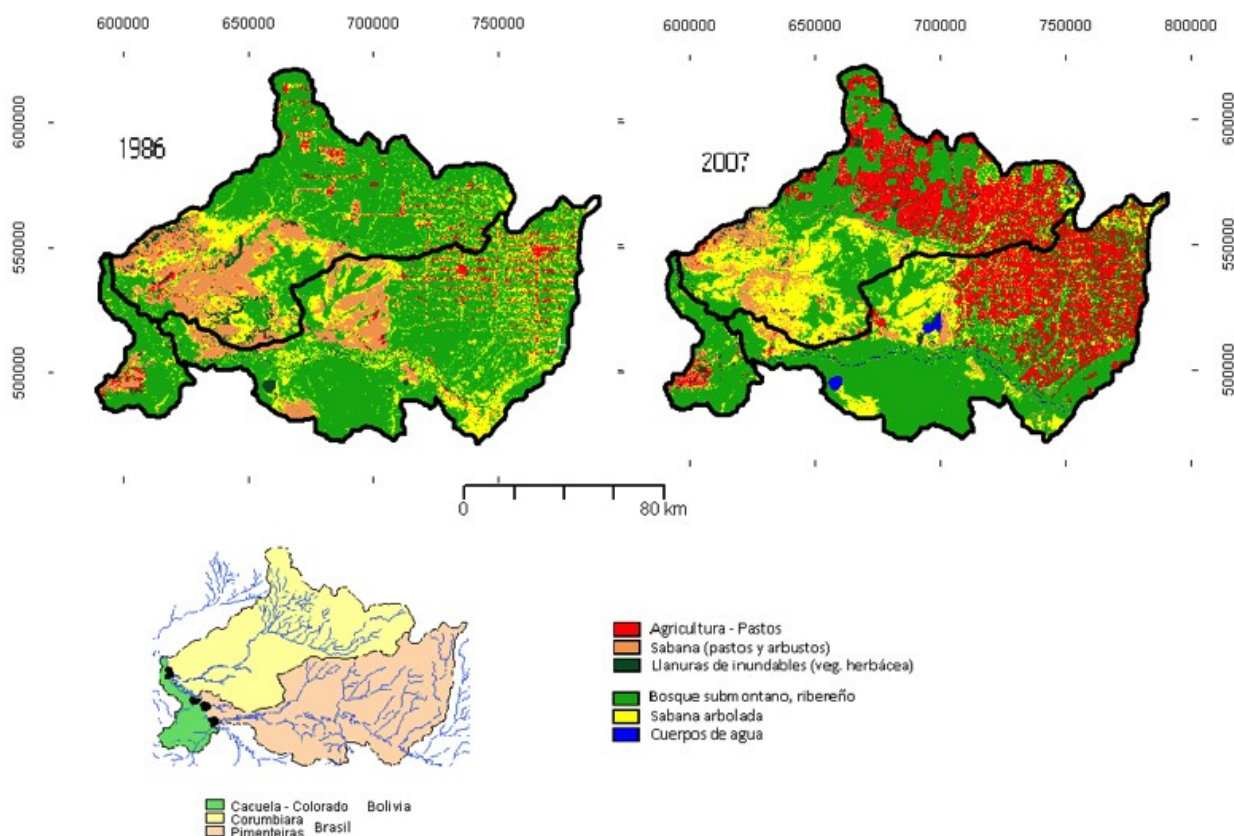


Figura I 11-Cambio de uso de suelo en la cuenca Iténez entre 1986 y 2007.

De acuerdo a las características del paisaje a lo largo de las subcuencas en el área de estudio, las subcuencas Pimenteiras y Corumbiara presentan la mayor conversión a tierras agrícolas y pérdida de cobertura boscosa. En la subcuenca Cachuela-Colorado (territorio boliviano), los cambios de uso de suelo son menos contrastantes, no obstante la actividad aurífera es intensiva en porciones altas de esta. Así, puede formularse la hipótesis de que en las subcuencas Pimenteiras y Corumbiara considerables cantidades de mercurio se han movilizado a través de la carga y transporte de sedimentos. También es posible presumir que en la subcuenca Cachuela-Colorado la carga y transporte de mercurio sigue patrones distintos ya que el mercurio proviene de fuentes puntuales y exógenas (aporte exterior para la amalgamación de oro en la mina San Simón y alrededores).

1.3.4- Patrones de deposición de sedimentos

El modelo de tasa de entrega de sedimentos (HSDR) brinda la posibilidad de modelar la respuesta de la cuenca a diversas condiciones de factores antropogénicos y naturales ligados a la movilización, transporte, deposición y transformación de mercurio. Se identifica una relación inversa entre la distancia a la red de drenaje y los valores de tiempo de residencia (Figura I.12). Asimismo, cerca del río, el rango de tiempo de residencia para las partículas de arcilla se aproxima al tiempo de residencia de las partículas de agua (13–1300 segundos, tiempo que una partícula de limo o arcilla tarda en atravesar una celda de 90x90 metros) lo que deriva en una poca probabilidad de deposición de estas ya que tienden a ser transportadas como sedimentos en suspensión hacia otras partes de la

cuenca o fuera de esta. Las partículas de limo presentan mayor probabilidad de depositarse ya que los valores de tiempo de residencia son mayores (24 – 2215 segundos). En relación a los cambios de uso de suelo, la variación de los tiempos de residencia de las partículas en el periodo 1986 – 2007, es más importante en las áreas deforestadas de las subcuenca Pimenteiras y Corumbiara (Figura I.13).

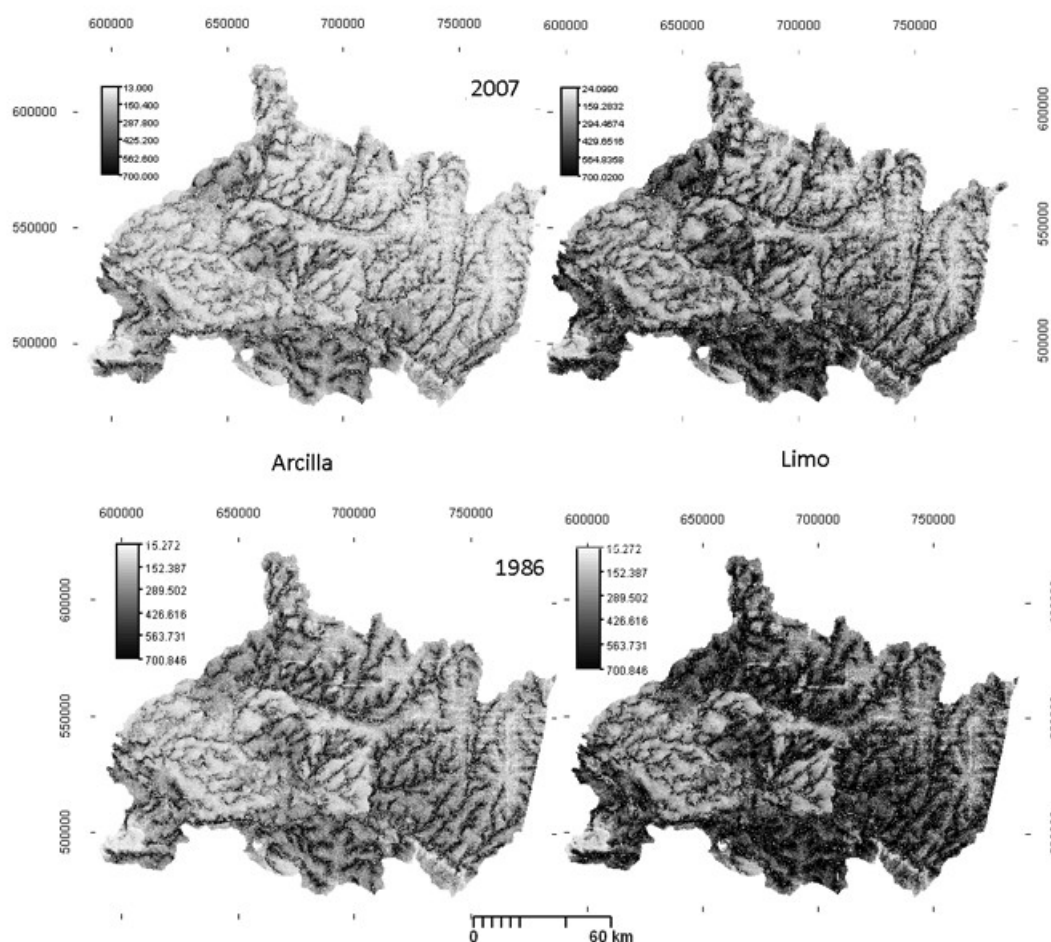


Figura I 12- Variación de los tiempos de residencia de partículas de arcilla y limo en las subcuencas Cachuela-Colorado, Corumbiara y Pimenteiras entre 1986 y 2007 (cuenca Iténez, Bolivia-Brasil), El valor de cada celda representa el tiempo (en segundos) que una partícula de limo o arcilla tarda en atravesar un área de 90x90 metros.

En zonas con una reducción más marcada del promedio de tiempo de residencia entre 1986 – 2007, los sedimentos tienden a movilizarse más rápidamente. En general se observa esta tendencia en las tres subcuencas pero es mucho más evidente en la subcuencas Corumbiara y Pimenteiras donde la conversión de bosques ha sido más intensa.

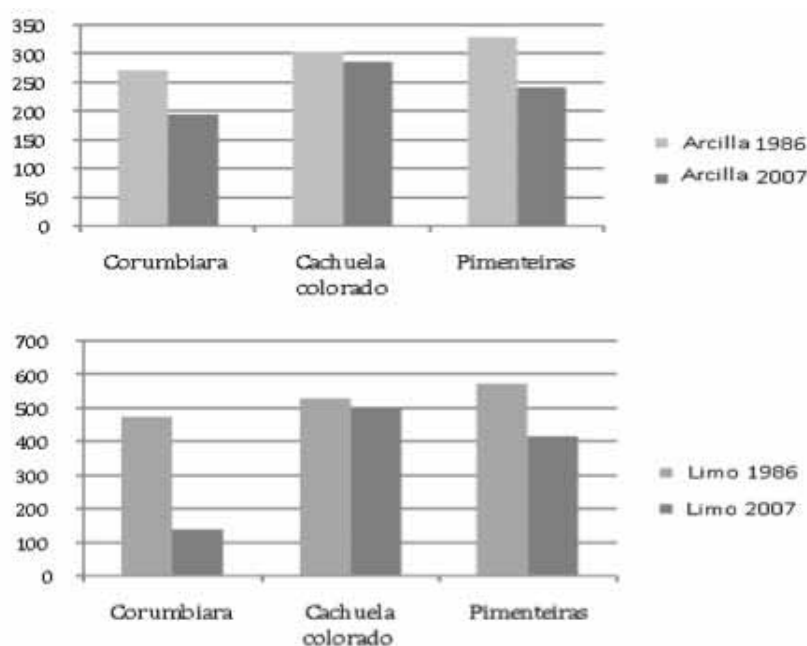


Figura I 13- Comparación de los tiempos promedio [segundos] de residencia de las partículas (estimadas por el modelo HSDR) para cada subcuenca entre 1986 y 2007.

I.3.5- Relación entre unidades de vegetación-inundación y tiempos de residencia

Como se menciona en capítulos anteriores, la deposición y transformación de mercurio está influenciada por factores geológicos, edáficos, de vegetación y de dinámica de inundaciones. La influencia de este último parámetro puede ser evaluada por comparación y sobreposición de los mapas de dinámica de inundaciones y del tiempo de residencia de las partículas. El primero representa las condiciones medio ambientales para la transformación de mercurio y el último la probable distribución de mercurio adherido a partículas de sedimento. Las unidades que tienen un periodo de inundación (vegetación totalmente sumergible, bosque inundable y bosque ocasionalmente inundable) presentan altos valores de tiempo de residencia; mientras que las unidades menos susceptibles a inundaciones (sabanas) presentan valores menores (Figura I.14).

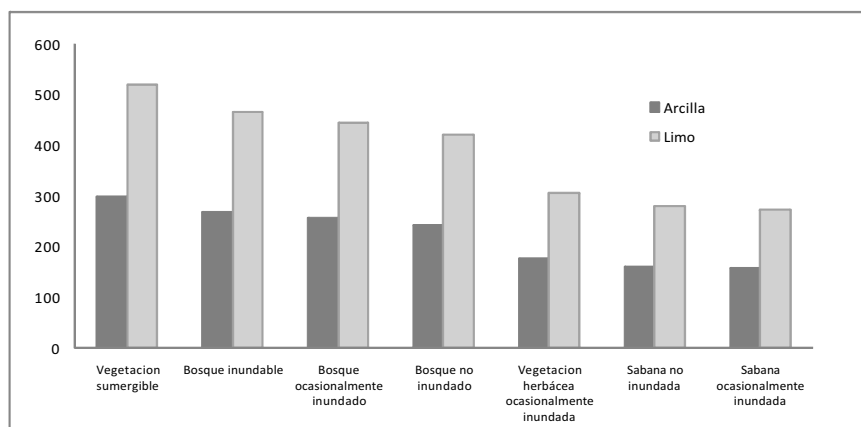


Figura I 14- Promedio ponderado de tiempo de residencia [segundos] de partículas de limo y arcilla en diferentes unidades de vegetación-inundación.

1.3.6- Zonas potenciales de deposición – transformación de mercurio

Las zonas potenciales de deposición y transformación de mercurio son considerados como sitios en los que el tiempo de residencia es alto (alta probabilidad de deposición de sedimentos) y presentan condiciones favorables para la transformación de mercurio (áreas inundables, Figura I.15).

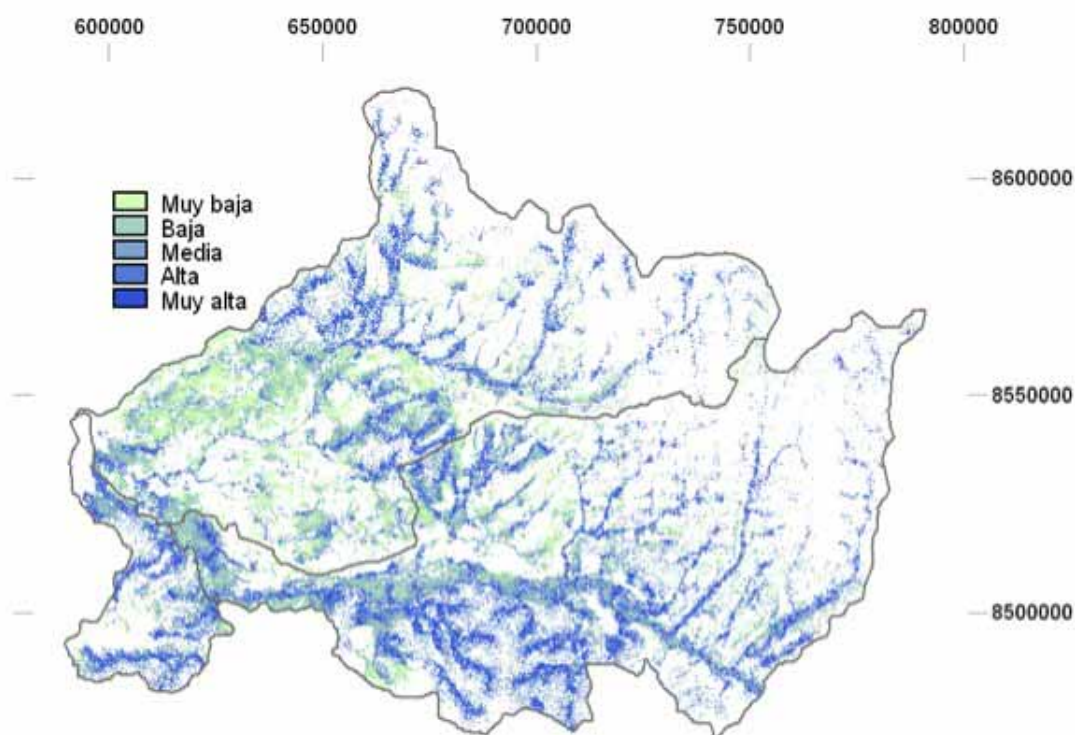


Figura I 15- Zonas potenciales de deposición de mercurio en las subcuencas Pimenteiras, Corumbiara (Brasil) y Cachuela Colorado (Bolivia) Las zonas más oscuras representan las áreas con mayor potenciales de deposición y transformación de mercurio por tener los mayores tiempos de residencia para el limo y pertenecer a unidades temporalmente inundables por las aguas de los ríos.

1.3.7- Validación del método

Los resultados del estudio validación *in situ* demuestran que, de acuerdo a los resultados de la modelización HDSR, altas concentraciones de mercurio se encuentran a las salidas de los tributarios principales, áreas que presentan altos valores de tiempo de residencia de las partículas. Se calculó posteriormente la media del tiempo de residencia de las partículas para el área circundante en cada punto de muestreo y se relacionó esta con las concentraciones de mercurio determinadas en laboratorio. Una correlación de 0.76 fue encontrada entre los parámetros tiempo de residencia de las partículas y concentraciones de mercurio, resultado que apunta hacia la confiabilidad del método propuesto (Figura I.16).

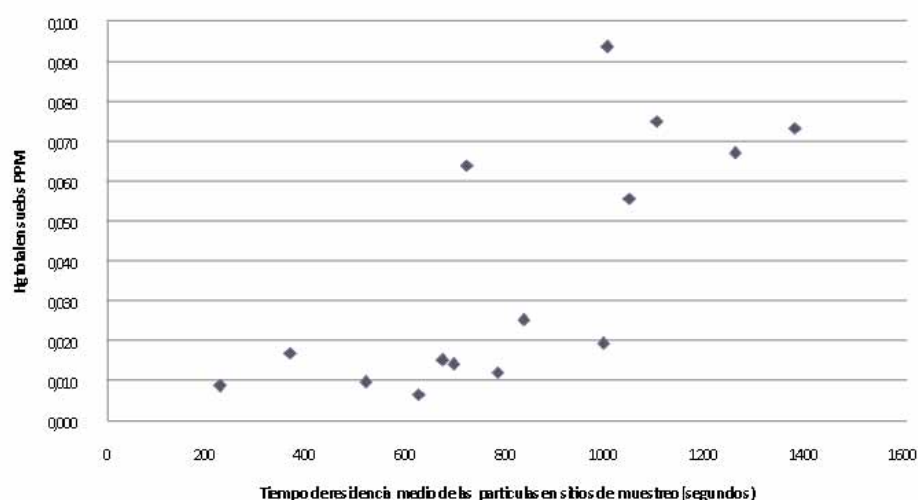


Figura I 16- Correlación entre tiempo de residencia de las partículas de suelo [segundos] y concentración de mercurio [PPM] en sitios de muestreo.

I.4- Discusión

El marco metodológico propuesto en este estudio se basa en un análisis espacial de diversos factores íntimamente ligados a la erosión, movilización, transporte, flujo de sedimentos y a las condiciones ambientales que influyen la transformación de mercurio al interior de una cuenca hidrográfica. Para la implementación de la metodología diferentes enfoques son combinados e integrados: a) la modelización del tiempo de residencia de las partículas y su distribución espacial mediante el modelo de Tasa de Entrega de Sedimentos (HSDR), b) la identificación de Indicadores de Paisaje que señalan las posibles fuentes o factores motores de contaminación mercurial, c) las dinámicas de inundaciones que permiten identificar las áreas favorables para la transformación de mercurio y d) la determinación en laboratorio de concentraciones de mercurio en suelos de unidades inundables.

En lo que se refiere a la modelización HSDR, mayor información relativa a la geología y edafología de la zona permitiría ampliar las posibilidades de análisis al contar con más elementos para relacionar la producción de sedimentos con los ciclos del mercurio. Asimismo, la carencia de datos pluviográficos en la zona es una limitación para la aplicación del modelo. Otro conjunto de parámetros para el modelo HSDR son extractados de un Modelo Digital de Elevación (DEM), por tanto la precisión del mismo es esencial. Lamentablemente para la zona de estudio solamente se cuenta con datos topográficos a escala 1:250000, es por ello que se utilizó un DEM derivado de información SRTM cuya optimización (proceso de corrección de la influencia de la vegetación) toma bastante tiempo y requiere de información de campo.

A fin de identificar las zonas potenciales de deposición y transformación de mercurio, dos principales condiciones fueron asumidas 1) la deposición de sedimentos y consecuentemente de mercurio, es una función directa del tiempo de residencia de las partículas 2) los procesos de metilación de mercurio ocurren bajo condiciones específicas del medio (unidades de terreno inundadas con intensa actividad microbiana). En lo que concierne a la primera condición, existen ecuaciones matemáticas que permiten calcular la velocidad de sedimentación de diferentes partículas (Durst *et al.* 1984 citado por Lu *et al.* 2003). En lo que se refiere a la segunda condición, la relación entre las concentraciones de mercurio en sedimentos suspendidos y la influencia con las unidades de terreno inundadas ha sido evidenciado por Guimaraes *et al.* 2000, Roulet *et al.* 2000 b, Roulet & Grimaldi 2001). Si bien existen experiencias previas que sustentan las condiciones asumidas en este estudio, se requiere de un esquema de muestreo más amplio y un mayor alcance de los análisis de mercurio en laboratorio a fin de validar la metodología propuesta.

I.5- Conclusiones y recomendaciones

Las características de pendiente, rugosidad y cobertura vegetal determinan la distribución y los tiempos de residencia de partículas de limo y arcilla y consecuentemente la movilización de sedimentos a lo largo del área de estudio. Indicadores como la baja cobertura de bosque y la tasa de conversión de bosques (deforestación), que ocurrió intensamente en la parte oriental de la cuenca Iténez (territorio brasileiro) entre 1986 y 2007, apuntan a un incremento de los procesos erosivos y por consecuencia mayor movilización de mercurio en la cuenca.

La modelización realizada permite establecer que las áreas permanentemente u ocasionalmente inundadas coinciden con un elevado tiempo de residencia de las partículas, apuntando que en estas zonas la deposición de sedimentos con altas concentraciones de mercurio ocurre primariamente, así lo confirman los resultados del análisis de concentraciones de mercurio que muestran altos valores en suelos susceptibles a inundaciones.

Las concentraciones de mercurio en los ríos Cachuela y Colorado apuntan a la influencia de la actividad minera mientras que las altas concentraciones en los ríos Corumbiara y Pimenteiras sugieren los efectos de la deforestación. El método desarrollado es un intento válido para comprender los complejos procesos concernientes a la contaminación mercurial. Brinda elementos para el diseño de estrategias de monitoreo más detalladas que deberán centrarse en dos aspectos: a) los procesos concernientes a la producción y movilización de sedimentos y b) los procesos involucrados en su deposición y transformación. Ambos enfoques deben ser integrados y complementados entre sí para un entendimiento amplio de la problemática.

I.6- Bibliografía

- Acha D., Iniguez V., Roulet M., Guimarães J-R.D., Luna R., Alanoca L. & Sanchez S. 2005. Sulfate-Reducing Bacteria in Floating Macrophyte Rhizospheres from an Amazonian Floodplain Lake in Bolivia and Their Association with Hg Methylation. *Appl. Environ. Microbiol.* 71(11): 7531-7535.
- Akagi H., Malm O., Kinjo Y., Harada M., Branches F.J.P., Pfeiffer W.C. & Kato H. 1995. Methylmercury pollution in the Amazon, Brazil. *Science of The Total Environment* 175(2): 85-95.
- Almeida M.D., Lacerda L.D., Bastos W.R. & Herrmann J.C. 2005. Mercury loss from soils following conversion from forest to pasture in Rondonia, Western Amazon, Brazil. *Environmental Pollution* 137(2): 179-186.
- Artaxo, P., Calixto de Campos R., Fernandes E.T., Martins J.V., Xiao Z., Lindqvist O., Fernández-Jimenez M.T., Maenhaut W. 2000. Large scale mercury and trace element measurements in the Amazon basin. *Atmospheric Environment* 34(24): 4085-4096.
- Carroll M.L. et al. 2006. Vegetative Cover Conversion MOD44A, Burned Vegetation, Collection 4, University of Maryland, College Park, Maryland, 2004.
- Cordeiro R.C., Turcq B., Ribeiro M.G., Lacerda L.D., Capitâneo J., Oliveira da Silva A., Sifeddine A. & Turcq P.M. 2002. Forest fire indicators and mercury deposition in an intense land use change region in the Brazilian Amazon (Alta Floresta, MT). *The Science of The Total Environment* 293(1-3): 247-256.
- Cochrane T. et al. 1980. Land in Tropical America EMBRAPA-CPAC Brazil.
- Durst F. et al. (1984). "Eulerian and Lagrangian predictions of particulate two-phase flows; a numerical study." *App. Math. Modelling* 8: 101-115.
- Environmental Protection Agency (US-EPA) 1997. Mercury Study Report to Congress, Fate and Transport of Mercury in the Environment. Washington DC, USA. 211-218.
- Farella N., Davidson R., Lucotte M. & Daigle S. 2007. Nutrient and mercury variations in soils from family farms of the Tapajos region (Brazilian Amazon): Recommendations for better farming. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 120(2-4): 449-462.
- Gerger S., Turner M., Miller J.R., Melack J.M. & Stanley E.H. 2002. Landscape indicators of human impacts to riverine systems. *Aquatic Sciences* 64: 118-128.
- Guimarães J-R.D., Meili M., Hylander L.D., de Castro e Silva E., Roulet M. Narvaez-Mauro J.B. & Alves de Lemos R. 2000. Mercury net methylation in five tropical flood plain regions of Brazil: high in the root zone of floating macrophyte mats but low in surface sediments and flooded soils. *The Science of The Total Environment* 261(1-3): 99-107.
- Hansen M. et al. 2003. Vegetation Continuous Fields MOD44B, 2001 Percent Tree Cover, Collection 3, University of Maryland, College Park, Maryland, 2001.
- Ikingura J.R. & Akagi H. 1999. Methylmercury production and distribution in aquatic systems. *The Science of The Total Environment* 234(1-3): 109-118.
- Jennings N. 2000. Small scale gold mining: Examples from Bolivia, Philippines & Zimbabwe. Industrial Activities Branch. MEDMIN, Swis Agency for Development and Cooperation.
- Lacerda L.D., de Souza M. & Ribeiro M.G. 2004. The effects of land use change on mercury distribution in soils of Alta Floresta, Southern Amazon. *Environmental Pollution* 129(2): 247-255.
- Lu H. et al. 2003. Sheet and Rill Esrosion and Sediment Delivery to Streams: A Basin Wide Estimation at hillslope to Medium Catchment Scale. C. CSIRO Land and Water, Murray Darling Basin Commision. Technical Report 15/03.

- Malm O., Castro M.B., Bastos W.R., Branches F.J.P., Guimarães J-R.D., Zuffo C.E. & Pfeiffer W.C. 1995. An assessment of Hg pollution in different goldmining areas, Amazon Brazil. *Science of The Total Environment* 175(2): 127-140.
- Martinez J.-M. & Le Toan T. 2007. Mapping of flood dynamics and spatial distribution of vegetation in the Amazon floodplain using multitemporal SAR data. *Remote Sensing of Environment* 108(3): 209-223.
- Martinez J. M. et al. 2003. Application of remote sensing data for the quantification of an Amazon floodplain extension, dynamics and water storage. Nice - France, EGS-AGU-EUG.
- Rice G. et al. 1997. Mercury Study Report to Congress, Fate and Transport of Mercury in the Environment. Washington DC, US EPA III: 211-218.
- Roulet M. & Grimaldi C. 2001. Le mercure dans les sols d'Amazonie. Origine et comportement du mercure dans les couvertures ferrallitiques du bassin amazonien et des Guyanes. En Carmouze J.P., Lucotte M. & Boudou A. (Eds.). *Mercury in the Amazon - Importance of human and environmental, health hazards*. IRD Editions, Paris: 121-167.
- Roulet M., Lucotte M., Canuel R., Farella N., Courcelles M, Guimarães J-R.D., Mergler D. & M. Amorim 2000. Increase in mercury contamination recorded in lacustrine sediments following deforestation in the central Amazon. *Chemical Geology* 165(3-4): 243-266.
- Roulet M., Lucotte M., Guimarães J-R.D. & Rheault I. 2000. Methylmercury in water, seston, and epiphyton of an Amazonian river and its floodplain, Tapajos River, Brazil. *The Science of The Total Environment* 261(1-3): 43-59.
- Saavedra C.P. et al. 2005. Estimating spatial patterns of soil erosion and deposition in the Andean region using geo - information techniques : a case study in Cochabamba, Bolivia. ITC Dissertation;128. Enschede, ITC: 244.
- Soil Conservation Service (SCS) 1972. *National Engineering Handbook, Section 4: Hydrology*, US Department of Agriculture. USA
- Techlaw 2007. Draft Mercury Soils Protocol. Salt Lake City, Utah Division of Solid and Hazardous Waste.
- USGS 2004. Shuttle Radar Topography Mission, 1 Arc Second scene SRTM_u30_n008, Unfilled Unfinished 2.0, Global Land Cover Facility, U. Maryland, College Park, Maryland, February 2000
- Zhang X. 1999. Remote sensing and GIS for modelling soil erosion at the global scale. PhD Dissertation. London UK, Kings College.

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 linear 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 $F=1.64$, $dl=4$, $p=0.18$).

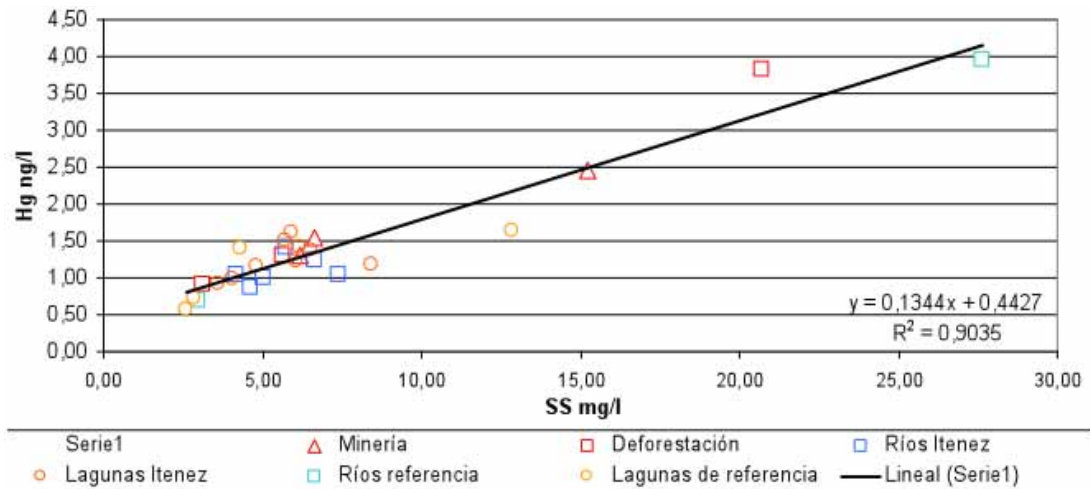


Figura II 1- Relación entre la cantidad de mercurio total por volumen de agua y la cantidad de sólidos suspendidos en el agua en 27 sitios de muestreo de la cuenca Iténez. Los diferentes símbolos presentan el tipo de hábitat (río o laguna) y el sector de los sitios.

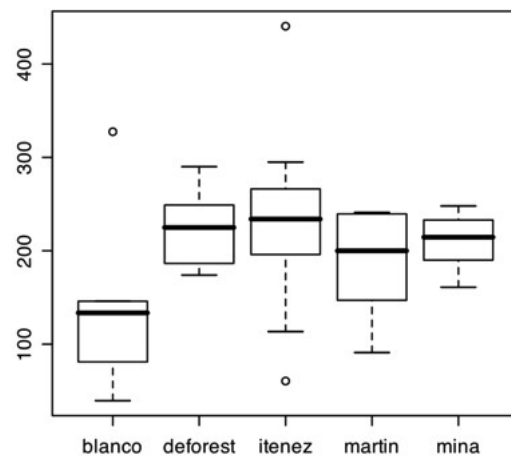


Figura II 2- Distribución estadística (media y cuartiles) de la cantidad de mercurio total peso de sedimento (HgP en $ng.g^{-1}$) en cinco sectores de la cuenca Iténez, tres influenciado por actividades antrópicas (deforestación, Iténez y mina) y dos en sistemas naturales poco intervenido (Blanco y San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

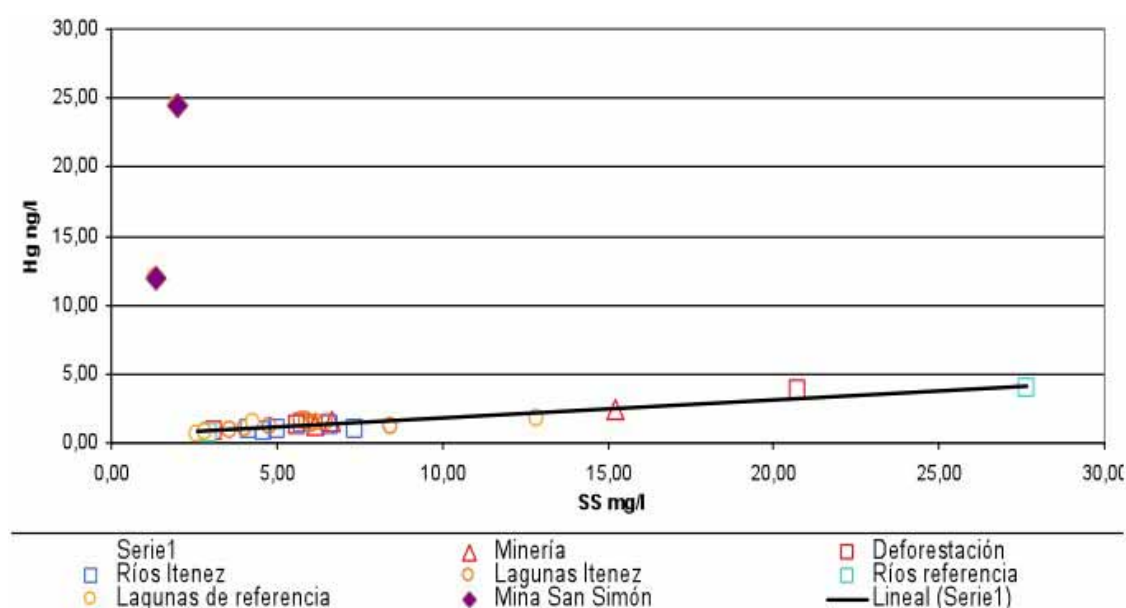


Figura II 3- Relación entre la cantidad de mercurio total por volumen de agua y la cantidad de sólidos suspendidos en el agua en 27 sitios de muestreo de la cuenca Iténez y dos sitios en la serranía San Simón, río debajo de la zona de explotación minera. Los diferentes símbolos presentan el tipo de hábitat (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 la concentraciones mas altas encontradas en los peces de este río (Pérez & Pouilly, Parte III).

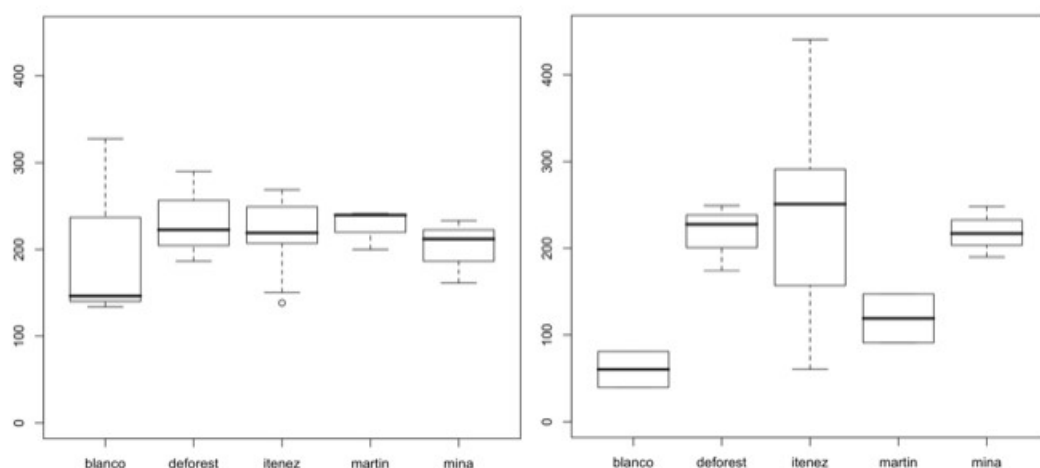


Figura II 4- Distribución estadística (media y cuartiles) de la cantidad de mercurio total peso de sedimento ($[Hg]_p$ en $ng.g^{-1}$) en junio (izquierda) y septiembre (derecha) del 2008, en cinco sectores de la cuenca Iténez, tres influenciado por actividades antrópicas (deforestación, Iténez y mina) 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
[Hg] _v	Junio+Septiembre	0,537	0,730	0,138	-1,021	-	1,524
	Junio	0,585	-	-	-1,522	-0,436	0,618
	Septiembre	0,473	0,953	-	-	-	-0,143
[Hg] _p	Junio+Septiembre	-0,456	0,705	0,138	-0,968	-	8,309
	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

PARTE III

Bioacumulación y biomagnificación del mercurio en los peces de la cuenca Iténez

Tamara Pérez Rivera & Marc Pouilly

III.1- Introducción

Los peces son buenos bioindicadores de contaminación acuática, debido a que se encuentran en contacto permanente con el agua, están presentes en todos los niveles tróficos de consumidores gracias a sus diversas adaptaciones alimenticias y sirven como base alimenticia para muchas poblaciones humanas. Por ello han sido ampliamente usados para determinar el estado de contaminación por mercurio de los cuerpos de agua de todo el mundo y en particular de la Amazonía (Maurice-Bourgoin *et al.* 2000, Hylander *et al.* 2000, Barbosa *et al.* 2003, Da Silva *et al.* 2005, entre otros).

En un medio acuático contaminado por mercurio los peces experimentan un proceso de bioacumulación que corresponde al incremento de la concentración de mercurio en sus tejidos a lo largo de su vida (Deza 1997), por lo que se genera una relación entre la edad, inferida a través del tamaño o peso, con las tasas de mercurio de los individuos. Esta relación se ajusta a diversos patrones. En peces amazónicos se han propuesto cuatro patrones principales de bioacumulación (Figura III.1, Roulet 2001): linear positivo (a), escalonado positivo (b), neutro (c) y escalonado negativo (d), aunque existen otros estudios en los que se reportan patrones como el linear negativo (Maurice-Bourgoin & Quiroga 2000, Da Silva *et al.* 2005) y curvilíneo negativo o positivo (López 2005). Los patrones de bioacumulación negativos contradicen al concepto de bioacumulación, sin embargo se cree que este tipo de patrón podría estar determinado por cambios en la dieta de los peces relacionados con su estado de maduración, a los cambios en la disponibilidad de alimento determinados por los ciclos de inundación (Dorea *et al.* 2006), a los cambios de lugar de vida por migración.

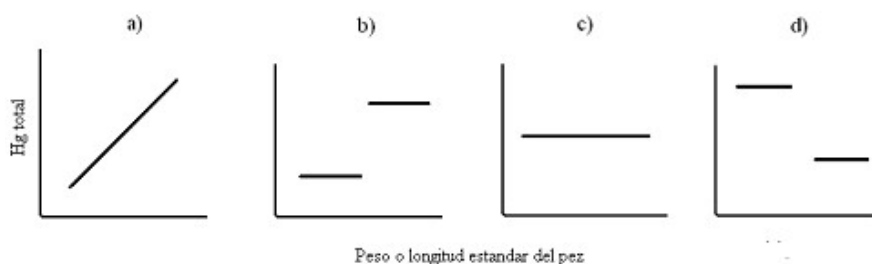


Figura III 1- Modelos de bioacumulación del mercurio total en peces de la Amazonía (Roulet, 2001).

El hábito alimenticio y correlativamente el nivel trófico de las especies son, además de las concentraciones presentes en el medio, unos de los principales factores determinantes en las concentraciones de mercurio del individuo. El proceso de biomagnificación del mercurio predice un incremento en la concentración en los tejidos de especies de un mismo nivel trófico al siguiente superior (Lacerda *et al.* 1994, Barbosa *et al.* 2003). Los peces con hábitos alimenticios carnívoros presentan mayores concentraciones de mercurio en relación a los peces con hábitos no carnívoros (Boschio *et al.* 1995, Lebel *et al.* 1997). Recientemente se ha incorporado la evaluación de las tasas del nitrógeno isotópico estable ($\delta^{15}\text{N}$) para determinar de forma semicuantitativa los niveles tróficos (Cabana & Rasmussen 2002) y se ha visto que en algunos casos este elemento correlaciona con las concentraciones de mercurio en peces (Bowles *et al.* 2001, Da Silva *et al.* 2003), lo que delata la influencia de la posición trófica sobre las concentraciones de mercurio.

Este trabajo buscó revelar el estado de contaminación por mercurio de la cuenca del Iténez a través de la estimación de las concentraciones en mercurio de seis especies de peces de diferentes niveles tróficos, y del estudio comparativo de los procesos de bioacumulación y biomagnificación entre una zona de referencia natural (sector de Bella Vista) y el río Iténez.

III.2- Métodos

Para determinar las concentraciones de mercurio de los peces de la cuenca del río Iténez se realizaron dos campañas de muestreo, al principio de la época seca (junio 2007) y a final de la misma (septiembre, 2007) tanto en el río Iténez como en la zona de referencia (Figura 2, Pagina 5). En total, se muestrearon peces en 19 lagunas o bahías cercanas a los ríos, 15 de los cuales se encontraron a lo largo de 550 km del río Iténez y fueron agrupados en Alto Iténez, Remanso, Mategua, Versailles y Bajo Iténez (Figura 2, Pagina 5). Los restantes cuatro puntos de muestreo se encuentran en la zona de referencia natural y corresponden a lagunas cercanas a los dos ríos Blanco y San Martín, cuyas calidades de aguas difieren entre sí principalmente por la carga sedimentaria (parte II).

El arte de pesca implementado fue el de redes agalleras en todos los puntos de muestreo; en las poblaciones de Remanso y Bella Vista, además se muestrearon peces capturados por los pescadores. Una vez colectados los peces, se midió la longitud estándar y peso de cada individuo y se tomó una muestra de músculo dorsal que se almacenó de forma individual en frascos de polímero de etileno-propileno (PEP) y se conservó a menos de 4 °C para evitar su degradación.

En total se obtuvo 1597 muestras de músculo dorsal de peces pertenecientes a 33 especies representantes de 6 niveles tróficos: piscívoros generalistas, piscívoros estrictos, invertívoros, herbívoros, zooplancívoros y detritívoros-alguívoros. Se determinó la concentración de mercurio total y la tasas de nitrógeno isotópico estable ($\delta^{15}\text{N}$) sobre un total de 598 individuos pertenecientes a 21 especies y repartidas en los diferentes sitios del estudio. Un estudio más preciso de patrones de bioacumulación y biomagnificación se realizó sobre 6 especies, cuya selección fue basada en su abundancia, distribución, dieta e importancia económica o alimenticia de las mismas (Tabla III.1): *Pygocentrus nattereri* (Piraña roja), *Hoplias malabaricus* (Bentón), *Acestrorhynchus altus* (Pez cachorro), *Triportheus angulatus* (Sardina), *Schizodon fasciatus* (Piao del campo) y *Curimatella cf. alburna* (Ilorona). Los patrones de bioacumulación de estas seis especies así como su patrón de biomagnificación se determinaron y se compararon para los sectores del río Iténez y los dos ríos de la zona de referencia (Blanco y San Martín).

Las dos especies *P. nattereri* y *H. malabaricus* cumplen un rol importante en la alimentación de las poblaciones locales. Otras especies fueron incluidas para establecer un diagnóstico de contaminación de las especies más importantes para la pesca comercial y la pesca de subsistencia: *Phractocephalus hemiliopterus* (General), *Pseudoplatystoma tigrinum* (Chunquina), *Colossoma macropomum* (Pacú), *Plagioscion squamosissimus* (Corvina), *Cichla monoculus* (Tucunaré) y *Pseudoplatystoma fasciatum* (Súrubí). Estas especies fueron utilizadas como indicadores de contaminación para el consumo humano.

El análisis de mercurio en muestras de músculo dorsal previamente liofilizadas fue realizado en el Laboratorio de Calidad Ambiental (IE-UMSA, La Paz), mediante el método de digestión ácida y lectura en espectrofotómetro de absorción atómica. Cada 16 muestras de peces se midió dos blancos (sin muestra de músculo) y material de referencia certificado TORT (hepatopancreas lobster, valor certificado: $0.27 \pm 0.06 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, valor medido: $0.28 \pm 0.04 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) y DOLT-2 (dogfish músculo e hígado, valor certificado: $2.14 \pm 0.28 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, valor medido: $2.02 \pm 0.17 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$). Para determinar la concentración de mercurio en peso fresco (pf) se empleó una corrección por contenido de humedad perdido durante la liofilización.

Las tasas del nitrógeno isotópico estable ($\delta^{15}\text{N}$) fueron cuantificadas sobre las muestras de músculo dorsal liofilizado en el laboratorio de la Universidad de Davis (California, USA), mediante el análisis elemental de PDZ Europa ANCA-GSL con la interface de las tasas de isótopos de espectrofotómetro de masa (pagina web: <http://stableisotopefacility.ucdavis.edu/>). Las tasas de $\delta^{15}\text{N}$ permiten

cuantificar la posición trófica de cada individuo, así como el largo de la cadena alimenticia en cada sector. Este último parámetro está estimado por la diferencia entre las tasas de $\delta^{15}\text{N}$ de las dos especies con mayor y menor tasa de $\delta^{15}\text{N}$ (Vander Zanden *et al.* 1997).

Para determinar los patrones de bioacumulación del mercurio, las concentraciones de mercurio obtenidas para los peces fueron relacionada con el tamaño (Largo Estándar, LS) de los individuos por especie, río y sector (Iténez, Blanco y San Martín). Así mismo se relacionó las concentraciones de mercurio con las tasas de $\delta^{15}\text{N}$ transformadas por logaritmo neperiano para obtener relaciones lineares. En caso de una relación linear positiva y significativa entre la tasa de mercurio y el LS o la tasa de $\delta^{15}\text{N}$, y para obtener concentraciones de mercurio comparables e independientes del nivel trófico y del tamaño de los individuos, se realizó la corrección de éstas a partir de una ecuación de la línea, establecida por un análisis de regresión múltiple:

$$\text{Hg}_c = \alpha \text{ LS} + \gamma \delta^{15}\text{N} + b.$$

Donde Hg_c es la concentración de mercurio corregida para la longitud estándar y el $\delta^{15}\text{N}$ de cada individuo de cada población. α es la constante asociada a la longitud estándar, γ es la constante asociada al $\delta^{15}\text{N}$ y b es el factor de origen.

La determinación de las diferencias entre las tasas de mercurio en peces de los cuatro sectores del río Iténez y los ríos de la zona de referencia se realizó sobre las tasas de mercurio corregidas para todas las especies que presentaron relaciones lineares, así como las tasas de mercurio cuantificadas en laboratorio para aquellas especies que presentaron relaciones neutras. La determinación de las diferencias entre sectores y ríos se basó en:

- 1) los patrones de bioacumulación ($[\text{Hg}]$ vs. LS) y la relación de las concentraciones de mercurio y ^{15}N de las seis especies mas abundantes y con mayor distribución;
- 2) el factor de biomagnificación, el largo de cadena y el factor de contaminación;
- 3) el análisis de las concentraciones de mercurio en especies de consumo.

III.3- Resultados

Las concentraciones de mercurio medidas en peces de la cuenca Iténez varían desde $0.005 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ en un individuo de piazo del campo (*S. Fasciatus*, herbívoro) de la zona de referencia, hasta $0.515 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ en un individuo de corvina (*P. squamosissimus*, piscívoro) de la zona de Remanso (río Iténez cerca de la mina de la serranía de San Simón), siendo este el único individuo que sobrepasa el límite de toxicidad probado de $0.5 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (OMS 1991). Sin embargo, el 3% de los peces de diferentes sectores

del río Iténez, sobrepasan el nivel de toxicidad potencial de $0.3 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (EPA 2001). Otras especies que presentan altas concentraciones de mercurio son los surubís (*P. fasciatus*) capturados por los pescadores de la zona de Remanso, los bentones (*H. malabaricus*) también del sector de Remanso y las pirañas rojas (*P. nattereri*) del sector de Versalles (Tabla III.1). Es decir que las concentraciones de mercurio en varias de las especies comerciales o al menos altamente consumidas por los comunitarios del río Iténez presentan niveles de mercurio elevados y mayores a los niveles de las mismas especies extraídas del sector de referencia en Bella Vista. Estas concentraciones son influenciadas por el tamaño (efecto de bioacumulación positiva) y los niveles de ^{15}N de los individuos.

Tabla III 1- Número de individuos, rango de mercurio y de tamaño de las 21 especies de peces capturados en la cuenca del Iténez.

Dieta/Especie	Nombre común	Río	Sector	n	Hg		LS		15N	
					media	Min-Max	media	Min-Max	n	media
Detrívoros										
<i>Curimatella cf. alburna</i>	Llorona	Blanco	Bella Vista	6	0.051	0.025 - 0.113	140.7	116.0 - 157.0	7	7.63
		Iténez	Versalles	18	0.046	0.008 - 0.094	150.9	135.0 - 163.0	8	7.77
		San Martín	Bella Vista	12	0.037	0.011 - 0.071	154.9	141.3 - 170.0	8	6.58
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	Llorona	Iténez	Bajo Iténez	1	0.122		156.0			
			Versalles	2	0.032	0.022-0.043	143.0	141.0 - 145.0	2	6.87
			Remanso	7	0.033	0.018 - 0.046	157.3	144.0 - 178.0		
<i>Potamorhina latior</i>	Llorona	San Martín	Bella Vista	3	0.034	0.010 - 0.062	151.0	142.0 - 165.0	4	8.60
<i>Psectrogaster essequibensis</i>	Llorona	Iténez	Bajo Iténez	1	0.052		111.0		1	8.40
			Versalles	11	0.063	0.045 - 0.091	145.9	125.0 - 168	12	8.54
			Alto Iténez	6	0.063	0.036 - 0.099	141.3	121.5 - 153.0	6	8.36
			Remanso	21	0.046	0.015 - 0.078	125.8	110.0 - 160.0	10	7.75
<i>Psectrogaster rutiloides</i>	Llorona	San Martín	Bella Vista	1	0.017		123.0		3	8.57
Herbívoros										
<i>Colossoma macropomum</i>	Pacú	Blanco	Bella Vista	4	0.055	0.035 - 0.085	239.6	212.0 - 286.0	3	7.41
		Iténez	Bajo Iténez	1	0.069		785.0		1	7.16
<i>Schizodon fasciatus</i>	Piao del campo	Blanco	Bella Vista	16	0.039	0.011 - 0.085	234.3	100.0 - 290.0	20	7.87
		Iténez	Versalles	22	0.053	0.016 - 0.101	231.3	193.0 - 298.0	10	8.11
			Mategua	2	0.070	0.052 - 0.088	174.0	160.0 - 188.0	2	7.04
			Alto Iténez	6	0.047	0.013 - 0.073	173.1	124.0 - 194.0	3	6.94
			Remanso	10	0.037	0.019 - 0.052	161.7	95.5 - 250.0	5	7.18
		San Martín	Bella Vista	18	0.044	0.005 - 0.085	236.9	203.0 - 270	22	7.03
Invertívoros										
<i>Bryconops sp.</i>		Blanco	Bella Vista	1	0.050		112.0			
<i>Triportheus angulatus</i>	Sardina	Blanco	Bella Vista	21	0.072	0.023 - 0.153	134.7	105.0 - 170.0	19	8.88
		Iténez	Bajo Iténez	6	0.114	0.081 - 0.41	128.3	106.0 - 159.0	4	7.89
			Versalles	15	0.080	0.049 - 0.127	149.7	125.0 - 171.0	8	8.61
			Mategua	1	0.054		97.5		1	8.35
			Alto Iténez	2	0.103	0.101 - 0.104	132.3	129.6 - 135.0		
			Remanso	8	0.059	0.016 - 0.121	129.1	110.0 - 139.5	4	8.03
	San Martín	Bella Vista	14	0.065	0.024 - 0.147	156.5	114.1 - 182.0	16	7.52	
Zooplanctívoros										
<i>Hypophthalmus edentatus</i>	Blanquillo	Blanco	Bella Vista	2	0.139	0.099 - 0.178	223.5	212.0 - 235.0	2	9.30
		Iténez	Bajo Iténez	3	0.420	0.325 - 0.483	254.3	244.0 - 265	5	8.30
<i>Hypophthalmus marginatus</i>	Blanquillo	San Martín	Bella Vista	4	0.041	0.008 - 0.077	270.5	245.0 - 295.0	5	7.99

Tabla III. 1 (continuación)

Dieta/Especie	Nombre común	Río	Sector	Hg			LS		15N	
				n	media	Min-Max	media	Min-Max	n	media
Piscívoros estrictos										
<i>Acestrorhynchus altus</i>	Pez cachorro	Blanco	Bella Vista	14	0.080	0.041 - 0.127	171.4	118.0 - 224.0	15	8.42
			Iténez	Versalles	19	0.139	0.091 - 0.187	203.7	161.0 - 244.0	13
		San Martín	Mategua	3	0.129	0.090 - 0.160	211.3	210 - 214		
			Alto Iténez	4	0.148	0.066 - 0.260	173.3	156.0 - 194.0		
			Remanso	11	0.103	0.044 - 0.164	177.7	147.0 - 284.0	6	8.70
<i>Acestrorhynchus microlepis</i>	Pez cachorro	San Martín	Bella Vista	16	0.102	0.026 - 0.203	208.5	162.0 - 251.6	16	8.60
		San Martín	Bella Vista	4	0.094	0.013 - 0.270	218.3	200 - 258	7	8.50
<i>Ageneiosus brevifilis</i>	Boca de vieja	Iténez	Versalles	1	0.161		253.0		1	9.32
<i>Cichla pleiozona</i>	Tucunaré	Iténez	Versalles	6	0.151	0.122 - 0.176	316.3	269.0 - 443.0		
			Mategua	5	0.117	0.077 - 0.159	196.9	185.3 - 222.9	5	8.08
			Remanso	9	0.122	0.065 - 0.194	306.0	199.0 - 425.0	3	8.95
		San Martín	Bella Vista	11	0.081	0.022 - 0.143	314.8	267.0 - 425	5	8.64
			Blanco	Bella Vista	20	0.078	0.006 - 0.152	283.3	180.0 - 410.0	27
<i>Hoplias malabaricus</i>	Benton	Iténez	Versalles	14	0.216	0.076 - 0.381	257.4	118.0 - 327.0	13	9.32
			Mategua	6	0.239	0.03 - 0.283	266.1	212.3 - 364.4	6	8.66
		San Martín	Remanso	28	0.243	0.061 - 0.339	250.7	145.5 - 365.0	25	9.04
			Bella Vista	19	0.073	0.015 - 0.203	297.6	215.0 - 375.0	18	8.76
			Iténez	Mategua	1	0.252		365.0		
<i>Phractocephalus hemiliopterus</i>	General	Iténez	Remanso	8	0.184	0.044 - 0.307	713.2	520.5 - 908.2	6	10.37
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	Curvina	Blanco	Bella Vista	10	0.138	0.043 - 0.371	261.5	213.0 - 350.0	15	9.78
		Iténez	Versalles	1	0.117		335.0		3	10.17
			Remanso	1	0.515		490.0		1	11.29
Piscívoros generalistas										
<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>	Surubí	Blanco	Bella Vista	1	0.191		452.0		6	8.74
			Iténez	Versalles	1	0.195		545.0		1
		San Martín	Mategua	1	0.194		445.0			
			Alto Iténez	6	0.191	0.154 - 0.249	408.3	350.0 - 535.0		
			Remanso	20	0.177	0.055 - 0.303	634.4	340.0 - 820.0	16	10.29
<i>Pseudoplatystoma tigrinum</i>	Pintado	San Martín	Bella Vista	1	0.104		370.0		1	8.68
		Iténez	Remanso	5	0.110	0.060 - 0.210	669.0	475.0 - 800.0		
<i>Pygocentrus nattereri</i>	Piraña roja	Blanco	Bella Vista	18	0.139	0.050 - 0.260	182.3	128.0 - 234.0	18	10.47
			Iténez	Bajo Iténez	1	0.181		108.0		1
		San Martín	Versalles	25	0.193	0.019 - 0.352	219.8	141.0 - 270.0	28	9.96
			Mategua	9	0.193	0.100 - 0.305	169.4	114.0 - 210.4	8	9.46
			Alto Iténez	7	0.213	0.164 - 0.292	134.0	98 - 163	5	8.96
			Remanso	22	0.194	0.117 - 0.292	130.8	73.0 - 235.0	20	8.89
			Bella Vista	25	0.081	0.015 - 0.186	205.4	161.0 - 250.0	13	9.26

n = número de individuos, Hg = mercurio en peso fresco, LS: Longitud estándar y ^{15}N : Tasa de nitrógeno isotópico 15

III.3.1- Patrones de bioacumulación del mercurio en 6 especies

Los patrones de bioacumulación son un indicador de la influencia del tamaño sobre la acumulación del mercurio en los tejidos de los organismos. En este estudio se analizaron en seis especies de diferentes niveles tróficos: detritívoro, herbívoro, insectívoro y piscívoro. Las especies presentaron dos tipos de relación entre [Hg] y LS : linear positiva (la tasa de mercurio aumenta correlativamente con el tamaño de los individuos) y neutra (ausencia de relación entre el tamaño y la tasa de mercurio de los individuos) (Figura III.2).

El patrón neutro se presentó en todas las poblaciones las especies llorona (*Curimatella cf. alburna*) y Piao del campo (*Schizodon fasciatus*). Estas dos especies fueron clasificadas por Pouilly *et al.* (2004)

como detritívoro-alguívoro (la primera) y herbívoro (la segunda). En general, los peces amazónicos con este tipo de dietas no suelen presentar patrones lineares (Barbosa *et al.* 2003, Da Silva *et al.* 2005).

Al menos una de las poblaciones de piraña roja (*Pygocentrus nattereri*), bentón (*Hoplias malabaricus*), pez cachorro (*Acestrorhynchus altus*) y sardina (*Triportheus angulatus*) presentaron un patrón linear positivo, las dos primeras son utilizadas como alimento por los pobladores ribereños. Este tipo de patrón es altamente preocupante cuando se detecta en especies comerciales o de consumo debido a que los individuos de mayor tamaño son seleccionados como alimento. Pouilly *et al.* (2004) determinaron que en el río Mamoré la piraña roja se alimenta de peces y algo de vegetación (piscívoro generalista), el pez cachorro y el bentón se alimentan exclusivamente de peces (piscívoros estrictos) y la sardina consume macroinvertebrados (invertívoro). En la cuenca Amazónica, las especies con hábitos alimenticios carnívoros generalmente presentan patrones lineares positivos (Uryu *et al.* 2001, Barbosa *et al.* 2003, Da Silva *et al.* 2005).

La incidencia de los dos patrones de bioacumulación (positivo y neutro) fueron variables en relación al río. En el río Iténez se presentaron tres especies con patrón linear positivo y tres con patrón neutro; en el río Blanco cuatro especies presentan patrón linear positivo y dos especies un patrón neutro, mientras que en el río San Martín todas las especies se ajustaron al patrón neutro. La presencia de patrones linear positivos de bioacumulación en los sistemas podría interpretarse como un resultado de las concentraciones de mercurio en el agua. A mayor concentración de mercurio en el agua mayor probabilidad de generar patrones positivos de bioacumulación y en especial en las especies carnívoras de nivel trófico más alto. El río San Martín presenta menos concentración de mercurio (cf. Parte II) y todas las especies presentan patrones neutros de bioacumulación por lo que a ningún nivel trófico la cantidad de mercurio disponible es suficientemente alta como para generar un enriquecimiento de sus tejidos. Por el contrario en los ríos Blanco y Iténez, las cantidades de mercurio disponible son altas como para generar una acumulación en los músculos, favoreciendo la aparición de patrones positivos en las especies carnívoras de más alto nivel (como el bentón, *H. malabaricus*, el pez cachorro, *A. altus* y la piraña roja *P. nattereri* en los ríos Iténez y Blanco). Luego si la concentración de mercurio en el agua es todavía más alta, los patrones positivos aparecen en las especies de nivel trófico intermedio (como la sardina, *T. angulatus* en el río Blanco), dejando como en el caso del río Iténez, las especies de nivel trófico inferior libre de bioacumulación (como la llorona *C. cf. Alburna* y el piao del campo, *S. fasciatus*). Si este resultado se confirmaría en otros estudios, la aparición de patrones de bioacumulación a los diferentes niveles tróficos se volvería una herramienta de estimación del nivel de contaminación. En muchos artículos estas conclusiones están limitadas por el tamaño de la muestra (es decir el número de individuos estudiados). Mientras más individuos se analizan mayor es la probabilidad que el patrón de bioacumulación observado no cambie (Barbosa *et al.* 2003), sin embargo hasta la fecha ningún estudio pudo destacar un número mínimo de individuos a incluir en los análisis. Los patrones presentados incluyen un número de individuos (entre 14 y 27) que es superior al número de individuos estudiados en otros casos.

En las especies que presentaron patrón linear positivo se realizó la corrección de las tasas de mercurio para realizar comparaciones de éstas entre el río Iténez y los dos ríos de la zona de referencia (Figura III.2).

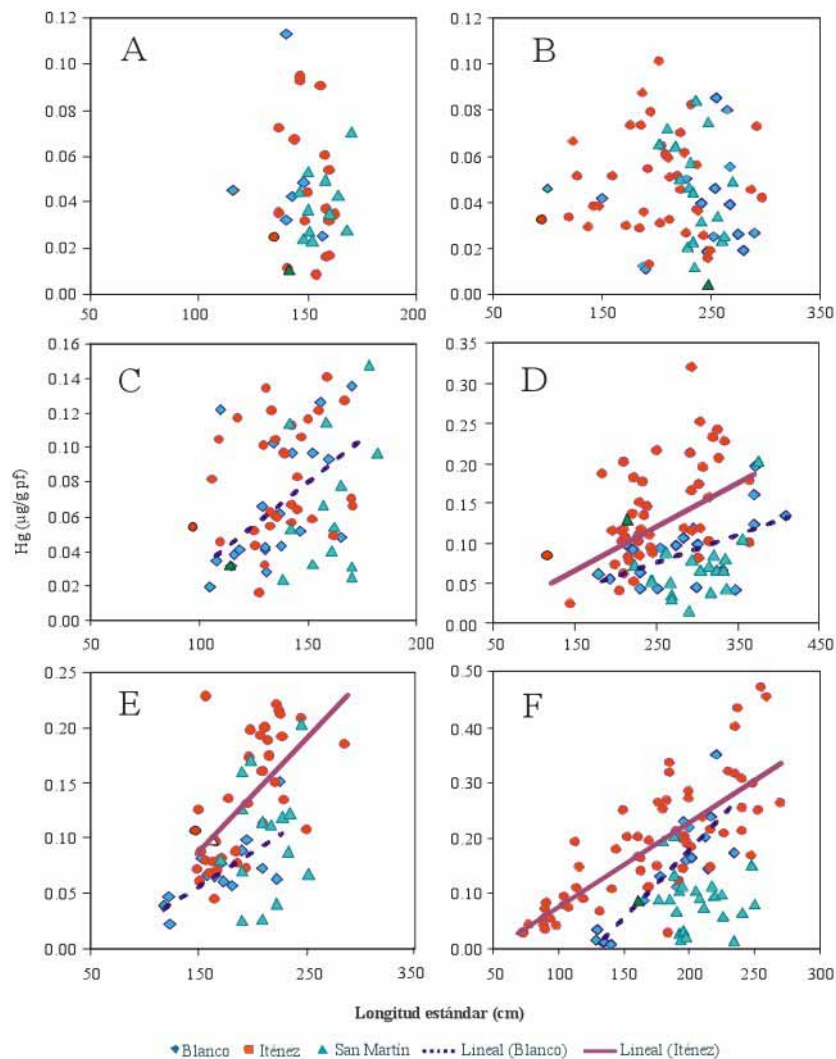


Figura III 2- Patrones de bioacumulación en peces de los ríos Iténez (círculos), Blanco (rombos) y San Martín (triángulos). A) *Curimatella cf. alburna*, B) *Piado del campo* (*Schizodon fasciatus*), C) *Sardina* (*Triportheus angulatus*), D) *bentón* (*Hoplias malabaricus*), E) *Pez cachorro* (*Acestrorhynchus altus*) y F) *Piraña roja* (*Pygocentrus nattereri*).

III.3.2- Relación de las concentraciones de mercurio y el isótopo de nitrógeno estable en 6 especies

La cantidad relativa de isótopo estable de nitrógeno ($\delta^{15}\text{N}$) es un indicador de la posición trófica de los individuos y de la estructura trófica de una comunidad (en especial del largo de la cadena alimenticia). El ^{15}N es biomagnificable, es decir que su concentración incrementa de un nivel trófico inferior a otro superior (Vander Zanden & Fetzer 2007). Para los peces amazónicos, Jepsen & Winemiller (2002) estiman que la tasa de ^{15}N incrementa de 2.8‰ entre dos niveles tróficos sucesivos, esa tasa es conocida como el factor de enriquecimiento del nitrógeno.

La relación entre las tasas de ^{15}N y las concentraciones de mercurio es un indicador de la influencia del nivel trófico, de una población o de un individuo, sobre el mercurio en los organismos vivos (Bowles *et al.* 2001). En las seis especies estudiadas se determinó que predomina la ausencia de relación entre estas dos variables y este tipo de relación es frecuentemente reportada en peces (Bowles *et al.* 2001, Da Silva *et al.* 2005) y sugiere que las diferencias de posición trófica entre individuos de una misma población no es lo suficiente alta como para explicar las diferencias en las tasas de mercurio. Sin embargo, la población de piraña roja (*P. nattereri*) del río San Martín y la población de bentón (*H. malabaricus*) del río Iténez presentan una relación linear positiva entre estas variables (Figura III.3). En el río Tapájos (Brasil), se ha reportado que la piraña roja presenta un patrón linear positivo (Da Silva *et al.* 2005), lo que podría encontrarse relacionado con los hábitos omnívoros y el oportunismo alimenticio de la especie, que podría determinar un cambio en las fuentes de alimento que consume a medida que crece. En nuestro estudio sólo se presentó esta relación en la población del río San Martín. En el caso del bentón es la primera vez que se reporta este tipo de patrón y no es posible indagar acerca de sus causas.

Como en el caso de los patrones de bioacumulación (Hg vs. tamaño), el número de individuos incorporados en el análisis puede ser determinante para la detección de patrones significativos y robustos. Pérez (2008) utilizando un menor número de individuos (14 individuos, submuestro de los datos presentados en este informe), observó una relación positiva para esta especie en la población del río San Martín, que no se observa con la inclusión de individuos adicionales. Eso indica que se necesita un enfoque de investigación sobre el número de individuos mínimo a incluir para asegurar que los patrones observados sean robustos y no factuales. También estimamos que la implementación de test de permutación (confrontación del patrón observado a otros generados aleatoriamente) podría ser de utilidad para asegurar las pertinencias de los patrones observados.

En las especies que presentaron relación linear positiva entre el mercurio y el $\delta^{15}\text{N}$ se realizó correcciones de las tasas de mercurio para eliminar el efecto de los cambios en la posición trófica de la especie.

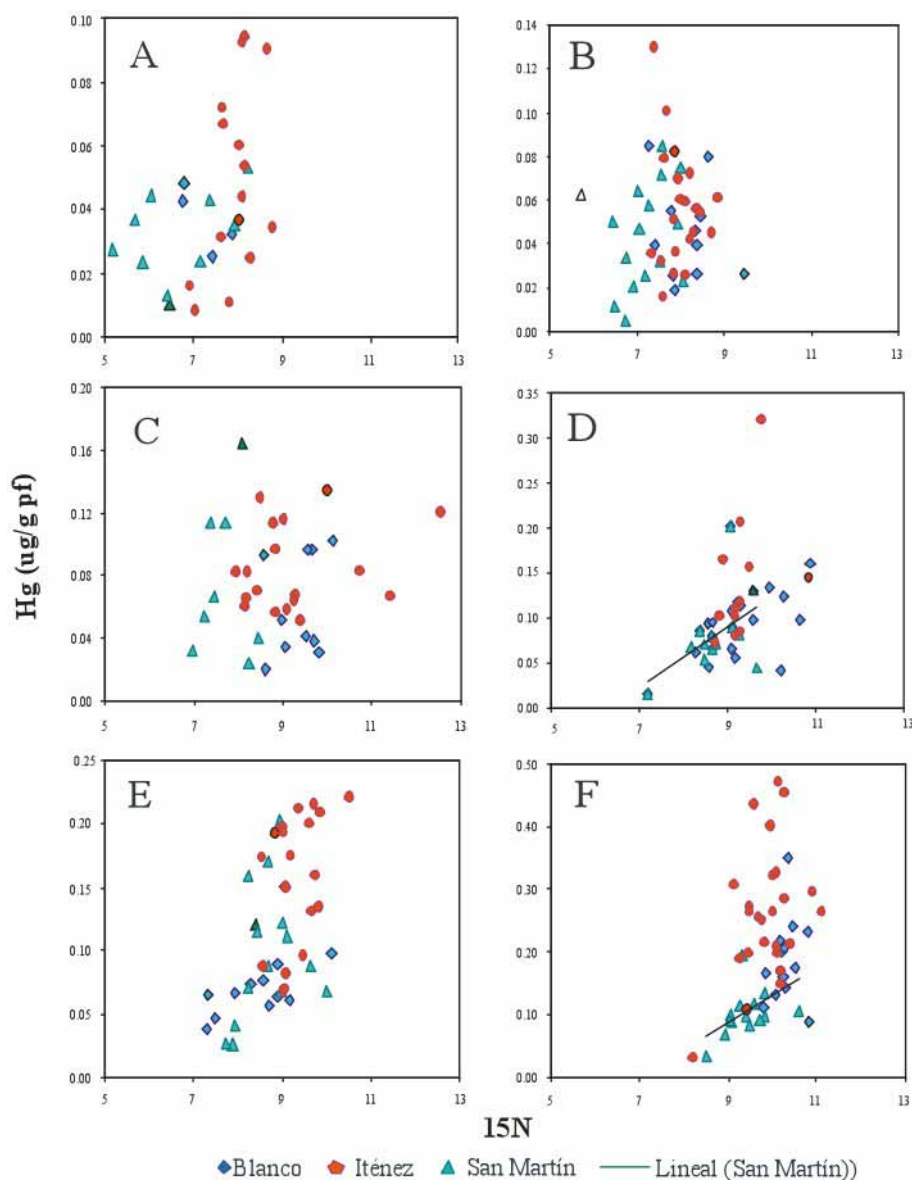


Figura III.3- Relación entre $\delta^{15}N$ y concentración de mercurio en peces de los ríos Iténez (círculos), Blanco (rombos) y San Martín (triángulos). A) Curimatella cf. alburna, B) Piao del campo (Schizodon fasciatus), C) Sardina (Triportheus angulatus), D) bentón (Hoplias malabaricus), E) Pez cachorro (Acestorhynchus altus) y F) Piraña roja (Pygocentrus nattereri).

III.3.3- Comparación de las concentraciones de mercurio en los ríos Iténez, Blanco y San Martín

En general y para las seis especies estudiadas, los peces del río Iténez presentan mayores concentraciones de mercurio que los dos ríos de la zona de referencia natural (Figura III.4). Las menores concentraciones de mercurio varían entre los ríos de referencia, lo que indica que es posible que la alimentación de estas especies en estos dos ríos sea diferente en relación a la disponibilidad de alimento en cada uno. En el caso del Iténez, las mayores concentraciones pueden estar relacionadas con el impacto antrópico que se ejerce en la zona (agricultura, ganadería y minería, entre otros).

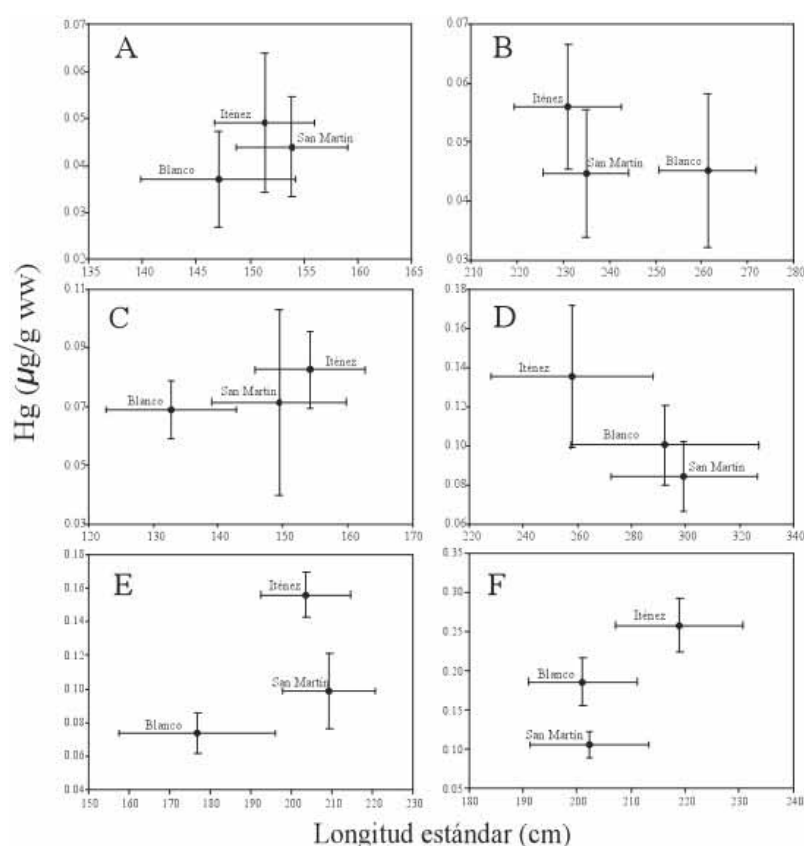


Figura III 4- Comparación de las tasas de mercurio corregido de seis especies en la cuenca del río Iténez A) *Curimatella cf. alburna*, B) *Piado del campo (Schizodon fasciatus)*, C) *Sardina (Triportheus angulatus)*, D) *bentón (Hoplias malabaricus)*, E) *Pez cachorro (Acestorhynchus altus)* y F) *Piraña roja (Pygocentrus nattereri)*. Las líneas horizontales representan la variabilidad del error estándar de la longitud estándar y las líneas verticales representan la variabilidad del 1.96 de error estándar de las tasas de mercurio corregidas.

III.3.4- Biomagnificación

La biomagnificación del mercurio es el incremento de las concentraciones de mercurio entre niveles tróficos (Stiling 1999). En este estudio, fue determinada a partir de las medias de mercurio, corregido por la longitud estándar y las tasas de ^{15}N , de los seis gremios tróficos en los que se incluyen las 33 especies estudiadas.

La tendencia de biomagnificación muestra un incremento entre niveles tróficos de las tasas de mercurio con alguna variabilidad en el orden de aparición de los gremios tróficos entre el río Iténez y los dos ríos de referencia (Figura III.5). Esta variabilidad posiblemente esté relacionada con la composición específica y el número de individuos por especie de los gremios tróficos en cada río. Sin embargo los peces con hábitos alimenticios no carnívoros se ubican en la parte baja de la relación; mientras que los carnívoros están en la zona superior. En general este tipo de tendencia es altamente aceptada en los estudios de mercurio en peces Amazónicos y del mundo (Boischo *et al.* 1995, Lebel *et al.* 1997, Castilhos & Bidone 2000).

Los peces zooplanctívoros presentan concentraciones de mercurio altamente variables entre los tres ríos, este grupo está formado por tres individuos en el Iténez y seis individuos en la zona de referencia (dos en el río Blanco y cuatro en el San Martín), por lo que sus concentraciones pueden no ser representativas del estado de contaminación de estos peces en los diferentes ríos.

En general la tendencia de biomagnificación encontrada en el río Iténez se caracteriza por presentar valores de mercurio más elevados que en los ríos de referencia, y en el río San Martín estas concentraciones son inferiores para todos los gremios tróficos.

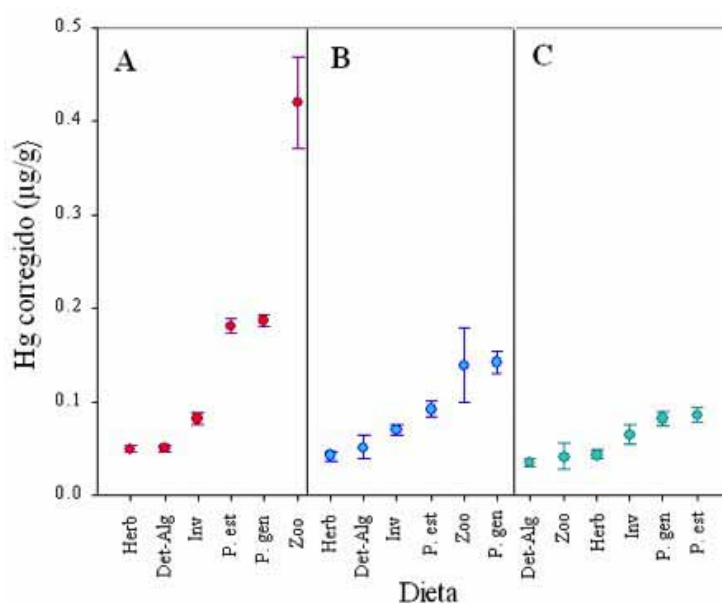


Figura III 5- Biomagnificación del mercurio en relación a seis gremios tróficos de peces (según Pouilly et al. 2004. A) río Iténez, B) río Blanco y C) río San Martín. La concentración de mercurio de los peces zooplanctívoros ha sido determinada a un reducido número de individuos por lo que los valores pueden no ser representativos del gremio.

III.3.5- Factor de biomagnificación, largo de cadena y factor de contaminación

El factor de biomagnificación del mercurio se calculó como la diferencia de promedio de tasa de mercurio entre el primer (detritívoro) y último (piscívoro) gremio trófico de cada río. El río Iténez presentó un valor de 8.5; mientras que los ríos de referencia presentaron valores inferiores a 3.5 (3.4 en el río Blanco y 2.4 en el río San Martín).

Existe una hipótesis que plantea que la biomagnificación del mercurio es dependiente del largo de cadena, prediciendo que mientras más larga es la cadena, mayor es la cantidad de mercurio que los individuos de los gremios tróficos superiores asimilan por vía oral. El largo de cadena es menor en el río Iténez (2.66) que en los ríos Blanco y San Martín (2.79 en el Blanco y 2.98 en el San Martín). Por lo tanto el río Iténez debería tener un factor de biomagnificación menor a los dos otros ríos, lo que es contradictorio con las tendencias observadas. Consideramos en este caso, que la relación entre los valores del factor de biomagnificación y largo de cadena es un buen indicador de la

contaminación y la denominamos “factor de contaminación”. El río Iténez presenta un factor de contaminación significativamente superior (3.2) a los encontrados en los dos ríos de la zona de referencia (1.2 en el río Blanco y 0.81 en el río San Martín).

Estos resultados permiten inferir que la actividad antrópica (agrícola, ganadera y minera principalmente) que aportan altas tasas de sedimentos a las aguas de este río (parte II), determinan un incremento en las concentraciones de mercurio de los peces. Esto puede ser corroborado por los resultados encontrados en la zona de referencia en la que los dos ríos que se consideraron difieren principalmente en sus cargas sedimentarias, siendo el río con mayor carga de sedimentos (río Blanco) el que presenta peces con mayores concentraciones de mercurio. En otros trabajos comparativos entre ríos de diferentes calidades de agua en la cuenca Amazónica, se ha encontrado que la actividad antrópica determina un incremento en las concentraciones de mercurio en peces (Kering & Malm 1991). En otros casos, aunque no realizan trabajos comparativos que relacionan las actividades antrópicas con las concentraciones de mercurio en peces, se ha encontrado que bajo condiciones naturales los ríos con bajas cargas sedimentarias suelen presentar comunidades de peces con menor tasa de mercurio (Maurice-Bourgoin & Quiroga 2002, Lopez 2005).

III.3.6- Especies comerciales

Se estudiaron ocho especies comerciales, de las cuales el surubí (*Pseudoplatystoma fasciatum*), tucunaré (*Cichla monoculus*), la piraña roja (*Pygocentrus nattereri*) y el benton (*Hoplias malabaricus*), las cuales se encuentran bien representadas en los diferentes sectores del Iténez; el pacú (*Colossoma macropomum*), el general (*Phractocephalus hemiliopterus*), la corvina (*Plagioscion squamosissimus*) y el pintado/chanquina (*Pseudoplatystoma tigrinum*) solo fueron capturadas en una de las zonas estudiadas (Iténez o referencia). Este análisis se basó sobre las concentraciones de mercurio cuantificadas en laboratorio y en los casos que fue necesario corregidas por el tamaño (LS) y los cambios de posición trófica (^{15}N) (Tabla III.2 en anexo).

Las tasas de mercurio de todos los sectores del río Iténez se encuentran por encima de la zona de referencia, siendo significativa en los casos del bentón y la piraña roja (Figura III.6). Las tasas de mercurio entre sectores del Iténez en general disminuyen desde el sector del Alto Iténez hacia Remanso, Mategua y Versalles, a excepción de la población de tucunaré en Versalles que presenta tasas de mercurio elevadas; esto puede deberse al reducido número de individuos (cinco) y queda entonces por confirmar. El área de influencia de la contaminación por el mercurio empleado en la amalgamación y los sedimentos removidos en las minas auríferas puede alcanzar 150 Km² (Roulet 2001). Aunque este impacto no ha sido probado en peces, nuestros resultados podrían interpretarse, por lo menos parcialmente como un indicio del efecto de la mina de San Simón sobre las concentraciones de mercurio en los peces. Siguiendo esta área de influencia, la mina de San Simón podría tener efectos hasta la población de Mategua; sin embargo en la zona de Versalles se encuentran tasas de mercurio incluso superiores a las encontradas en la zona de Mategua, lo que

sugiere que en este caso existen otros factores como la entrada de sedimentos desde las cuencas brasileras degradadas por la deforestación pueden estar jugando un rol en la concentración de mercurio en peces.

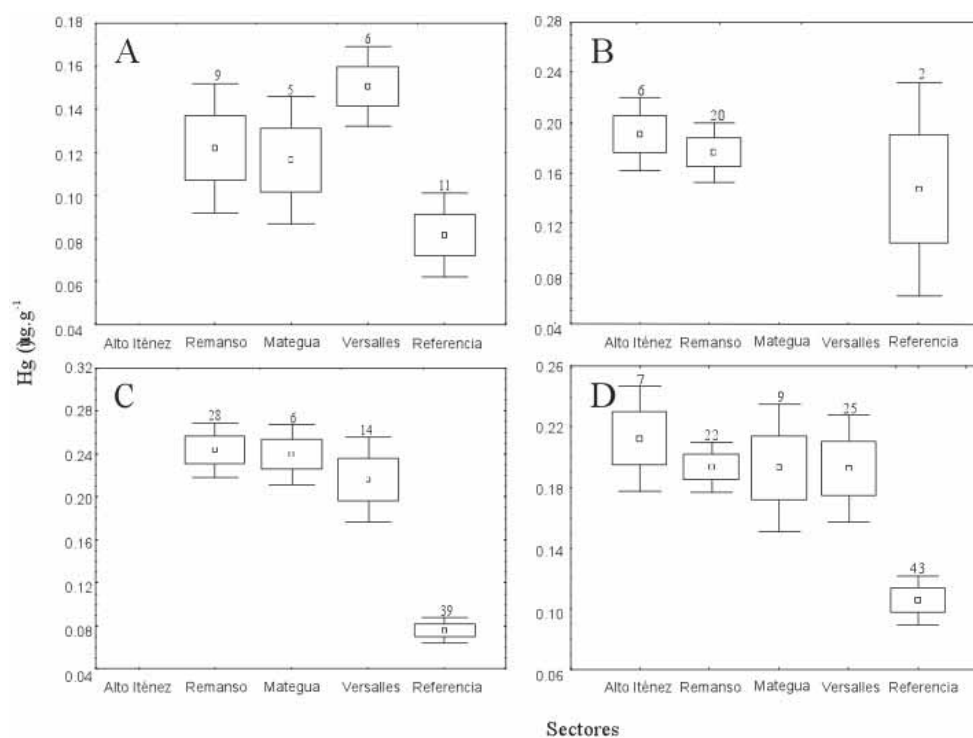


Figura III 6- Concentraciones de mercurio para cuatro especies de peces comerciales en diferentes sectores del río Iténez (Alto Iténez, Remanso, Mategua y Versalles) y de una zona de referencia natural (Bella Vista). A) *tucunaré* (*Cichla monoculus*), B) *surubí* (*Pseudoplatystoma fasciatum*), C) *bentón* (*Hoplias malabaricus*) y D) *piraña roja* (*Pygocentrus nattereri*). Los cuadrados pequeños representan la media, los cuadrados más grandes representan la desviación estándar y las líneas representan 1.96 del error estándar. El número de individuos está indicado encima de cada cuadrado. Las concentraciones de mercurio de la zona de referencia se encuentran por debajo de las concentraciones de los diferentes sectores del Iténez.

La bioacumulación del mercurio en relación al tamaño de los individuos es preocupante debido que implica que mientras más grandes son los organismos mayor es su tasa de mercurio, y éstos son los más apreciados tanto para el consumo como para la comercialización. Otro factor de preocupación es la ubicación trófica de estas especies. La mayor parte de las especies comerciales son de hábitos alimenticios carnívoros (Pouilly *et al.* 2004), a excepción del pacú, lo que determina que sus tasas de mercurio se encuentren por encima de las demás especies omnívoras o piscívoras. Estos dos factores: tamaño y ubicación trófica de estas especies influyen en las tasas de mercurio que las poblaciones humanas asimilan, dado que el mercurio contenido en el alimento es de fácil asimilación para los seres humanos. Por lo tanto se puede concluir que, aunque los valores encontrados en las poblaciones del Iténez se encuentran por debajo del límite de riesgo (Parte IV), las poblaciones ribereñas del río Iténez están expuestas a contaminación por mercurio y que ésta debería ser monitoreada.

III.4- Conclusiones

Los patrones de bioacumulación en todas las poblaciones estudiadas son de tipo neutro y linear positivo. El patrón neutro implica que el tamaño de los organismos no determina el contenido de mercurio en peces, y el patrón lineal positivo determina un incremento en las tasas de mercurio de los organismos a medida que estos son más grandes. La influencia de la posición trófica de los organismos sobre las tasas de mercurio es evidente en aquellas especies que presentan una relación linear entre las tasas de ^{15}N y las concentraciones de mercurio en una población. Las relaciones lineares de bioacumulación, así como entre el ^{15}N y el mercurio son más frecuentes en especies de hábitos alimenticios carnívoros. Sin embargo en las poblaciones que presentan relaciones lineares es necesario excluir su efecto para poder realizar comparaciones entre poblaciones de diferentes especies o diversas procedencias.

Las concentraciones de mercurio en cualquier población de peces del río Iténez son superiores a las encontradas en la zona de referencia, lo cual no se encuentra determinado por la biomagnificación ni el largo de cadena alimenticia. La tendencia de la biomagnificación es similar y positiva para los tres ríos y muestra que las especies con hábitos alimenticios no carnívoros presentan menores tasas de mercurio que aquellas que consumen algún tipo de proteína animal en su dieta. Sin embargo el factor de biomagnificación del mercurio entre especie de bajo y alto nivel trófico, es mayor en el río Iténez en relación a los otros dos ríos en la zona de referencia. Por otro lado, el largo de cadena alimenticia (determinado por la diferencia de ^{15}N entre especie de bajo y alto nivel trófico) es inferior en el río Iténez en relación a los ríos Blanco y San Martín. La hipótesis es que a menor largo de cadena la biomagnificación del mercurio debería ser inferior, lo no se observa en los ríos estudiados, sugiriendo la contaminación del río Iténez. Las altas tasas de mercurio encontradas en los peces del río Iténez no son naturales y probablemente están influenciadas por la actividad antrópica, principalmente la deforestación y la minería que impactan esa cuenca. Para cuantificar esa contaminación propusimos un factor de contaminación que relaciona la biomagnificación del mercurio con el largo de cadena.

Las especies comerciales presentan altas tasas de mercurio, debido a que en general son de hábitos alimenticios carnívoros lo que las coloca en la cima de la cadena alimenticia y por lo tanto en la parte superior de la tendencia de la biomagnificación. Además los individuos de mayor tamaño son apreciados para el consumo lo que se encuentra influenciado por los patrones de bioacumulación lineares positivos propios de especies carnívoras, reportado en este estudio para varias de las poblaciones de especies comerciales (a excepción de las poblaciones del río San Martín).

Por otro lado, las tasas de mercurio en peces a lo largo del río Iténez, mostró una tendencia a disminuir las concentraciones de mercurio a medida que los puntos de muestreo se alejan de la mina (alto Iténez), sin embargo estos aparentes valores elevados en la zona del alto Iténez no pueden ser simplemente atribuidos al efecto de la mina San Simón debido a que en la zona de Versalles (alejada

de la supuesta área de influencia de una mina de 150 Km) las concentraciones de mercurio, en algunos casos son mayores a las de la zona de Mategua que aún se encuentra bajo la zona de influencia. Por lo que en el Iténez las tasas de mercurio en peces podrían encontrarse altamente influenciadas por la agricultura y ganadería, además de la mina de la serranía San Simón.

III.5- Bibliografía

- Bastos W.R., De Almeida R., Dorea J.G. & Barbosa A.C. 2007. Annual flooding and fish-mercury bioaccumulation in the environmentally impacted Rio Madera (Amazon). *Ecotoxicology* 16: 341-346
- Barbosa A.C., De Souza J., Dórea J.G., Jardim W.F. & Fadini P.S. 2003. Mercury biomagnification in tropical black water, Rio Negro, Brazil. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 45: 235-246
- Boischo A.A.P., Henshel D. & Barbosa A.C. 1995. Mercury exposure through fish consumption by the upper Madeira river population, Brazil - 1991. *Ecosystem Health* 1 (3): 177-192
- Bowles K.C., Apte S.C., Maher W.A., Kawei M. & Smith R. 2001. Bioaccumulation and biomagnification of mercury in Lake Murray, Papua New Guinea. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58: 888-897
- Cabana G.Y. & Rasmussen J.B. 2002. Modelling food chain structure and contaminant bioaccumulation using stable nitrogen isotopes. *Nature* 372: 255 – 257
- Castilhos Z.C. & Bidone E.D. 2000. Hg biomagnification in the ichthyofauna of Tapajós river region, Amazonian, Brazil. *Environmental Contamination and Toxicology* 64: 693-700
- Da Silva D.S., Lucotte M., Roulet M., Poirier H., Mergler D., Santos E.O. & Crossa M. 2005. Trophic structure and bioaccumulation of fish of there natural lakes of the Brazilian Amazon. *Water, Air, and Soil Pollution* 165: 77-94
- Deza N.E.A. 1997. Mercury accumulation in fish from Madre de Dios, a gold mining area in Amazon basin, Peru. Thesis for master of science. Oregon State University. pp: 34
- Dorea J.G., Barbosa A.C. & Silva G.S. 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
- Hylander L.D., Pinto F.N., Guimarães, J.-R.D., Meili M., Oliveira L.J. & de C. e Silva E. 2000. Fish mercury concentration in the Alto Pantanal, Brazil: influence of season of and water parameters. *The Science of Total Environment* 261: 9-20
- Jepsen D.B. & Winemiller K.O. 2002. Structure of tropical river food webs revealed by isotope ratios. *Oikos* 96(1): 46-55
- Kehring H. & Malm O. 1999. Methylmercury in fish as tool for understanding the Amazon mercury contamination. *Applied Organometallic Chemistry* 13: 689-696
- Lacerda L.D., Bidone E.D., Guimarães A.F. & Pfeiffer W.C. 1994. Mercury concentration in fish from the Itacaiúnas-Parauapebas River system, Carajás region, Amazon. *An. Acad. Bras.* 66 (3): 373-379
- Lebel J., Roulet M., Mergler D., Lucotte M. & Larribe F. 1997. Fish diet and mercury exposure in riparian Amazonian population. *Water, Air and Soil Pollution* 97: 31-44
- 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 Magíster of Scientiae en Ecología y Conservación. Universidad Mayor de San Andrés. pp.: 85-89
- Maurice-Bourgoin L. & Quiroga I. 2002. Total mercury distribution and importance of the biomagnification process in rivers of the Bolivian Amazon. *The Ecohydrology of South American Rivers and Wetlands* 6: 49-67
- Moreno D. 2003. *Toxicología Ambiental: Evaluación de riesgo para la salud humana*. Ed. McGraw-Hill/Interamericana. España. pp. 214– 220.
- OMS. 1990. Methylmercury. *Environmental health Criteria* 101. Organización Mundial de la Salud. Geneva
- Pérez R.T. 2008. Bioacumulación y biomagnificación del mercurio en peces de la Cuenca del Iténez (Bolivia). Tesis de Magíster of Scientiae en Ciencias Ambientales. Universidad Mayor de San Simón. pp.: 1-90

- Pouilly M., Yunoki T., Rosales C. & Torres L. 2004. Trophic structure of fish assemblages from Mamoré river floodplain lakes (Bolivia). *Ecology of freshwater Fishes* 13: 245-257
- Roulet M. 2001. Le mercure: son cycle biogéochimique et sa répartition aux échelles planétaire et amazonienne. En: Carmouze J.P., Lucotte M. & Boudou A. (Eds). *Le mercure en Amazonie: Rôle de l'homme et de l'environnement, risques sanitaires*. IRD éditions. Paris. Francia. pp. 81-120
- Stiling P. 1999. *Ecology: theories and applications*. Prentice Hall. Upper Saddle River. 3ra Ed. New Jersey. USA. pp. 519-539
- Uryu Y., Malm O., Thornton I., Payne I. & Cleary D. 2001. Mercury contamination of fish and its implications for other wildlife of the Tapajos basin, Brazilian Amazon. *Conservation Biology* 15 (2): 438-446
- Vander Zanden M.J., Cabana G. & Rasmussen J.B. 1997. Comparing trophic position of freshwater fish calculated using stable nitrogen isotope ratios ($\delta^{15}\text{N}$) and literature dietary data. *Can. J. Aquat. Sci.* 54: 1142-1158
- Vander Zanden M.J. & Fetzer W.W. 2007. Global patterns of aquatic food chain length. *Oikos* 116: 1378-1388

Tabla III.2- Análisis de regresión lineal múltiple de las concentraciones de mercurio $[Hg]_c$ por la longitud estándar (LS), el $\delta^{15}N$ de 21 especies de peces colectados en los ríos Iténez, Blanco y San Martín. El modelo utilizado es de tipo $[Hg]_c = \alpha LS + \gamma \text{Log}(15N) + b$. Los coeficientes α y γ asociados a cada variable así que el valor de intercepto b son inscritos en la tabla cuando son significativos.

Dieta/Especie	Río	n	α	γ	b	Prob	R2
Detritívoros - Alguívoros							
<i>Curimatella cf. alburna</i>	Blanco	6				pocos individuos	
	Iténez	18				n/s	
	San Martín	12				n/s	
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	Iténez	10				n/s	
<i>Potamorhina latior</i>	San Martín	3				pocos individuos	
<i>Psectrogaster essequibensis</i>	Iténez	39				n/s	
<i>Psectrogaster rutiloides</i>	San Martín	1				pocos individuos	
Herbívoros							
<i>Colossoma macropomum</i>	Blanco	4				pocos individuos	
	Iténez	1				pocos individuos	
<i>Schizodon fasciatus</i>	Blanco	16				n/s	
	Iténez	40				n/s	
	San Martín	18				n/s	
Invertívoros							
<i>Bryconops sp.</i>	Blanco	1				pocos individuos	
<i>Triportheus angulatus</i>	Blanco	21	0,0010		-0,072	0,01	0,30
	Iténez	32				n/s	
	San Martín	14				n/s	
Zooplancívoros							
<i>Hypophthalmus edentatus</i>	Blanco	2				pocos individuos	
	Iténez	3				n/s	
<i>Hypophthalmus marginatus</i>	San Martín	4				n/s	
Piscívoros estrictos							
<i>Acestrorhynchus altus</i>	Blanco	14	0,0006		-0,036	0,04	0,34
	Iténez	37	0,0010		-0,065	>0,0001	0,39
	San Martín	16				n/s	
<i>Acestrorhynchus microlepis</i>	San Martín	4				pocos individuos	
<i>Ageneiosus brevifilis</i>	Iténez	1				pocos individuos	
<i>Cichla pleiozona</i>	Iténez	20	0,0004		-0,012	0,002	0,44
	San Martín	11				n/s	
<i>Hoplias malabaricus</i>	Blanco	20	0,0003		-0,004	>0,0001	0,45
	Iténez	48	0,0016	0,298	-0,668	>0,0001	0,38
	San Martín	19				n/s	
<i>Phractocephalus hemiliopterus</i>	Iténez	9	0,0006		-0,213	>0,0001	0,60
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	Blanco	10				n/s	
	Iténez	2				pocos individuos	
Piscívoros generalistas							
<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>	Blanco	1				pocos individuos	
	Iténez	28	0,0004		-0,035	>0,001	0,66
	San Martín	1				pocos individuos	
<i>Pseudoplatystoma tigrinum</i>	Iténez	5				pocos individuos	
<i>Pygocentrus nattereri</i>	Blanco	18	0,0024		-0,299	>0,0001	0,86
	Iténez	64	0,0150		-0,078	>0,0001	0,63
	San Martín	25		0,4143	-0,822	0,04	0,28

PARTE IV

Exposición humana al mercurio en los Municipios de Baures y Magdalena, río Itenez 2007.

Pamela Paco, Flavia Barbieri, Jean Louis Duprey Jacques Gardon & Marc Pouilly

IV.1- Introducción

El mercurio, un agente contaminador mundial transportado por aire y agua a través del planeta, plantea un reto a la salud mundial. Por un lado el mercurio es reconocido como uno de los más peligrosos contaminantes del ambiente. Por otro lado el pescado es a la vez un alimento muy nutritivo y uno de los principales vehículos para la transmisión del mercurio a los humanos en su forma orgánica, el metilmercurio (Fillion *et al.* 2007). Estudios recientes parecen indicar que el mercurio tal vez carezca de umbral por debajo del cual no se producen efectos adversos (OMS 2005).

Alrededor de 2000 toneladas de Mercurio (Hg) se han utilizado para la amalgamación del oro en las mineras auríferas del Amazonas desde hace 20 años. La mayor parte de este mercurio se deposita en los sistemas acuáticos por vías atmosféricas o acuáticas. Estos han sido sujeto de oxidación y metilación bajo condiciones favorables encontradas en el agua y sedimento de los ríos de la región y como resultado, las poblaciones que viven a orillas de estos ríos han sido contaminadas con mercurio a través del consumo de pescado (Barbosa *et al.* 1997).

Bolivia es un país tradicionalmente minero. Desde la época de los Incas la minería siempre ha sido una de las principales actividades económicas del país. La serranía de San Simón, zona minera aurífera, se encuentra en la parte oriental de Bolivia, al sureste del departamento del Beni (provincia Iténez). Esta serranía es explotada por ingenios y mineros independientes desde 1742. Las actividades mineras de exploración y extracción por los concesionarios y la Sociedad Minera de San Simón se llevan a cabo sin ninguna licencia ambiental (Hentschel *et al.* 2000). La contaminación por mercurio es provocada por alrededor de 500 pequeños mineros que emiten aproximadamente 15 toneladas de mercurio por año. Los desechos mercuriales son vertidos en lechos de los arroyos que desembocan en el río Iténez y por consiguiente a las comunidades aledañas de los municipios de Baures y Magdalena, que se alimentan principalmente de los peces del río Iténez y consumen su agua, motivos suficientes para pensar que existe una exposición al mercurio.

Existen solamente cuatro estudios realizados en Bolivia, para la determinación de niveles de exposición de mercurio en personas, dichos estudios se realizaron en el Amazonas, en aguas de los ríos Beni y Madera (Barberi 2006). Los resultados de estos estudios difieren en forma significativa, pese a que las poblaciones de estudio compartían características similares de explotación de oro aluvial y consumo de pescado. Mientras que en la cuenca alta y baja del río Beni se encontraron niveles de exposición por encima del estándar, en la cuenca baja (cerca de la frontera con el Brasil), los valores se mantuvieron por debajo de los límites recomendados (Barberi 2006). Este hecho ha generado una reciente preocupación por parte de diferentes organizaciones en conocer con certeza si las grandes emisiones de mercurio desechadas por las empresas mineras, provocan daños en el ambiente y la salud de las personas.

Considerando la capacidad de las plantas en San Simón se ha visto importante determinar si existe una exposición importante de mercurio en las comunidades ribereñas del río Iténez, a fin de tomar decisiones importantes para el normal desarrollo de las comunidades afectadas. El objetivo de este estudio es de realizar una estimación preliminar de los niveles de mercurio en los cabellos de los pobladores de cinco comunidades cercanas al río Iténez, a la mina San Simón y a media de comparación en comunidades cercanas a afluentes menos intervenidos que el río Iténez (ver introducción pagina 1).

IV.2- El mercurio

IV.2.1- Propiedades

El mercurio es un metal que se genera de manera natural en el medio ambiente y presenta una gran variedad de formas. En su forma pura, se le conoce como mercurio metálico o elemental (Hg^0). Es un metal blanco plateado brillante, que se utiliza por ejemplo en termómetros y en interruptores eléctricos. A temperatura ambiente, y si no está encapsulado, el mercurio metálico se evapora parcialmente, formando vapores de mercurio incoloros e inodoros.

El mercurio puede enlazarse con otros compuestos, como mercurio monovalente o divalente (Hg (I) y Hg (II) o Hg^{2+} , respectivamente). A partir del Hg^{2+} , se pueden formar muchos compuestos orgánicos e inorgánicos. Algunos de estos compuestos inorgánicos, como el cloruro de mercurio (HgCl_2) son lo bastante volátiles para existir como gas atmosférico. La solubilidad en agua y reactividad química de estos gases inorgánicos de mercurio hacen que su deposición de la atmósfera sea mucho más rápida que la del mercurio metálico. Esto significa que la vida atmosférica de los gases de mercurio divalentes es mucho más corta que la del gas de mercurio metálico. Cuando el mercurio se combina con carbono, se forman compuestos orgánico, siendo el metilmercurio, el más conocido de todos.

IV.2.2- Exposición Ocupacional al Mercurio

Las primeras descripciones del efecto tóxico del sulfuro de mercurio, que se utilizaba como pigmento rojo para la ilustración de textos, datan de la Edad Media. Los sombrereros, desde el siglo XVI hasta principios del siglo XX, sufrieron la toxicidad del nitrato de mercurio, que se empleaba para la fabricación del terciopelo a partir de pelo de conejo que dio lugar al llamado eretismo mercurial.

Actualmente el mercurio se emplea con profusión en la industria y la agricultura, conociéndose al menos 70 tipos de trabajos que conllevan exposición a dicho metal. Existen fuentes de contaminación que suponen un factor de riesgo para los trabajadores: la exposición de los obreros en las fábricas de sodio y cloro, o en la fabricación de termómetros, barómetros, termostatos, trompas de vacío, tubos fluorescentes, lámparas de mercurio y baterías secas de larga duración; en la industria de pinturas (pigmento rojo), catalizadores, síntesis del ácido acético o en las de detonantes de cartuchos, donde se utiliza fulminato de Hg muy absorbible.

En el medio industrial es rara la aparición de intoxicaciones agudas y subagudas por mercurio, es más frecuente la intoxicación crónica (hidrargirismo o mercurialismo). La manera insidiosa en que se manifiesta la intoxicación crónica, y la pobre sintomatología en periodos iniciales dan como resultado lesiones irreversibles de pobre respuesta a los tratamientos aplicados hasta la fecha. La exposición más común al mercurio en el trabajo es por inhalación de vapores de mercurio (OMS 2005) como en el caso de los garimperos que utilizan técnicas artesanales de amalgamación para se extraer el oro.

Para el mercurio líquido, la inhalación es la vía de exposición que plantea el mayor riesgo para la salud (OMS 2005). Los derrames de mercurio, que por más mínimos que sean (rotura de termómetros por ejemplo), pueden contaminar el aire de espacios cerrados por encima de los límites recomendados y tener consecuencias graves para la salud.

En cada empresa o puesto de trabajo se debe tomar en cuenta que la “Prevención Global e Integrada” enmarca el clásico binomio puesto de trabajo-trabajador en un entorno más amplio, que incluye: el área de actividad (mina, planta metalúrgica, fábrica, etc.), la empresa en su totalidad y el entorno socioeconómico y geográfico donde se halla ubicada la compañía, éste para un mejor cuidado de la salud de los trabajadores y por ende un mejor desempeño (Canno 2001).

IV.2.3- Fuentes y ciclo del mercurio

El mercurio terrestre tiene un origen magmático, que emana como producto de desgasificación a lo largo de fallas profundas. De este modo, el mercurio inicia su ciclo geoquímico pasando a la corteza terrestre y de ésta al aire, al agua y suelos, para pasar posteriormente a las plantas y a los animales y, por último, al hombre. Es así que la humanidad vive en un entorno que siempre ha contenido mercurio.

Las fuentes naturales de mercurio aportan al ciclo global del mercurio unas 50.000 toneladas de metal por año. Sin embargo actualmente los dos tercios de mercurio emitido hacia la atmósfera son de origen antropogénico y los depósitos atmosféricos de mercurios han triplicado en los últimos 150 años. Las fuentes antropogénicas se pueden considerar en dos grupos:

- las fuentes constituidas por la producción de mercurio procedente de las explotaciones mineras y las reservas de algunos países, la combustión de carbones, los vertidos industriales y por las alcantarillas;
- las fuentes secundarias que engloban el mercurio procedente del desmantelamiento de plantas cloro cáustico, recuperación de residuos diversos y la metalurgia de otros metales. Se debe citar dentro de éstas, la utilización del mercurio como fungicida, herbicida y conservante de semillas en agricultura; las papeleras, la industria electroquímica, su uso en pinturas y pilas, la industria de los catalizadores.

El mercurio puede entrar al ciclo del agua por el ciclo atmosférico (combustión de carbones en la atmósfera por ejemplo) que se finaliza por una deposición en los suelos o directamente en el agua. También puede entrar directamente, mediante el vertido de residuos industriales o domésticos (alcantarillado) a los ríos y mares. Por último, debido al uso agrícola del mercurio y a su presencia natural, está presente como contaminante del suelo. En el agua el mercurio divalente (Hg^{2+}) puede ser bioacumulado directamente por los peces o bien seguir un proceso de biotransformación, realizado por microorganismos acuáticos, dando lugar a dos especies orgánicas: el dimetilmercurio volátil, que se recicla a la atmósfera, y el metilmercurio, que se bioacumula en los organismos, y por tanto es incorporado a las cadenas tróficas (Lebel 1997, Barbosa *et al.* 1997, Soares de Campos *et al.* 2002, entre otros) a lo largo de las cuales se biomagnifica (ver parte III).

IV.2.4- Absorción y excreción

Las vías de entrada del mercurio al organismo humano son:

a) *Vía Respiratoria* (absorción por inhalación). No es frecuente la absorción de los metales en estado de gas o vapor excepto para el caso del mercurio, siendo probablemente el único caso en que la exposición a este metal en su forma elemental es de importancia en la práctica (Canno 2001). En toxicología ocupacional esta es la vía más importante (OMS 2005).

b) *Vía Digestiva*. El mercurio se absorbe muy poco en el tracto gastrointestinal, probablemente en cantidades inferiores al 0,01%. La absorción por esta vía de los compuestos inorgánicos de mercurio (insolubles) es del 7% con valores comprendidos entre el 2% y el 15% dependiendo de la solubilidad del compuesto ingerido. En Salud Pública, esta vía de absorción es la que tiene mayor importancia, ya que el aporte de mercurio (metilmercurio) a la población no expuesta por su tipo de ocupación procede de los alimentos, específicamente del pescado (Olivero *et al.* 2002; Tavares *et al.* 2005).

c) *Vía Cutánea.* Es muy probable que el mercurio elemental pueda atravesar la piel, pero no se dispone en la actualidad de cifras cuantitativas. Es dudoso, sin embargo, que esta vía de absorción juegue un papel importante en comparación con otras. Es también muy probable que el metilmercurio penetre por la piel, se han descrito casos de intoxicación debida a la aplicación local de pomadas conteniendo metilmercurio. No se puede estimar con los trabajos actuales hasta qué punto hay absorción (Canno 2001).

La mayor parte de metilmercurio se excreta por orina, heces y bilis, donde el metilmercurio es eliminado casi en un 90 % en mercurio inorgánico. Diariamente, el 1% del metilmercurio es eliminado por una de estas vías. Su tiempo de eliminación es de aproximadamente 80 días, aunque existen estudios donde se demuestra que su tiempo de eliminación es mucho menor.

IV.2.5- Efectos en la salud

El metilmercurio puede causar principalmente neuroencefalopatía tóxica (parestias, ataxia, espasticidad, temblor intencional, alteraciones del estado mental, defectos de aprendizaje, síntomas neurasténicos, incluyendo una severa forma congénita como consecuencia de exposición prenatal (Dolbec *et al.* 2000, Pinheiro *et al.* 2006). La exposición al metilmercurio se manifiesta con disartria, ataxia y constricción del campo visual. El envenenamiento por mercurio orgánico puede simular la esclerosis lateral amiotrófica e incluso debutar con ella.

El primer síntoma suele ser una serie de parestias 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. Todas las lesiones citadas son irreversibles (Pinheiro *et al.* 2006). Las principales manifestaciones de salud son:

a) Embriopatía por metilmercurio. Se caracteriza por un conjunto de síntomas que pueden observarse en el feto o en el recién nacido, cuando la madre se ha expuesto a cantidades elevadas de metilmercurio durante su embarazo. Puesto que la exposición materna a metilmercurio se da sobre todo a través de consumo de pescado, se recomienda que las mujeres en edad de maternidad no deban consumir más de 350g de pescado a la semana en zonas contaminadas. Se recomienda que mujeres embarazadas no deban estar expuestas en el trabajo a concentraciones en aire de vapor del mercurio mayores de 0,01 mg por metro cúbico, y a compuestos inorgánicos y fenilmercúricos mayores de 0,02 mg por metro cúbico, o a ninguna concentración detectable de metilmercurio. Las anomalías que pueden presentar los niños expuestos *in útero* al metilmercurio son; retraso psicomotor y parálisis cerebral además de otras anomalías.

b) Alteraciones cardiovasculares. Existen varios estudios en los que se ha mencionado que, a mayor ingesta de pescado contaminado con metilmercurio, existe un mayor riesgo de que ese paciente presente infarto de miocardio o patologías vasculares de otro tipo. Sin embargo, todos estos estudios

sustentaron que esta probabilidad de enfermedades cardiovasculares es manifestada en paciente expuestos al metilmercurio desde su gestación “in utero” (Guallar *et al.* 2002). Recientes estudios realizados en personas que consumen gran cantidad de pescado en zonas contaminadas y otras personas que están expuestas en el trabajo, no mostraron ninguna relación entre las enfermedades cardiovasculares y los niveles de mercurio que presentaban. Como conclusión, comentan que a pesar de que la ingesta de pescado y la cantidad de mercurio eran significativas, las patologías cardiovasculares que presentaron algunos pacientes se debían al estilo de vida y no así al mercurio. Sin embargo aún existe el debate sobre los beneficios del pescado como nutriente y cardioprotector, versus pescado con metilmercurio como desencadenante de patologías cardiovasculares.

c) Alteraciones del Sistema Nervioso. Como se citó anteriormente las alteraciones del sistema nervioso se pueden observar en niños y adultos, pero el riesgo es importante en los niños y su desarrollo. Estudios realizados en zonas contaminadas se encontraron grupos de niños previamente expuestos al metilmercurio, con déficit de la motricidad (de acuerdo al nivel de mercurio), y deficiente desenvolvimiento escolar. Este tipo de patologías es mayor en la exposición prenatal, pues la exposición al metilmercurio puede causar daños irreversibles al sistema nervioso central, manifestándose como retraso mental, parálisis cerebral, ceguera, sordera y otros. También se evaluaron actos del cotidiano vivir (vestirse, comer) donde se demostró que el déficit se incrementaba con el tiempo, en otras palabras la exposición al metilmercurio acelera en proceso de envejecimiento relativo en personas jóvenes.

d) Carcinogenicidad. Existen estudios que identificaron la relación entre metilmercurio y cáncer, donde se considera que los compuestos de éste son carcinógenos. La ingestión de alimentos contaminados con metilmercurio han reportado aberraciones cromosomales en los humanos de todas maneras la interpretación de estos estudios es limitada. WHO (1999), reporto al metilmercurio como mutágeno poco potente, pero capaz de causar daños al núcleo y cromosomas en varios sistemas.

IV.2.6- Biomarcadores

Dos de los biomarcadores más estudiados para la exposición al metilmercurio son los cabellos, la sangre y la orina.

a) Niveles de mercurio en sangre. Los niveles de mercurio en sangre son la mejor forma de medir la absorción del vapor del mercurio elemental y del mercurio inorgánico precozmente. La medición de la concentración de mercurio en sangre es el método elegido para la evaluación del mercurialismo. Los niveles normales no sobrepasan 0.1-0.3 µg/dL; las concentraciones de 22µg/dL se asocian con la muerte. La evidencia de irregularidad neurológica generalmente no aparece hasta que las concentraciones de mercurio en sangre sobrepasan las 100 ppb (partes por billón), se sugiere 7.5 ppb como límite superior aceptable para las concentraciones en sangre, para evitar los daños neurológicos.

b) Niveles de mercurio en orina. En los trabajadores de la industria expuestos al mercurio inorgánico, los niveles de mercurio elevados en orina se relacionan con los síntomas neuropsiquiátricos excesivos, niveles elevados en orina de N-acetil- β -D-glucosaminidasa, glutatión peroxidasa y velocidades de conducción motriz media reducidas (Malm *et al.* 1997). Algunos autores piensan en cifras de 300 μg de mercurio en orina recogida en 24 horas, como las característicamente asociadas a signos y síntomas clínicos, aunque otros opinan que la concentración máxima admisible es de 50 $\mu\text{g}/\text{L}$.

c) Análisis del cabello. En contraste con la determinación de metilmercurio por sangre, éste método no invasivo se puede realizar sin supervisión médica. Es utilizado con frecuencia pues se asume que más del 80% del mercurio en cabello se encuentra en forma de metilmercurio. El metilmercurio en cabello da parámetros no solo del nivel de exposición en el ser humano, también se puede precisar el tiempo de exposición, pues el mercurio a tiempo de la formación del cabello, penetra por los capilares dentro de los folículos pilosos (Dolbec *et al.* 2001). El cabello crece a razón de un centímetro por mes y el metilmercurio puede ser recapitulado en cada centímetro de cabello.

IV.2.7- Límites permisibles de mercurio

La Organización Mundial de la Salud (OMS/WHO) y la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO), son los organismos encargados de establecer los límites máximos permitidos de contaminantes, lo que se conoce como la Ingesta Diaria Aceptable (*ADI*). Sin embargo, cada país puede establecer los niveles máximos permitidos de contaminantes en los distintos alimentos. A consecuencia de los grandes desastres de Minamata e Iraq, estas instituciones realizaron cálculos de valores umbral (threshold) para la ingesta semanal de metilmercurio o mercurio (Dosis de Referencia – DdR e Ingesta Semanal Tolerable Provisional). Gracias a datos obtenidos por el National Research Council (NCR) de Estados Unidos en el año 2000 se determinó que la DdR (dosis de referencia) considerada como no letal (efectos en el desarrollo neuronal) es de 58 $\mu\text{g}/\text{l}$ en sangre del cordón umbilical y 10 $\text{m}\mu\text{g}/\text{g}$ en cabello, y por daño causado in útero con deficits neurológico en niños es de 1 $\mu\text{g}/\text{kg}$ peso corporal al día.

IV.3- Zona de estudio

La provincia Iténez (departamento del Beni) está conformada por tres Secciones o Municipios: Magdalena (Primera Sección y Capital de Provincia), Baures (Segunda Sección) y Huacaraje (Tercera Sección). (Figura IV.1).

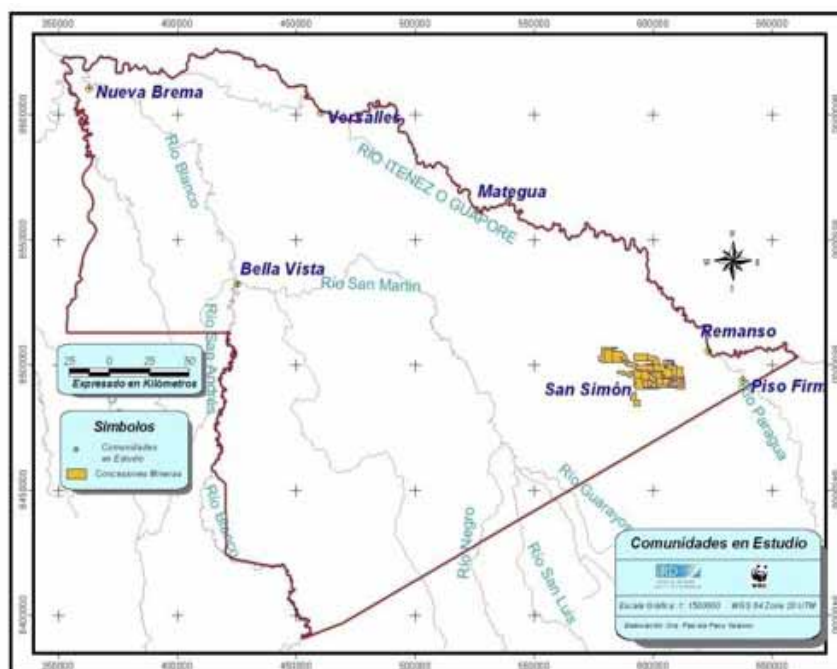


Figura IV.1- Ubicación geográfica de los ríos Iténez, Blanco, y poblaciones de estudio.

La mayor cantidad de población se encuentra en el municipio de Magdalena, con el 52.48% del total de la provincia, con una tasa de crecimiento del 2.57%, y luego el municipio de Baures, con el 27.88%. Dentro de cada Municipio existen comunidades. Magdalena, por ser la más grande, posee 30 comunidades, mientras que Baures cuenta con 12.

IV.4- Metodología

IV.4.1- Selección de comunidades

Para el estudio se seleccionaron 5 comunidades perteneciente a los dos municipios de Baures y Magdalena. Dentro del municipio de Baures, en el cual se encuentra la serranía de San Simón, se seleccionaron las localidades de Piso Firme, Remanso (comunidad la mas cercana a la mina San Simón) y Mategua. Dentro del municipio de Magdalena, fueron seleccionadas las comunidades de Versailles y Nueva Brema.

Estas comunidades, a excepción de Nueva Brema y Piso Firme (comunidades “control”), tienen como característica común al río Iténez como fuente de trabajo y alimentación. Nueva Brema se encuentra en la ribera del río Blanco, afluente directo del río Iténez y Piso Firme que es una comunidad ribereña del Río Paraguá también afluente del Río Iténez. Todas son comunidades pequeñas. Generan electricidad por motores a diesel, ninguna cuenta con agua potable, ni alcantarillado. Piso Firme, Versailles y Remanso cuentan con personal médico, las otras dos comunidades Mategua y Nueva Brema cuentan con Responsables de Salud. En cuanto a nivel

educativo, Piso Firme, Remanso y Versalles cuentan con una escuela propia, mientras que Mategua y Nueva Brema no cuentan con este recurso. Dentro de las actividades principales de los habitantes en estas comunidades, se tiene como principal a la pesca, seguida de la caza y en pequeño porcentaje la crianza de animales de corral.

IV.4.2- Censo de población, selección de los participantes y muestreo de cabellos

Durante una primera fase del proyecto (mayo 2007), se realizaron entrevistas a los pobladores de las comunidades, para obtener datos demográficos y realizar un censo de la población con la ayuda del personal de salud y dirigentes de cada localidad. El censo fue también basando en censos previos de las comunidades y en los últimos registros de salud de cada posta. El cuestionario fue dirigido a investigar los hábitos alimenticios de las personas: consumo de pescado, frecuencia y especies que más consumen. De la misma forma éste inquiriere en datos demográficos como ocupación y el tiempo de vida en la comunidad.

A partir del censo de la primera fase se seleccionó un total de 307 participantes al azar simple, distribuidas entre las cinco comunidades seleccionadas (Tabla IV.1) y excluyendo a las personas que no quieren participar y a los menores de dos años.

En la segunda fase (agosto 2007), se realizaron reuniones colectivas en cada comunidad para una retroalimentación de nuestro propósito. Al mismo tiempo se realizaron cuestionarios y muestras de cabellos de las personas que fueron seleccionadas dentro de cada población. Se asignó a cada participante un número aleatorio de código. Por cada participante se tomaron alrededor de 500 mg de cabello de la región occipital, a 2 mm de la piel cabelluda con tijeras de acero inoxidable. La muestra fue colocada en fichas de cartulina blanca identificada con el código anónimo.

Tabla IV.1- Número de habitantes y de muestras realizadas en las cinco comunidades de estudio

Comunidades	Número de habitantes	Número de muestras
Piso Firme	188	56
Remanso	647	120
Mategua	54	34
Versalles	116	49
Nueva Brema	128	48

Las muestras fueron analizadas en el Laboratorio de Calidad Ambiental, dependiente del Instituto de Ecología de la Universidad Mayor de San Andrés (UMSA), para la determinación de mercurio total por espectrometría de absorción atómica con vapor frío.

Los cuestionarios permitieron registrar por cada individuo las variables siguientes : género, edad, tiempo de vida en la comunidad, ocupación, antecedentes de trabajo en minas (explotación de oro),

frecuencia de consumo de carne doméstica, carne de monte y pescado, especie de pescado más consumido. Estas variables fueron utilizadas para interpretar las concentraciones de mercurio en cabellos.

IV.4.3- medidas éticas

Este estudio fue evaluado previamente por el Comité de Bioética de Bolivia para su aprobación.

Cada participante ha tenido una información básica sobre el tema de investigación y solo fueron incluidos los que aceptaron participar de manera voluntaria, previo consentimiento informado firmado por el participante o por sus padres o tutores legales.

Los datos serán introducidos en una base de datos informática llenada según un código, a fin de garantizar el anonimato. Una copia de la información será conservada en un lugar diferente al lugar de explotación de los resultados. Tanto el código como los cuestionarios que permiten vincular los datos informáticos a la identidad de las personas, son conservados en dos lugares distintos y únicamente en soporte papel. No hay ninguna conexión posible entre el banco de datos computarizado y los cuestionarios. Los datos brutos no son comunicados a personas ajenas al proyecto, incluyendo otros científicos. Sólo los datos sintetizados (cuadros, Figuras) son comunicados. Sólo los integrantes del proyecto tendrán acceso al banco de datos, bajo la estrecha supervisión del responsable y de su asistente. Los cuestionarios estarán guardados en un estante metálico cerrado con llave, en posesión del responsable del proyecto y de su asistente. Las formas de consentimiento informado firmado por el participante o su tutor serán guardadas en un archivo distinto a los cuestionarios y guardadas en un estante cerrado con llave.

Al término del estudio, los resultados globales fueron explicados a la población en una reunión pública, mientras que el resultado específico de cada participante fue entregado en forma privada a cada uno, con la respectiva explicación. En esta oportunidad, se han dado consejos sobre el tema.

IV.5- Resultados

Para poder obtener una mejor distribución de nuestros resultados se excluyeron a 6 resultados del estudio que presentaban una cantidad de mercurio en cabello menor a 0.6 µg/g. La media aritmética general sobre los 301 individuos restantes fue de 2.98 µg/g (Figura IV.2).

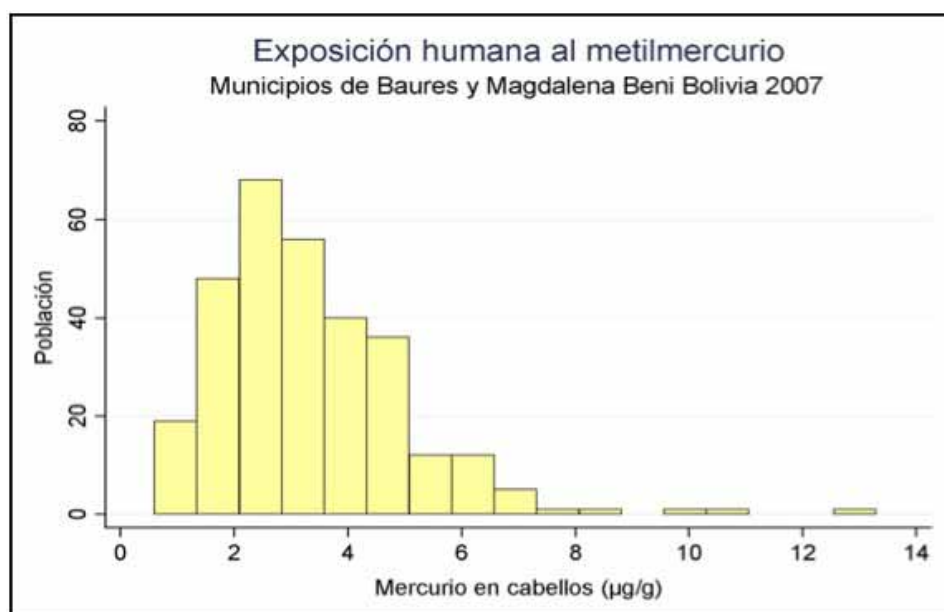


Figura IV.2- Histograma general de las poblaciones de estudio.

Para ver la asociación entre los niveles de mercurio encontrados y las variables explicativas se utilizó un análisis de regresión logística (Tabla IV.2). Los resultados muestran que existe relación entre la cantidad de Hg encontrado en las comunidades y el nivel de consumo de pescado: cuanto mayor sea el consumo de pescado existe la probabilidad de que la cantidad de Hg en el cabello vaya en aumento.

Tabla IV.2- Análisis de regresión logística entre las concentraciones de mercurio en los cabellos de 301 individuos de la cuenca Iténez y las variables explicativas género, edad, ocupación y población.

Variablen	Factor	Fuerza de asociación (IC)	Estabilidad (p)
Género	Femenino (ref.)		
	Masculino	1,38 (0,83-2,30)	0,22
Edad	0- 15 (ref.)		
	16-45	1,41 (0,80-2,48)	0,23
	> 46	0,75 (0,36-1,56)	0,44
Ocupación	Estudiantes (ref.)		
	Agricultores	1,37 (0,66-2,83)	0,39
	Construcción	1,86 (0,32-10,72)	0,49
	Desocupados	0,70 (0,22-2,2)	0,53
	Labores de casa	0,9 (0,49-1,75)	0,82
	Profesores	0,2 (0,5-0,74)	0,017
	≤ 14 (ref.)		
Consumo de Pescado	> 14	4,65 (2,24-9,65)	< 0,001
Poblaciones	Nueva Brema (ref.)		
	Piso Firme	2,64 (0,94-7,43)	0,07
	Mategua	18,28 (5,10-65,53)	< 0,001
	Versalles	11,22 (3,82-32,95)	<0,001
	Remanso	5,18 (2,08-12,88)	<0,001

El análisis de la cantidad de Hg entre las comunidades muestra que existe una diferencia significativa entre las del río Iténez y de los otros ríos (Figura IV.3). Esta diferencia revela que existe mayor probabilidad de tener niveles más altos de Hg en el río Iténez en comparación a los otros ríos.

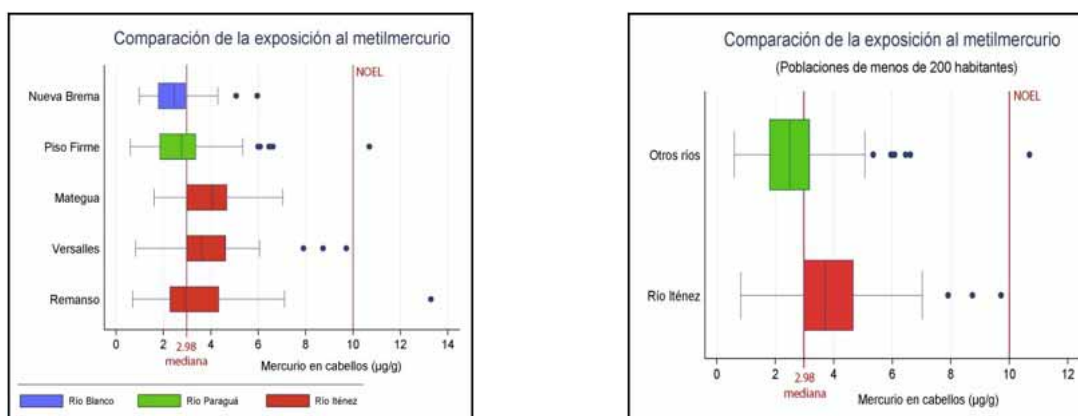


Figura IV.3- Box plot de comparación de los niveles de Hg por comunidad (Izquierda) y de los niveles de mercurio por ríos (Derecha).

IV.6- Conclusiones

Diez muestras tomadas en Bella Vista y 25 en la comunidad de la mina de San Simón fueron excluidas del análisis estadísticos por no tener similitud en hábitos alimenticios con el resto de las comunidades, no contar con el número suficiente de participantes y porque dichas comunidades no tiene similitud dentro del contexto geográfico y desarrollo con las poblaciones de estudio. Los exámenes realizados a pescadores de Bella Vista, dan un promedio de 2.5 µg/g, muy por debajo de los límites máximos permisibles. Sin embargo este resultado no es representativa por solo tener muestra de 10 pescadores de la comunidad. Los resultados de los mineros de San Simón de un promedio de 25 muestras dan un valor de 1.98 µg/g, también por debajo de los límites permisibles. Sin embargo, debido a que los mineros están expuestos al mercurio inorgánico, para poder conocer su nivel de exposición este tipo de mercurio, se debe de realizar la determinación del mercurio inorgánico en orina, no así en cabello, pues este examen no es representativo para este tipo de población.

En las poblaciones seleccionadas el consumo de especies de pescados carnívoros es mucho mayor que en Cachuela Esperanza (Barbieri 2006). Por tanto, se espera una media de mercurio igual o mayor, aunque no en los mismos niveles encontrados en las localidades más expuestas de los ríos amazónicos brasileiros.

Los resultados muestran que existe una exposición al mercurio, pero estos niveles se encuentran muy por debajo de los límites de riesgo para la salud con un promedio de 2,98 µg/g, teniendo en cuenta que el límite permisible de mercurio en cabellos es de 10 µg/g.

La comparación entre el río Iténez, Blanco y Paraguá, reveló, que el primero presenta niveles de Hg un poco más elevados que los otros dos ríos, esto hace suponer que puede existir algún tipo de relación entre los ingenios mineros y los niveles de contaminación.

En conclusión, podemos citar que los niveles de metilmercurio encontrados en las comunidades de estudio no representan ningún peligro en la salud de los mismos, pero no se debe descartar la posibilidad de que en un futuro por mayor actividad minera o deforestación y erosión de los suelos, ésta tenga consecuencias en la salud de los pobladores.

IV.7- Bibliografía

- 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., Garcia A. & de Souza JR, 1997. Mercury contamination in hair of riverine populations of Apicacas reserve in the Brazilian Amazon. *Water, Air & Soil Pollution* 97: 1-8
- Canno S.E. 2001. Toxicología del mercurio, actuaciones preventivas en sanidad ambiental y laboral. 1-66.
- Dolbec J., Mergler D., Sousa Passos C.J., Sousa de Moraes S. & Lebel J. 2000. Methylmercury exposure affects motor performance of a riverine population of the Tapajos river, Brazilian Amazon. *Int Arch Occup Environ Health*. 73(3): 195-203.
- Dolbec J., Mergler D., Larribe F., Roulet M., Lebel J. & Lucotte M. 2001. Sequential analysis of hair mercury levels in relation to fish diet of an Amazonian population, Brazil. *Sci Total Environ*. 271(1-3):87-97.
- Dorea J.G., de Souza J.R., Rodrigues P., Ferrari I. & Barbosa A.C. 2005. Hair mercury (signature of fish consumption) and cardiovascular risk in Mundurucu and Kayabi Indians of Amazonia. *Environmental Research* 97 (2): 209-19.
- Frey N., Brachet M., Malliot E., Deheeger M., de Merona B. & Boudou A. 2001. Gold-Mining Activities and mercury contamination of native Amerindian communities in French Guiana: key Role of Fish in Dietary Uptake. 449-456.
- Guallar E., Sanz G., Van't Veer P., Bode P., Aro A., Gómez J., Kark J., Riemersma R.A., Moreno J.M. & Kok F.J. 2002. Mercury, Fish Oils, and the Risk of Myocardial Infarction. *New England Journal of Medicine* 347:1747-1754
- 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 (OIT), Ginebra. Disponible en línea : <http://www.ilo.org/public/spanish/>
- Lebel J., Roulet M., Lucotte M. & Larribe F. 1997. Fish diet and mercury exposure in a riparian Amazonian population. *Water, Air, & Soil Pollution* 97: 31-44
- Malm O., Branches F.J., Akagi H., Castro M.B., Pfeiffer W.C., Harada M., Bastos W.R. & Kato H. 1995. Mercury and methylmercury in fish and human hair from the Tapajos river basin, Brazil. *Sci Total Environ*. 175 (2):141-50
- National Council Research (NCR) 2000. Toxicological Effects of methylmercury. Washington.
- Olivero J., Johnson B. & Arguello E. 2002. Human exposure to mercury in San Jorge river basin, Colombia (South America). *Sci Total Environ*. 289(1-3):41-7.
- Pinheiro M.C., Nakanishi J., Oikawa T., Guimarães G.A., Quaresma M., Cardoso B., Amaras W.W., Harada M., Magno C., Vieira J.L., Xavier M.B. & Bacelar D.R. 2000 Methylmercury human exposure in riverside villages of Tapajos basin, Para State, Brazil. *Rev Soc Bras Med Trop*. 33(3):265-9.
- Soares de Campos M., Souza J., Céli R., da Silva E & de Oliveira E. 2002. Correlation between mercury and selenium concentrations in Indian hair from Rondonia State, Amazon region, Brazil. *Science of the Total Environment* 287: 155-161.
- Tavares L.M., Camara V.M., Malm O. & Santos E.C. 2005. Performance on neurological development tests by riverine children with moderate mercury exposure in Amazonia, Brazil. *Cad Saude Publica*. 21(4):1160-7.
- World Health organization (WHO/OMS) 1991. Environmental Health, Criteria 101, Methylmercury. 1-18.

PARTE V

Conclusión general

Marc Pouilly, Tamara Pérez, Alex Ovando, Fabiola Guzmán & Pamela Paco

La contaminación por el mercurio afecta cada vez a más gente en la cuenca Amazónica, y la investigación medica describe impactos de este metal pesado en la salud humana a concentraciones que antes estaban consideradas sin efecto. El riesgo de contaminación aumenta y se debe a la sinergia de dos causas principales. Por un lado un reservorio y fuente natural de mercurio almacenado por procesos milenarios en los suelos de la región; y por el otro lado un aumento de la erosión de los suelos estos últimos decenios, en parte debido a las actividades antrópicas, que libera este metal y favorece su transferencia hacia el hombre.

La problemática de contaminación por el mercurio se puede resumir en cuatro niveles integradores críticos: 1) la tasa de aporte de mercurio en los sistemas acuáticos, 2) la tasa de transformación de este mercurio por los procesos de metilación, 3) la tasa de transferencia del mercurio a través de la cadena trófica, y al final 4) la tasa de mercurio captada por el hombre. El conocimiento y el monitoreo de estos parámetros permite estimar el riesgo y nivel de exposición de la población humana a una contaminación por el mercurio.

1) Tasa de aporte de mercurio en los sistemas acuáticos

La cantidad de mercurio transportada por un 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 en la minería de oro. Este aporte no es constante a lo largo del tiempo. La evolución durante cien años de las concentraciones de mercurio en los sedimentos del río Beni demuestra que existe un incremento de estos valores desde los años 1970-1980 (Maurice-Bourgoin *et al.* 2004¹, Figura V.1). Esa evolución se puede explicar por la intensificación de las actividades antrópicas y entonces es probable que la tendencia en el río Beni y en los otros grandes ríos de la Amazonía boliviana (Madre de Dios, Mamoré e Iténez) siga incrementando en las próximas décadas a medida que se incremente la presión antrópica en cada cuenca.

¹ - 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 importance of floodplain accumulation in andean tributaries of Amazon river.
<http://www.brasil.ird.fr/sympoIsotope/Papers/ST4/ST4-13-Maurice.pdf>

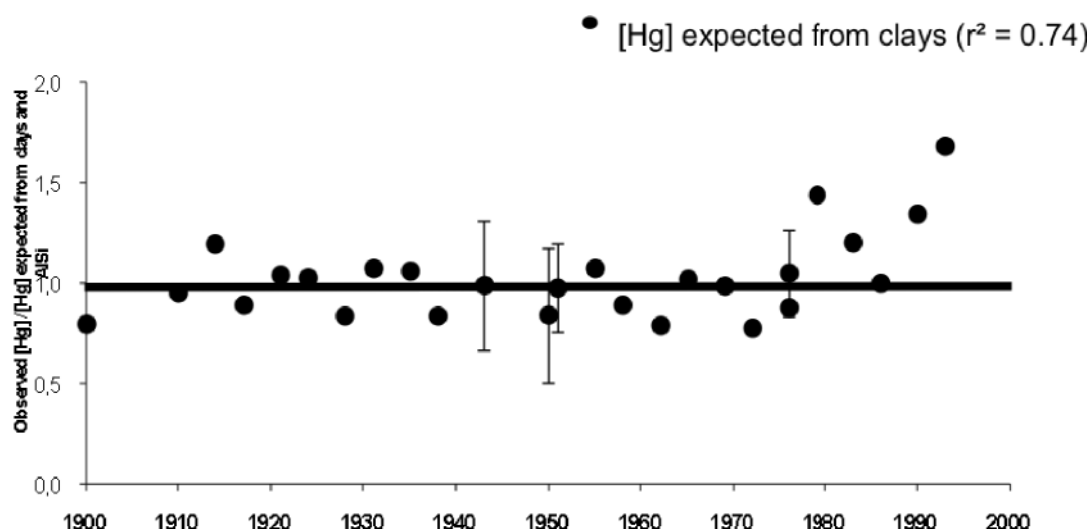


Figura VI- Evolución temporal (1900-2000) de las concentraciones de mercurio en el río Beni. Los valores corresponden a los valores observados divididos por los valores esperados en relación a la cantidad de arcilla contenido en testigos de sedimentos de los ríos Mamoré y Beni (Maurice-Bourgoin et al.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

2) tasa de metilación

La tasa de metilación es un parámetro todavía bastante desconocido y por lo tanto difícil de estimar. Se conoce a grandes rasgos las condiciones favorables para la transformación del mercurio en metilmercurio. En los sistemas amazónicos, las llanuras de inundación son los lugares críticos para la metilación debido en particular a la producción de plantas acuáticas y la descomposición de la materia orgánica que generan condiciones favorables a la liberación del mercurio y a su metilación por bacterias. Sin embargo observar, y con más razón prever, un indicador de la tasa de metilación en relación a las condiciones locales es todavía un proceso largo y difícil. Hasta la fecha no se realizó ninguna investigación al respecto en Bolivia.

3) transferencia en la cadena trófica

Los procesos de bioacumulación y biomagnificación son indicadores imprescindibles para entender y estimar los riesgos de contaminación. Si bien existe en Bolivia estudios parciales que estiman las concentraciones de mercurio en los peces que permiten establecer un diagnostico preliminar de la situación actual, no existen trabajos de investigación que enfoca sobre herramientas que permitirán prever la evolución de las concentraciones de mercurio en el tiempo. Los resultados presentados en este informe demuestran que los patrones de bioacumulación y biomagnificación son integradores del nivel de contaminación en los ríos y por lo tanto contienen una información para la evaluación del riesgo de contaminación. Un estudio profundizado podría realizarse para probar de poner en marcha una metodología predictiva del nivel de mercurio en los peces en relación a las condiciones ambientales y a su evolución.

4) Exposición de las poblaciones humanas

En Bolivia no se han reportado casos de intoxicación humana por mercurio que hayan causado enfermedades fuertes o la muerte de los individuos; sin embargo existen cuatro estudios de las concentraciones de mercurio en poblaciones humanas de la cuenca del Beni y del extremo norte

amazónico boliviano; 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 2006¹). La región Amazónica boliviana es por lo tanto sensible a este tipo de contaminación y mas todavía la seguridad alimentaria del país por lo que el pescado amazónico se comercializa cada vez más en todos los mercados de las grandes ciudades bolivianas.

Las cuatro partes de este estudio convergen en la conclusión que el río Iténez presenta una concentración de mercurio en aguas, peces y poblaciones ribereñas mas alta que lo que se espera en condiciones naturales. Esa situación se puede probablemente relacionar al nivel de degradación general de la cuenca, afectada en múltiples lugares por actividades antrópicas que provocan una erosión. Sin embargo en la actualidad para ninguno de los compartimentos estudiados, las concentraciones observadas se encuentran críticas y por encima de las normas vigentes. La situación es todavía buena pero recomendamos que se tome precauciones acerca de su evolución.

La situación en los ríos poco intervenidos San Martín y Blanco corresponde a un nivel “natural” de concentración de mercurio en el sistema y los organismos. Se puede pensar que este nivel es mas o menos estable en el tiempo y seguirá estable mientras la cuenca siga en un buen estado de conservación. Al contrario en el río Iténez, debido a su situación de colector de subcuencas en las cuales la presión antrópica se esta incrementando, es probable que los aportes de mercurio al sistema se encuentren en una fase ascendente y por lo tanto es posible que la contaminación se acentué en el futuro (Figura V.2). Recomendamos entonces que se busca determinar la velocidad de evolución de la contaminación. Esa preocupación necesita a su vez un monitoreo y una investigación avanzada que pueda dar elementos para la evaluación de los principales parámetros descritos anteriormente. Los resultados permitirán estimar cuales son los riesgos de alcanzar un nivel de concentración crítico y a cuanto plazo (Figura V.2) y así anticipar el impacto de la contaminación y tomar la decisiones necesarias en termino de salud pública.

¹ - 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.*

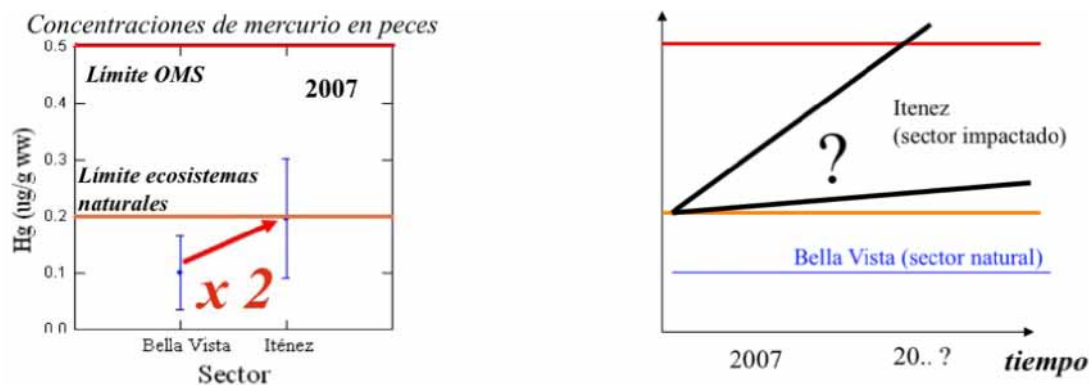


Figura V.2- ¿Cual es el futuro de las concentraciones en mercurio en el río Iténez?, ¿A que plazo podemos estimar que las concentraciones alcanzarán niveles considerados tóxicos? El diagnostico 2007 indica un desfase en el río Iténez (Izquierda), pero no podemos evaluar su evolución en el tiempo (Derecha).