

Report at a Glance

Source: Evaluación Rápida de la Biodiversidad de los Ecosistemas Acuáticos de la Cuenca Alta del Río Cuyuní, Guayana Venezolana: 38

Published By: Conservation International

URL: <https://doi.org/10.1896/054.055.0107>

BioOne Complete (complete.BioOne.org) is a full-text database of 200 subscribed and open-access titles in the biological, ecological, and environmental sciences published by nonprofit societies, associations, museums, institutions, and presses.

Your use of this PDF, the BioOne Complete website, and all posted and associated content indicates your acceptance of BioOne's Terms of Use, available at www.bioone.org/terms-of-use.

Usage of BioOne Complete content is strictly limited to personal, educational, and non - commercial use. Commercial inquiries or rights and permissions requests should be directed to the individual publisher as copyright holder.

BioOne sees sustainable scholarly publishing as an inherently collaborative enterprise connecting authors, nonprofit publishers, academic institutions, research libraries, and research funders in the common goal of maximizing access to critical research.

Capítulo 4

Evaluación de la contaminación por mercurio en la biota acuática, aguas y sedimentos de la cuenca alta del río Cuyuní, Estado Bolívar, Venezuela

Oriana Farina, Daniel Pisapia, Magdalena González y Carlos A. Lasso

RESUMEN

Con el objetivo de evaluar el alcance de la contaminación por mercurio en la cuenca alta del río Cuyuní, se determinó la concentración de mercurio en 36 muestras de agua, 25 muestras de sedimentos y 145 muestras de tejido de peces ($n=131$) e invertebrados acuáticos (cangrejos, camarones y caracoles) ($n=14$), correspondientes a 56 especies identificadas, provenientes de las estaciones ubicadas en las cinco áreas focales en la cuenca alta del Cuyuní. El índice Cuota de Riesgo (HQ, de su siglas en inglés) fue aplicado para determinar el riesgo de la ingesta de metilmercurio (MeHg) proveniente del consumo de pescado. El rango de valores de concentración de mercurio obtenidos en los sedimentos fue de 6.55 a 421.53 ppb, con factores de enriquecimiento (FE) >1 en 16 estaciones, indicando una entrada de mercurio antropogénica. Las concentraciones mínimas y máximas de Hg en agua fueron 2.01 y 20.13 ppb respectivamente, donde el metal asociado a los sólidos suspendidos representó entre el 1.30 y 63.35%. Como regla general, la concentración de mercurio en el tejido del músculo de peces fue mayor que en invertebrados. Las especies de peces que tienen un contenido del metal por encima de la norma establecida por la OMS para el consumo humano (>500 ppb) fueron de hábitos carnívoros (ictiófagos y entomófagos) con valores de Hg hasta 27 veces mayores a los obtenidos en peces herbívoros, sugiriendo un proceso de bioacumulación del metal. Más aún, se obtuvo una fuerte asociación entre la longitud total, el peso, el régimen alimenticio de los organismos y la concentración de Hg. El aumento de los niveles de Hg observados en peces provenientes de la cabecera del río Uey (un afluente del río Cuyuní ubicado en la Sierra de Lema) supone un importante transporte del metal desde las zonas donde se practica la minería en pequeña escala. Los altos valores de HQ obtenidos sugieren una seria situación de riesgo para la salud de las poblaciones locales, debido al consumo de pescado.

INTRODUCCIÓN

La cuenca del río Cuyuní, en el Estado Bolívar, ha estado sujeta a minería aurífera artesanal (o minería a pequeña escala) desde finales del siglo pasado. Las actividades de pequeña minería se encuentran ubicadas en el eje Upata – Km 88, el cual abarca los Municipios El Callao y Sifontes con áreas de explotación de 30.000 ha, localizadas principalmente en las zonas del Callao (pueblo), Bochínche, Bizkaitarra, Kilómetro 88, Las Claritas, Atlántida, Hoja de Lata, Nuevo Corazón de Jesús y Apanao, que cuentan con una población estimada de 20.000 mineros, según censo del Gobierno Nacional de Venezuela para el año 2005.

En la minería artesanal, el oro es extraído por amalgamación con mercurio metálico (Hg^0), el cual es posteriormente volatilizado por calentamiento y liberado al ambiente. En la región del Escudo Guayanés se ha estimado que los mineros artesanales utilizan anualmente entre 40 y 50 toneladas de mercurio (Mendoza 1990, citado en Nico y Taphorn 1994).

La entrada y contaminación por mercurio representa un grave problema para el ecosistema y la salud humana, ya que el Hg^0 está sujeto a oxidación en el lecho de los ríos

(Hg²⁺), para luego ser transformado por los microorganismos en metilmercurio (MeHg). Este último es aún más tóxico que el mercurio metálico y es rápidamente absorbido en la cadena alimenticia, causando serios efectos en la biota y en las personas debido a la ingesta de alimentos contaminados (p. e. pescado) (USEPA 1985, Fréry et al. 2001, Limbong et al. 2003, Porto et al. 2005, Castilhos et al. 2006).

Existen escasos estudios sobre la contaminación y distribución del mercurio en el aire, suelo, sedimentos y organismos en la cuenca del río Cuyuní (Shrestha y Ruiz de Quilique 1989, Nico y Taphorn 1994, Carrasquero y Adams 2002, García-Sánchez et al. 2006); la evaluación del nivel de contaminación por Hg en el agua y peces más recientemente publicada consta de datos recabados durante los años 2001 y 2002 (García-Sánchez et al. 2008). Por lo tanto, el objetivo del presente estudio fue evaluar el alcance actual de la contaminación por mercurio en la cuenca alta del río Cuyuní, analizando su concentración en el agua, sedimentos y en el tejido de peces e invertebrados acuáticos provenientes de estaciones ubicadas en cinco áreas focales que comprenden los ríos Cuyuní, Junin, Uey, Bárbara y quebradas afluentes.

MATERIAL Y MÉTODOS

Colección de muestras

De las estaciones ubicadas en las cinco áreas focales en la cuenca alta del Cuyuní (Apéndice 3), se recolectaron 36 muestras de agua, 25 muestras de sedimentos y 145 muestras de tejido de organismos como peces (n=131) e invertebrados acuáticos (cangrejos, camarones y caracoles) (n=14), correspondientes a 56 especies. El número de muestras ambientales de agua y sedimento se corresponden con el número de estaciones estudiadas, mientras que las muestras biológicas provienen de 16 estaciones. La colección de peces fue representativa de los diferentes gremios tróficos existentes en los ambientes acuáticos evaluados (grandes ríos y afluentes). Estos fueron: carnívoros (ictiófagos, entomófagos, plancto-entomófagos), detritívoros, omnívoros, entomófagos-detritívoros, herbívoros y hematófagos, los cuales fueron categorizados según Fernández et al. (2006), Lasso (2004) y Taphorn (1992). Todos los organismos fueron medidos y pesados en campo y las muestras de tejidos fueron disectadas inmediatamente y preservadas en nitrógeno líquido a -80° C, hasta su procesamiento en el laboratorio. Igualmente, las muestras de agua y sedimento fueron preservadas y transportadas en frío a 4° C.

Procedimientos analíticos

La distribución del tamaño de grano de los sedimentos fue determinada por tamizado húmedo. Las siguientes fracciones fueron separadas por peso (Lewis 1984): fango (limo-arcilla) (< 63 µm), arena (1 mm < χ < 63 µm) y grava (> 1 mm).

La concentración de sólidos suspendidos totales en agua (SST), fue determinada según los métodos 209C y D (APHA 1985), basado en la filtración de un volumen determinado de la muestra y posterior determinación del peso seco de los sólidos retenidos en el filtro pre-pesado (22µm). La diferencia de peso dividido entre el volumen de la muestra filtrado, es la concentración de SST por unidad de volumen (mg/L).

La concentración de mercurio en las muestras de agua (Hg disuelto y unido a los SST), sedimentos y en el tejido de los organismos, fue determinada según el método 7473 (USEPA 1998) en un analizador de mercurio automático DMA-80 (Milestone, Inc.). Adicionalmente, se obtuvo la fracción de peso seco (FPS) de las muestras de sedimento y tejido a 60° C durante 24h, a partir del cociente peso seco constante (ps) entre peso húmedo, el cual fue utilizado para estandarizar la concentración de mercurio por ps de la muestra (µg/Kg ps ó ppb), a fin de facilitar las comparaciones de acuerdo a "Mercury Research Strategy" (USEPA 2000).

La validez del método analítico para determinar la concentración de mercurio fue verificada durante cada serie de medidas contra seis estándares de referencia certificados (NIST-SRM-2709, "San Joaquin Soil"; NIST-SRM-2710, "Montana soil highly elevated trace element concentrations"; NIST-SRM 2711, "Montana soil moderately elevated trace element concentrations"; APSD-4288, "Hg in sediment"; AFPX 5130, "Hg in fish tissue"). Los valores de mercurio fueron consistentes con los rangos certificados (Tabla 4.1).

Para evaluar el posible origen antropogénico del mercurio en los sedimentos, se calculó el factor de enriquecimiento (FE) con la concentración de Hg obtenida para cada localidad. El FE es una medida útil de la tendencia geoquímica que facilita las comparaciones entre áreas, ya que normaliza los datos de concentración de un metal por el efecto del tamaño de grano. Éste fue calculado como:

$$FE = [Hg]_{obs}/[Hg]_{esp}$$

Donde, [Hg]_{obs} es la concentración de mercurio determinada en los sedimentos y [Hg]_{esp} es la concentración de mercurio esperada, calculada en base a la normalización Hg vs. Fango, la cual asume que la relación entre un metal y el tamaño de partícula es lineal, a partir de una

Tabla 4.1. Valores de mercurio obtenidos del análisis de los estándares certificados de referencia y porcentaje de recuperación.

Estándar certificado	Hg (ppm)		Hg _{analizado} (ppm)	Recuperación (%)
NIST-SRM-2709	1.40	± 0,08	1.43	102.29
NIST-SRM-2711	6.25	± 0,19	6.02	96.29
NIST-SRM-2710	32.6	± 1,8	33.17	101.75
APSD-4288	0.397	± 0,071	0.38	94.38
AFPX-5130	13.8	-	13.84	100.33

variación significativa de la granulometría de las muestras y una fuerte correlación del 99% de confianza, definiendo la población geoquímica natural del metal en relación a los cambios de tamaño de grano. Para ello, los valores anormales o extremos que se situaron fuera de las bandas de predicción fueron identificados y retirados (Loring y Rantala 1992). Un valor de FE mayor a 1 denota enriquecimiento del metal en los sedimentos (Loring y Rantala 1992, Loska et al. 1997).

Para estimar si la magnitud de la contaminación mercurial en los organismos provenientes de áreas afectadas por las actividades mineras artesanales representaba un riesgo para la salud humana como resultado del consumo de MeHg, se realizó el cálculo del índice cuota de riesgo, conocido como "Hazard Quotient" (HQ) (USEPA 1989) en los peces que presentaron una talla mayor a 10 cm. Este índice está definido como el cociente de un simple nivel de exposición de una sustancia (E) o dosis de ingesta diaria en relación a una dosis de referencia (HQ = E/RfD). Un HQ que exceda de 1, sugiere un riesgo potencial de efectos en la salud. El valor RfD para el MeHg es de 0,0001 mg/Kg*día (IRIS 1995). El HQ, fue determinado considerando una RfD de 7 µg de MeHg por día, para una persona promedio de 70 kg y una ingesta alrededor de 100 g de pescado como ración diaria, con lo que se calculó E después de obtener la concentración probable de MeHg promedio para cada especie, la cual representa alrededor del 95% de la concentración de mercurio total en el tejido del músculo de peces (Huckabee et al. 1979, Akagi et al. 1994, 1995).

Análisis de datos

Se realizaron mapas de punto de las estaciones de estudio y de la concentración de cada parámetro estudiado con el programa ArcView GIS 3.3, digitalizando y georeferenciando imágenes satelitales extraídas de Google Earth, a las que se añadieron las capas correspondientes al parámetro, mediante la inclusión de la base de datos por estación.

Un análisis de ordenación multidimensional no métrico (nMDS, por su siglas en inglés) fue construido a partir del índice de similitud de Bray-Curtis (Clark 2006), utilizando el programa PRIMER 5.0, para explorar las asociaciones entre la concentración de mercurio en el tejido de los organismos, la talla (longitud total) y el peso utilizando como factor el régimen alimenticio de peces y la categoría de invertebrados.

RESULTADOS

El área de estudio incluyó el cauce principal de los ríos Cuyuní, Junin, Uey y Bárbara, como también quebradas afluentes con características de aguas negras, claras y blancas como las quebradas Aimara y Amarilla, donde las actividades mineras a lo largo del cauce son muy evidentes (Figura 4.1).

El análisis granulométrico de los sedimentos mostró una variabilidad significativa (Kruskal Wallis, $p < 0.05$) en el contenido de arena, arcilla y limo de las localidades de estudio comprendidas en las cinco áreas focales. Las estaciones con un contenido de fango (arcilla+limo) superior

al 70% fueron: 1, 4, 5, 16 (Quebrada La Maicena), 18, 19, 20 y F (Quebrada Amarilla) (Figura 4.2).

La mayoría de las estaciones presentaron concentraciones de mercurio en sus sedimentos superiores a 50 ppb (Figura 4.3), con máximos valores (>200 ppb) obtenidos en las localidades 16 (La Maicena), 18 y F (Quebrada Amarilla). En la figura 4.4 se presenta el mapa con la distribución espacial de la concentración de Hg en sedimentos, a partir de la escala de niveles: basal, umbral de efectos, efectos probables y máximo umbral de efectos para la biota, según la NOAA (Buchman 1999), a fin de identificar el impacto potencial en la localidades que podrían ser afectadas por la concentración de mercurio presente. En general, las estaciones de los ríos Uey, Junin y Cuyuní presentaron concentraciones de mercurio cercanas al nivel umbral de efectos para la biota, mientras que existe una mayor probabilidad de observar efectos toxicológicos en los organismos acuáticos de las localidades 16, 18 y F señaladas con los máximos valores de mercurio en sedimentos.

La normalización del mercurio *vs.* el contenido de fango presentó una fuerte correlación ($r = 0.96334$, $p < 0.01$) del 99% de confianza, definiendo la población geoquímica natural del metal para la zona de estudio en relación a los cambios de tamaño de grano [$\text{Hg}(\text{ppb}) = 1.2786 * \text{Fango}(\%) + 0.8701$] (Figura 4.5), lo cual permitió identificar las zonas con un enriquecimiento antropogénico de mercurio en los sedimentos.

Se obtuvo un factor de enriquecimiento mayor a 1 en el 64% de las 25 localidades analizadas (Figura 4.6), principalmente en las áreas focales 2 y 3 (Alto y Medio Cuyuní), donde todas las estaciones presentaron valores entre 1.14 hasta 3.48 veces el valor de mercurio esperado en cuanto al contenido de fango de sus sedimentos, a excepción de las localidades 20, 24 y 27. Asimismo, resalta el enriquecimiento por mercurio observado en la estación 6 del Bajo Uey con casi tres veces la concentración de mercurio esperada, además de las estaciones 31 y 37 en las áreas focales Medio y Alto Uey respectivamente, esta última ubicada en la cabecera del río Uey en la Sierra de Lema.

Las concentraciones de mercurio total en el agua presentaron un rango entre 2.01 y 20.13 ppb, obteniéndose el máximo valor en la estación 22 del área focal 5 (Medio Uey), ubicada en el cauce principal del río, seguida por valores de concentración de 15.29 ppb en la estación H ubicada en el cauce principal del río Cuyuní previo a la confluencia con la Quebrada Aimara, de 13.58 ppb en la estación 16 (La Maicena) quebrada afluente del río Cuyuní y de 10.07 ppb en la Quebrada Amarilla (Figura 4.7). Igualmente, los máximos valores de mercurio disuelto en el agua se encontraron en la estación H con 15.00 ppb, seguida de la estación 16 con 13.37 ppb, estación L en el cauce principal del río Junin con 9.86 ppb, estación 11 en el cauce principal del río Bárbara con 8.35 ppb, estación I quebrada afluente del Cuyuní con 7.74 ppb y la estación 6 quebrada afluente del río Uey con 6.10 ppb. El rango de concentración de mercurio unido a los sólidos totales en suspensión fue de 0.12 a 12.75 ppb, siendo este máximo valor reportado para la estación 22, seguido por una concentración de Hg en los SST de 5.92 ppb en la Quebrada Amarilla.

En la figura 4.8 se representa la distribución espacial de la concentración de mercurio total en el agua de las

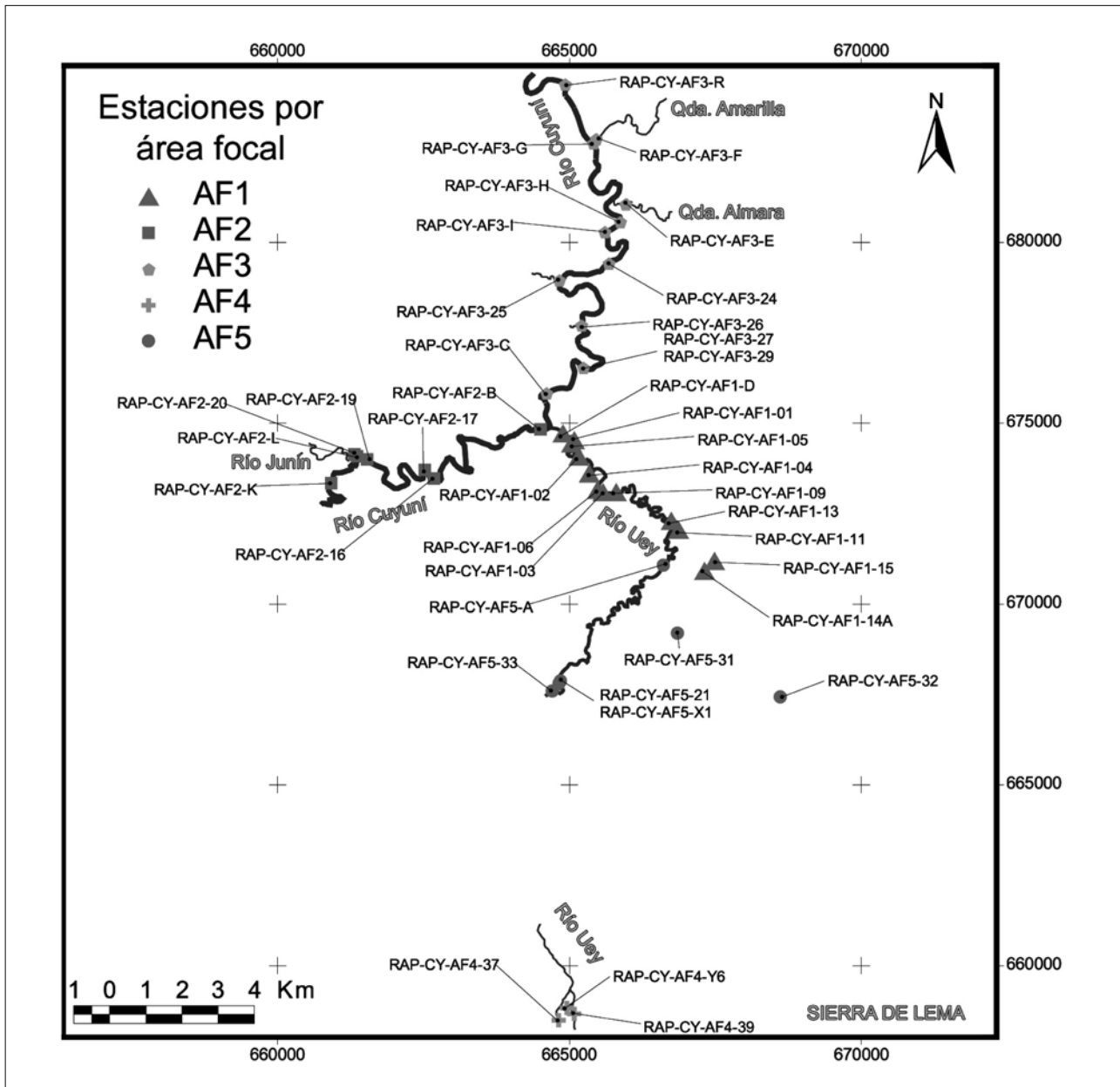


Figura 4.1. Mapa del área de estudio. Las estaciones de muestreo fueron agrupadas en cinco áreas focales: Bajo Uey (AF1), Alto Cuyuní (AF2), Medio Cuyuní (AF3), Alto Uey (AF4) y Medio Uey (AF5), pertenecientes a la cuenca alta del río Cuyuní.

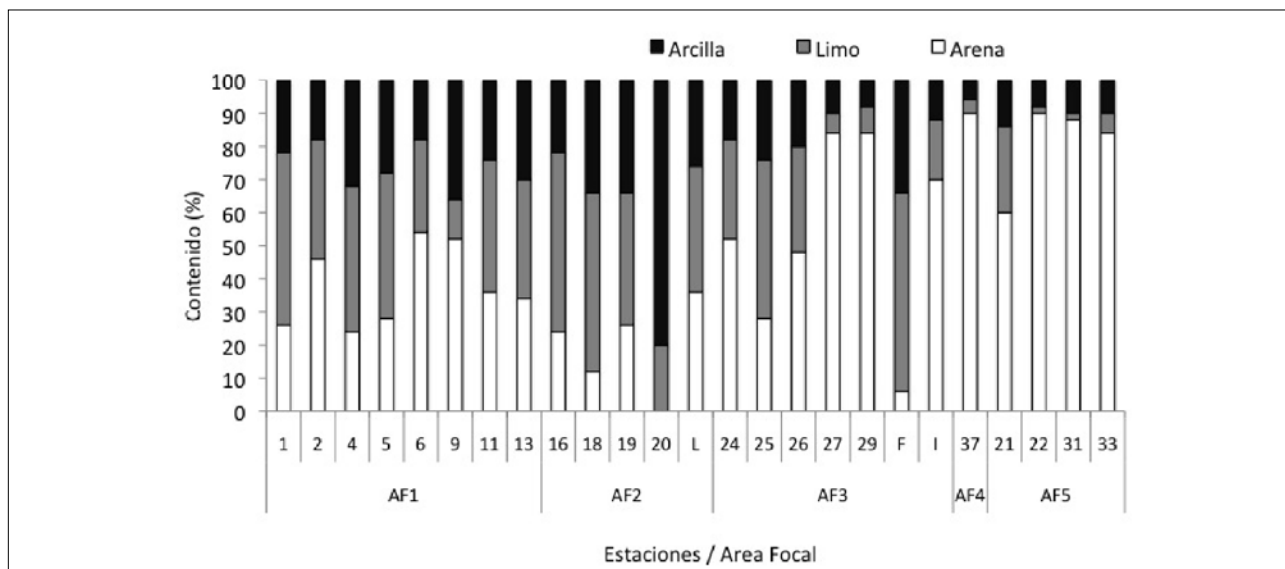


Figura 4.2. Composición granulométrica de los sedimentos de las localidades de estudio ubicadas en la cuenca alta del río Cuyuní.

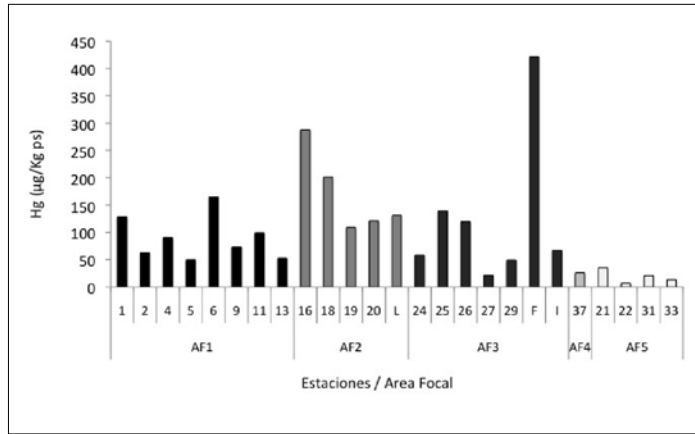


Figura 4.3. Concentración de mercurio en los sedimentos de las localidades de estudio ubicadas en la cuenca alta del río Cuyuní.

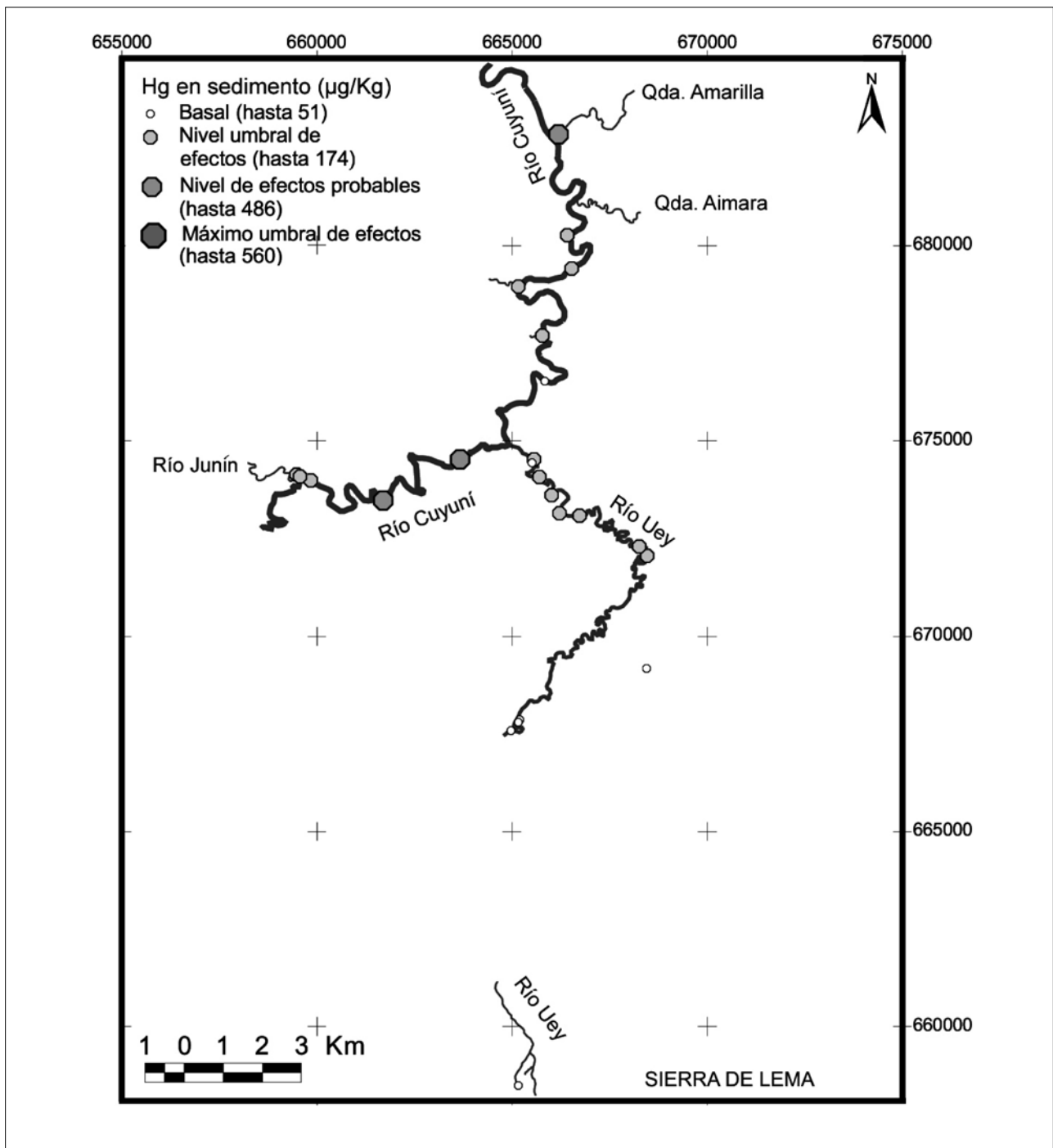


Figura 4.4. Mapa de las concentraciones de mercurio en los sedimentos de las localidades de estudio en la cuenca alta del río Cuyuní.

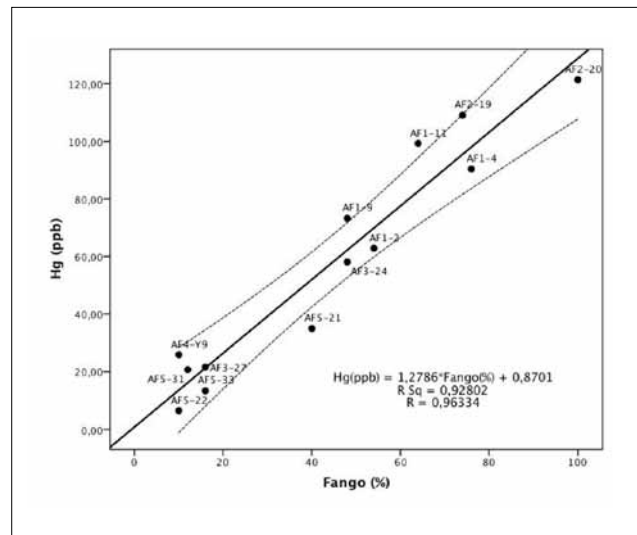


Figura 4.5. Análisis de regresión lineal entre la concentración de Hg y el porcentaje de fango, recalculado después de remover los valores anormales. La línea intermedia describe la ecuación de la recta y las bandas el 99% de confianza.

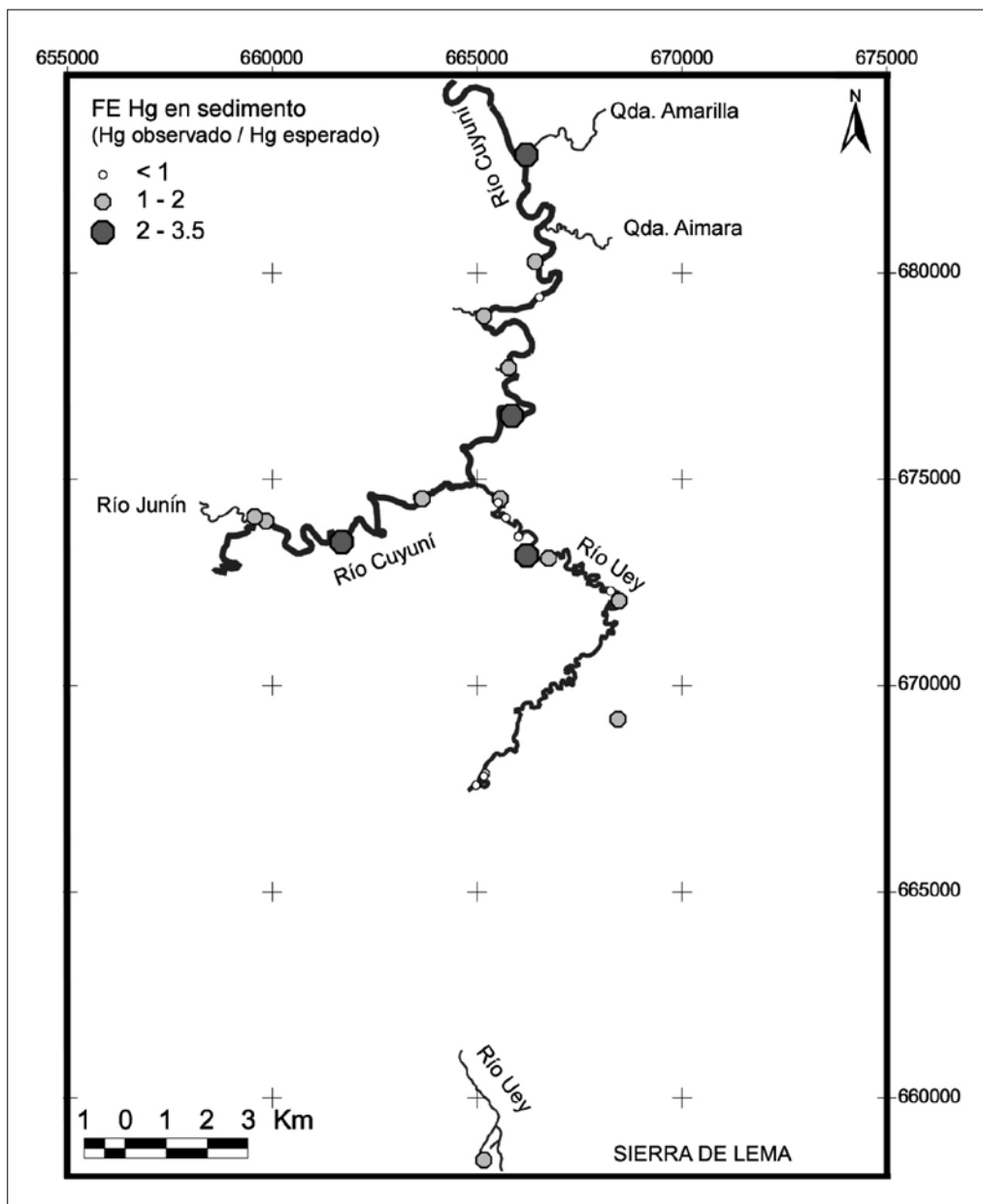


Figura 4.6. Mapa de los factores de enriquecimiento calculados en las localidades de estudio ubicadas en la cuenca alta del río Cuyuní.

Tabla 4.2. Rango de concentraciones máximas y mínimas de mercurio encontrado en el tejido de los organismos por estación y área focal.

Área Focal	Estación	n	Hg (µg/Kg ps)	
			Max	Min
Bajo Uey (AF1)	1	11	295.41	75.34
	2	15	341.28	73.92
	3	2	1769.30	255.12
	5	31	4105.77	50.84
	13	1	3935.84	3935.84
	14	1	49.97	49.97
Alto Cuyuní (AF2)	16	11	1162.96	55.21
	18	9	316.27	113.10
	19	12	785.33	80.97
Medio Cuyuní (AF3)	24	11	305.43	112.52
	26	6	240.42	139.90
	27	10	236.43	21.00
Alto Uey (AF4)	35	4	2792.28	462.54
Medio Uey (AF5)	21	1	307.65	307.65
	33	19	819.16	1.61
	X1	1	79.47	79.47

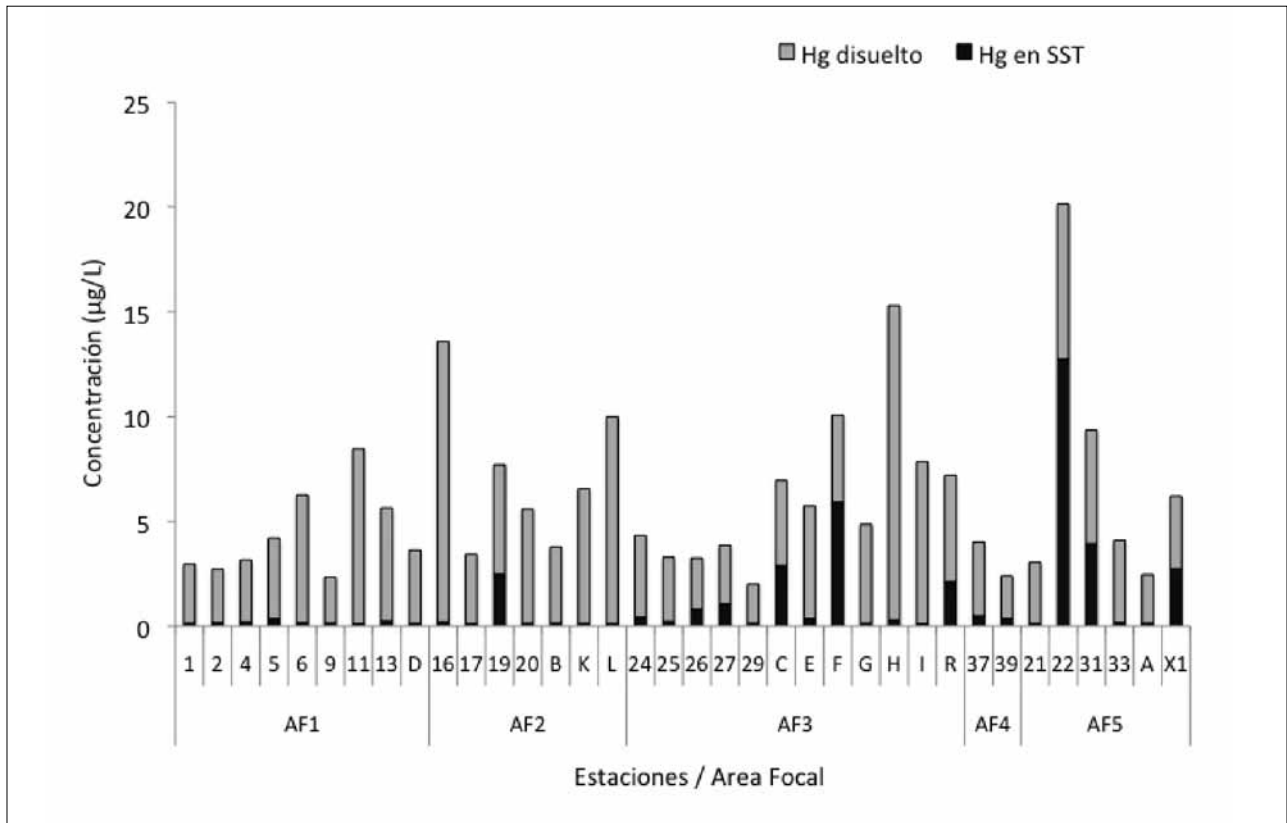


Figura 4.7. Concentración de mercurio total ($Hg_{total} = Hg_{SST} + Hg_{disuelto}$) en el agua de las localidades de estudio de la cuenca alta del río Cuyuní.

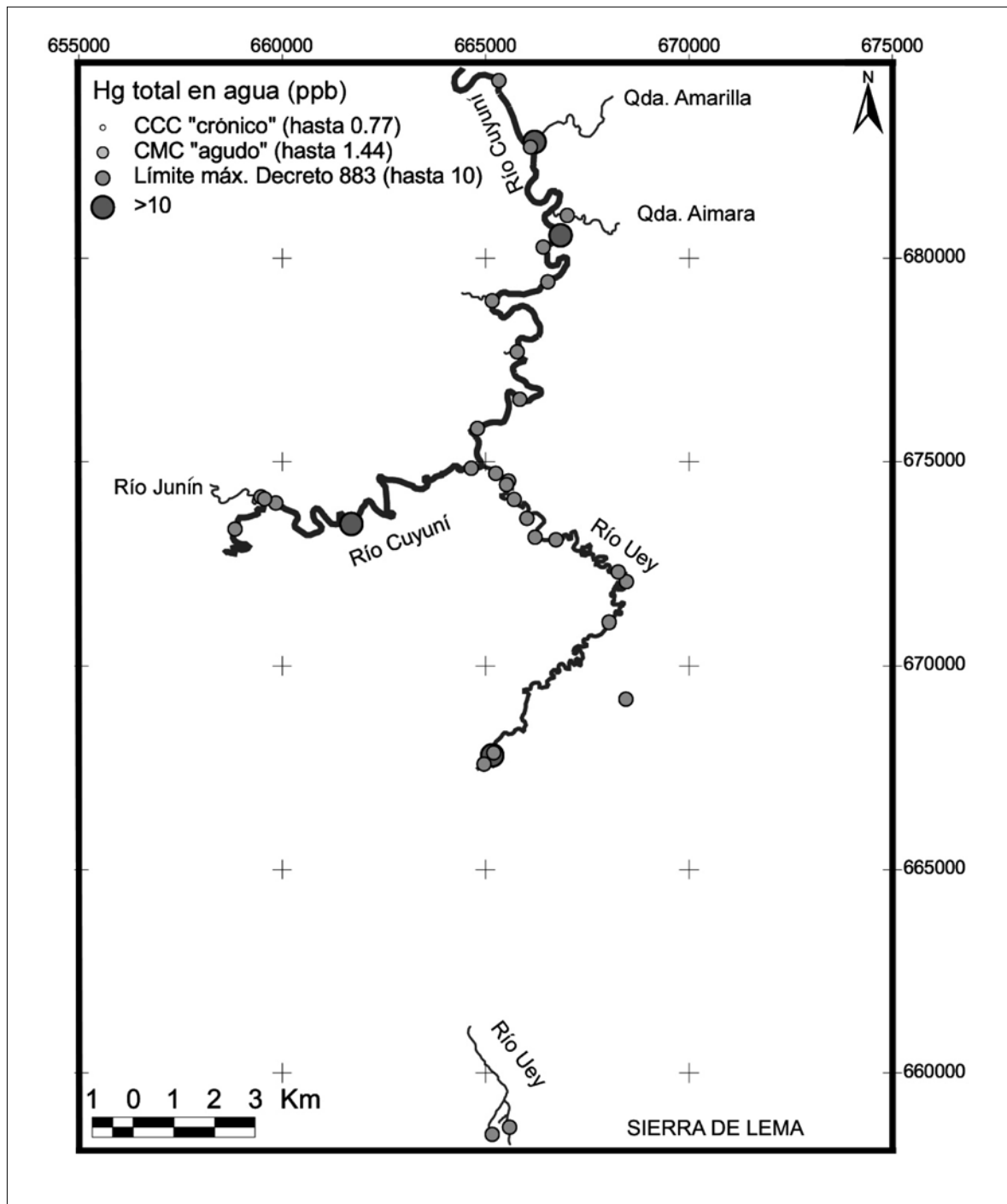


Figura 4.8. Mapa de las concentraciones de mercurio total en el agua de las localidades de estudio de la cuenca alta del río Cuyuní.

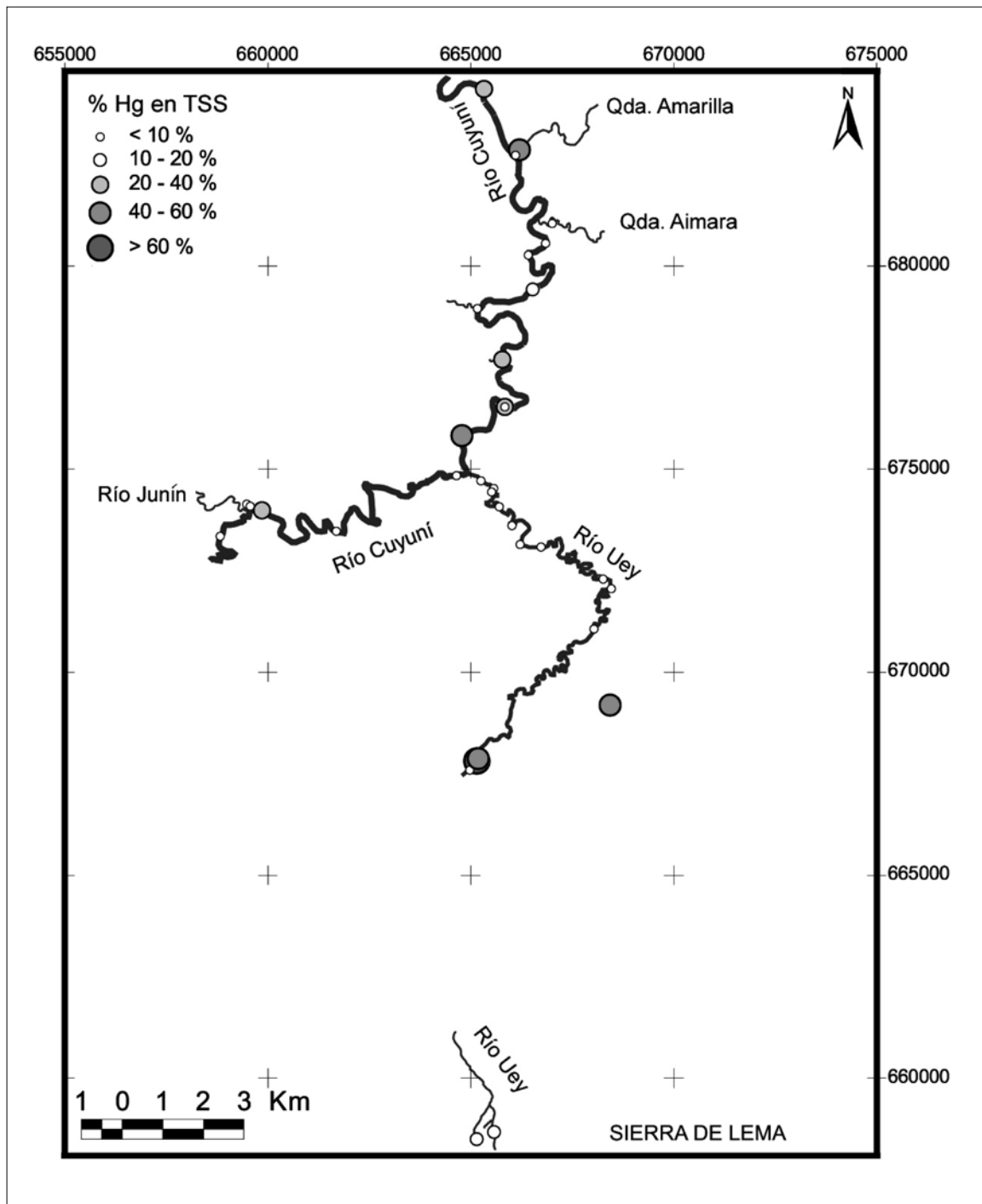


Figura 4.9. Mapa del porcentaje de mercurio unido a los sólidos suspendidos en la columna de agua de las localidades de estudio en la cuenca alta del río Cuyuní.

estaciones, según la escala de valores para efectos crónicos (CCC) y agudos (CMC) causados por mercurio, adaptados por la NOAA (Buchman 1999), y el valor máximo permisible del metal en aguas tipo 4 y 6 (hasta 10 ppb), contemplado en la normativa ambiental venezolana según el Decreto 883. Todos los valores de concentración de Hg determinados para las estaciones de la cuenca alta del río Cuyuní, están por encima de los niveles de efectos crónicos y agudos. Más aún, las estaciones F, H, 16 y 22 presentaron valores de mercurio que exceden al máximo permisible en la normativa ambiental.

El mercurio unido a los sólidos en suspensión en la columna de agua fue menor al 10% del Hg total en la mayoría de las estaciones del río Uey, excepto en las localidades 22, 31 y X1 en el Medio Uey (63.35, 42.30 y 44.44%, respectivamente) y en las estaciones 37 y 39 ubicadas en el Alto Uey. Asimismo, se obtuvieron valores de mercurio unidos a los SST superiores al 20% del Hg total en las localidades 19, 26, 27 y R, como también en las estaciones C y F del cauce principal del río Cuyuní y la Quebrada Amarilla con proporciones de 41.47 y 59.79%, respectivamente (Figura 4.9).

Un resumen de la concentración de mercurio, talla y peso promedio de los organismos colectados se muestra para cada especie y hábito alimenticio en el Apéndice 4. En general, la concentración del metal fue mayor en el músculo de peces con respecto a los invertebrados; a excepción de una muestra del cangrejo *Fredius beccarii*

(estación 21) y del caracol *Doryssa cf. gracilis* (estación 33) con 307,65 y 819,16 ppb, respectivamente. Las especies de peces que presentaron una concentración de Hg promedio mayor a 500 ppb fueron: *Acestrorhynchus microlepis*, *Ageneiosus inermis*, *Crenicichla johanna*, *Crenicichla lenticulata*, *Curimata cyprinoides*, *Cynodon septenarius*, *Cynopotamus essequibensis*, *Cyphocharax spirulus*, *Electrophorus electricus*, *Hemigrammus* sp3, *Hoplias macropthalmus*, *Jupiaba potaroensis*, *Leptodoras linnelli*, *Moenkhausia lepidura*, *Pimelodus ornatus*, *Plagioscion squamosissimus*, *Rivulus* sp y *Serrasalmus rhombeus*.

En la tabla 4.2 se muestra el rango de concentraciones de mercurio registradas en el tejido de los organismos, discriminadas por estación. Las máximas concentraciones obtenidas en el área focal 1, se observaron en las estaciones 3 y 5 (1769,30 y 4105,77 ppb, respectivamente), correspondientes al cauce principal del río Uey, donde se colectaron individuos de gran talla (14-60 cm); seguido por la estación 13, donde se determinó la concentración de Hg en un individuo de la especie *Electrophuorus electricus* (3935,84 ppb). En el área focal 2, la estación 16 (La Maicena) presentó la máxima concentración de mercurio, seguida por la estación 19. En el área focal 4, en la cabecera del río (Alto Uey), la máxima concentración de Hg fue de 2792,28 ppb y la mínima de 462,54 ppb y en el Medio Uey (AF5), la máxima concentración de mercurio fue de 819,16 ppb en la estación 33. En el área focal 3

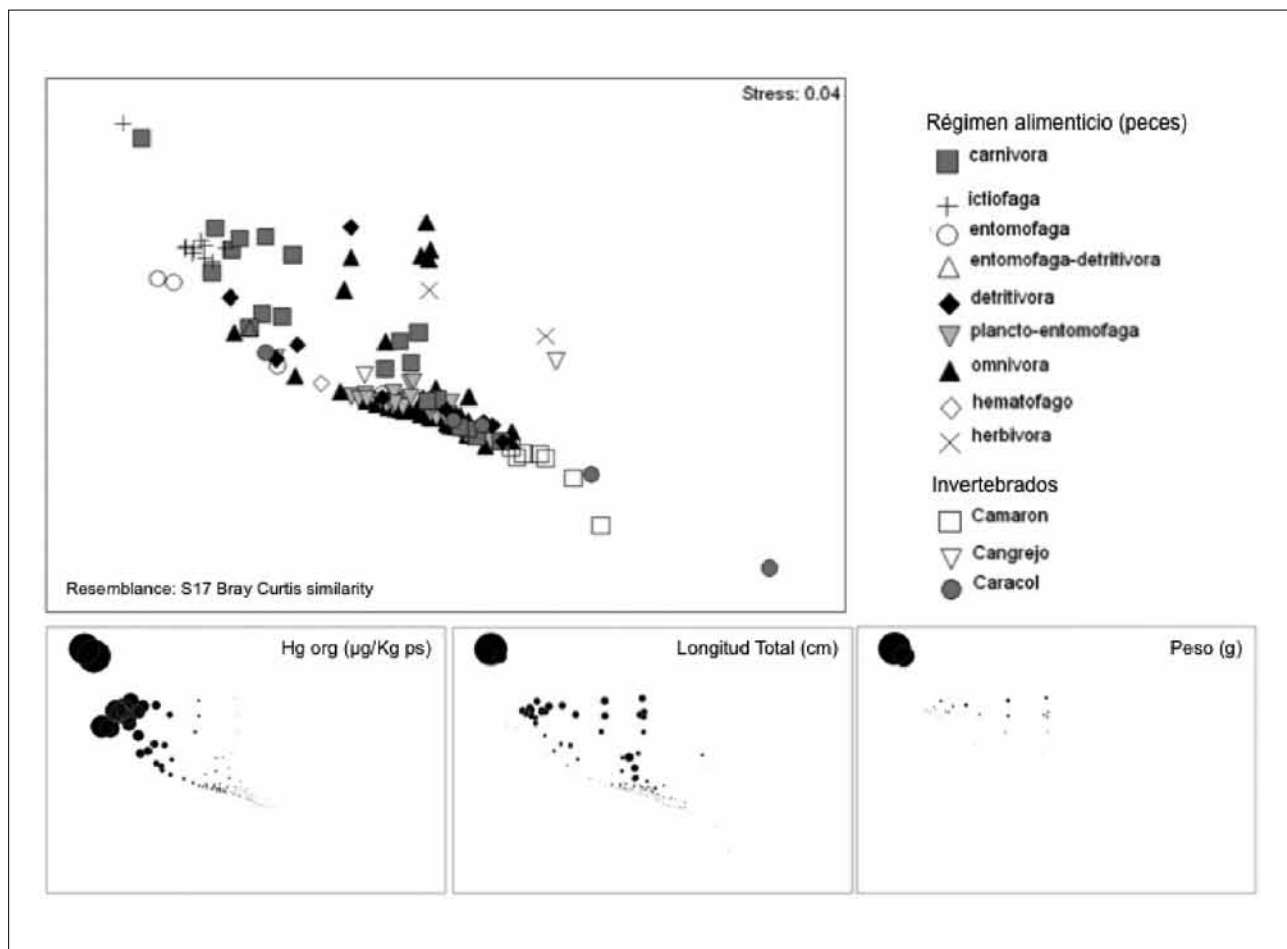


Figura 4.10. Análisis de ordenación multidimensional no métrica de las variables: Hg org, longitud total y peso, utilizando como factor el régimen alimenticio de peces y la categoría de invertebrados.

los individuos colectados presentaron concentraciones máximas por debajo de los 500 ppb.

Al clasificar a los peces según sus gremios tróficos, se observa que las máximas concentraciones del metal fueron obtenidas en las especies carnívoras (ictiófagas y entomófagas), seguidas por las especies detritívoras y omnívoras, todas con valores mayores a 500 ppb, presentando las menores concentraciones las especies herbívoras (Tabla 4.3). Estos datos de concentración de mercurio en la biota, muestran un posible proceso de bioacumulación del Hg en la cadena trófica, ya que las especies carnívoras (ictiófagas y entomófagas) presentaron una magnificación de la concentración de Hg de 26.9, 25.8 y 18.3 veces respectivamente, el nivel máximo encontrado en las especies de régimen herbívoro (Tabla 4.3).

El análisis de ordenación multidimensional no métrico de la concentración de mercurio, el peso y la talla de los organismos se presenta en la figura 4.10. Este análisis muestra una interrelación entre el régimen alimenticio y la concentración del metal con la longitud y peso de los individuos, ya que se observa la separación y formación un grupo de peces carnívoros (ictiófagos y entomófagos), quienes a su vez presentaron los niveles de mercurio, talla y peso más altos.

El índice de evaluación de riesgo fue calculado por especie, en organismos con una talla superior a 10 cm, que pueden ser consumidos por las poblaciones locales (Tabla 4.4). En general, el consumo de estos organismos muestra valores muy elevados ($HQ \gg 1$), hasta 55.7 en *Plagioscion squamosissimus* (curbinata), 53.4 en *Electrophorus electricus* (temblador), 31.9 en *Cynodon septenarius* (payara), 29.3 en *Cynopotamus essequibensis* (dientón) y 24.0 para *Pimelodus ornatus* (bagre) entre otros, siendo la excepción *Myleus rubripinnis* (palometa) con un valor de HQ igual a 0.7.

DISCUSIÓN

Las concentraciones de mercurio en el agua, sedimentos y en el tejido de los organismos de las estaciones de la cuenca alta del río Cuyuní obtenidas en este estudio, indican una entrada importante del metal al ecosistema y revelan un alto potencial de riesgos de efectos tanto en la biota, como en la salud de los pobladores, ya que regularmente estos niveles de Hg exceden los criterios de calidad ambiental.

Las mayores concentraciones de mercurio en el agua y los sedimentos estuvieron localizadas en estaciones que mostraron evidentes perturbaciones por actividades de pequeña minería *in situ* o adyacentes, como lo son Quebrada Amarilla (F), La Maicena (16) y en las estaciones 18, 22, H y el río Junin (L), de las áreas focales Alto y Medio Cuyuní, lo que coincide con trabajos realizados en otros ríos de Suramérica (Amazonas, Ecuador y Suriname), donde se ha determinado una asociación entre la contaminación mercurial y la minería aurífera artesanal (Mol et al. 2001, Tarras-Wahlberg et al. 2001, Durrieu et al. 2005, Dorea et al. 2004, 2006). Asimismo, varias estaciones ubicadas en las áreas focales 1, 4 y 5 del río Uey mostraron valores anormales y elevados de mercurio en los compartimientos del agua y sedimentos (estaciones 6, 11, 31 y 37), ésta última ubicada en la cabecera del río Uey en la Serranía de Lema (entre los 586 y 600 m snm), que suponía

ser un área de referencia de niveles basales de mercurio. Un estudio reciente realizado por Rajar et al. (2004), donde se aplicaron modelos de simulación hidrodinámica y de transporte de Hg a dos casos de contaminación, han mostrado para ambas situaciones que los procesos más importantes en el ciclo del mercurio son físicos (p. e. transporte por corrientes, dispersión e intercambio con los sedimentos del fondo). De este modo, las tormentas y vientos de lluvia pueden desplazar el mercurio unido principalmente a los sedimentos suspendidos por decenas de kilómetros. Dado que en la Serranía de Lema a partir de los 500 a 600 m snm predomina un clima muy húmedo submesotérmico o bioclima muy húmedo premontano, con temperaturas medias anuales entre 23 y 18° C y precipitaciones medias anuales superiores a los 4000 mm (Ortiz 2002 citado en Hernández y Castellanos 2006), es posible que esté ocurriendo un transporte importante de la contaminación mercurial producida por las actividades de pequeña minería desde las zonas adyacentes hasta la cabecera del río Uey.

La mayoría de las estaciones (64%) en la cuenca alta del río Cuyuní, mostraron un enriquecimiento del mercurio en sus sedimentos, indicativo de una importante entrada del metal al ecosistema debido a actividades antropogénicas como la minería. En sedimentos contaminados con mercurio puede ocurrir un aumento de los factores de enriquecimiento durante la época de lluvias, como es el caso del río Pra en Ghana (Donkor et al. 2006), donde el mercurio acumulado en los sedimentos está sujeto a procesos de re-movilización y/o enterramiento que afectan su distribución, especiación y biodisponibilidad, incrementando generalmente la concentración en la biota (Piani et al. 2005, Donkor et al. 2006).

El nivel promedio de mercurio total en el agua de los ríos y quebradas afluentes de la cuenca (6.02 ± 3.95 ppb), ha incrementado considerablemente con respecto del valor medio reportado por García-Sánchez et al. (2008) de 1.60 ppb (rango: 0.24 - 4.14 ppb), analizado para los años 2001-2002, siendo actualmente nuestros resultados similares a los rangos de valores reportados para el río Madeira (Brasil) y para el sector aguas abajo del área minera de Almaden (España) (Niagru et al. 1992, Gray et al. 2004). Este incremento en las concentraciones de Hg en el agua, parece estar asociado a la gran proporción del metal transportado en los sólidos en suspensión (entre el 20 y 60%) obtenida en la mayoría de las localidades, posiblemente asociado con la resuspensión de sedimentos, deforestación y utilización de monitores hidráulicos en la minería artesanal practicada en la cuenca (Tarras-Wahlberg et al. 2001, DTMC y SRWP 2002, Subramanian et al. 2003, Rajar et al. 2004, Piani et al. 2005).

El mercurio es considerado uno de los metales pesados más peligrosos, debido a su alta toxicidad, propiedades bioacumulativas y otros efectos letales en los organismos, incluyendo alteraciones genéticas y mutagénesis (WHO 1990). El nivel de mercurio en la biota, es utilizado como un indicador final que proporciona evidencia directa de la biodisponibilidad y bioacumulación del mercurio que se encuentra en los suelos, sedimentos, agua o aire del ecosistema (Veiga y Baker 2003).

La concentración de mercurio en varias de las especies de peces provenientes de las cinco áreas focales, fue de

Tabla 4.3. Rango de concentraciones de mercurio y bioacumulación, según el régimen alimenticio de los organismos colectados en la cuenca alta del río Cuyuní. Los valores de bioacumulación representan la magnitud del aumento (número de veces) en la concentración máxima de mercurio respecto de la alimentación herbívora.

Organismos	Régimen alimenticio	n	Hg (µg/Kg ps)		Hg Bioacumulación
			Max	Min	
peces	ictiófago	20	4105.77	80.97	26.9
	ictiófago	10	3935.84	1769.30	25.8
	entomófago	4	2792.28	262.14	18.3
	detritívoro	9	1409.35	79.47	9.2
	omnívoro	55	1162.96	73.92	7.6
	entomófago-detritívoro	1	1051.12	1051.12	6.9
	plancto-entomófago	29	749.41	89.21	4.9
	hematófago	1	462.54	462.54	3.0
	herbívoro	2	152.50	50.84	1.0
caracoles	-	5	819.16	1.61	5.4
cangrejos	-	2	307.65	49.97	2.0
camarones	-	7	72.20	21.00	0.5

Tabla 4.4. Cuota de Riesgo (HQ) al consumir como alimento algunos de los organismos colectados en la cuenca alta del río Cuyuní. El cálculo se realizó en base a la concentración promedio de Hg por especie, de los organismos que presentaron una talla mayor a 10 cm.

Régimen alimenticio	Nombre científico	n	Hgtot (µg/Kg ps)	MeHg (µg/Kg ps)	MeHg (µg/100g)	HQ
ictiófago	<i>Plagioscion squamosissimus</i>	1	4105.77	3900.48	390.05	55.7
	<i>Ageneiosus inermis</i>	3	1618.83	1537.89	153.79	22.0
	<i>Acestrorhynchus microlepis</i>	2	1456.24	1383.43	138.34	19.8
	<i>Serrasalmus rhombeus</i>	1	968.58	920.15	92.02	13.1
	<i>Crenicichla lenticulata</i>	1	785.33	746.06	74.61	10.7
	<i>Crenicichla johanna</i>	2	527.45	501.08	50.11	7.2
	<i>Hoplias macrophthalmus</i>	4	492.97	468.33	46.83	6.7
	<i>Synbranchus marmoratus</i>	1	221.08	210.02	21.00	3.0
	<i>Sternopygus macrurus</i>	1	203.25	193.09	19.31	2.8
	<i>Acestrorhynchus falcatus</i>	1	184.18	174.97	17.50	2.5
ictiófago	<i>Electrophorus electricus</i>	1	3935.84	3739.05	373.91	53.4
	<i>Cynodon septenarius</i>	6	2352.05	2234.44	223.44	31.9
	<i>Cynopotamus essequibensis</i>	2	2158.36	2050.45	205.04	29.3
	<i>Pimelodus ornatus</i>	1	1769.30	1680.83	168.08	24.0
entomófago	<i>Gymnotus carapo</i>	1	262.14	249.04	24.90	3.6
detritívoro	<i>Curimata cyprinoides</i>	2	1021.09	970.03	97.00	13.9
	<i>Prochilodus rubrotaeniatus</i>	1	385.85	366.56	36.66	5.2
entomófago-detritívoro	<i>Leptodoras linnelli</i>	1	1051.12	998.56	99.86	14.3
omnívoro	<i>Geophagus brachybranchus</i>	1	425.55	404.27	40.43	5.8
	<i>Triportheus brachipomus</i>	1	251.50	238.92	23.89	3.4
	<i>Leporinus friderici</i>	5	192.38	182.76	18.28	2.6
	<i>Aequidens tetramerus</i>	1	119.43	113.46	11.35	1.6
plancto-entomófago	<i>Eigenmannia humboldtii</i>	3	180.84	171.80	17.18	2.5
herbívoro	<i>Brycon falcatus</i>	1	152.50	144.88	14.49	2.1
	<i>Myleus rubripinnis</i>	1	50.84	48.30	4.83	0.7

hasta ocho veces superior a la concentración máxima propuesta por la Organización Mundial de la Salud para ser usados como alimento (500 ppb) (WHO 1990). Estos niveles elevados de mercurio, sugieren una contaminación importante en la biota del lugar, ya que los valores obtenidos son comparables a los reportados en peces provenientes de áreas altamente impactadas por Hg (Mol et al. 2001, Tarras-Wahlberg et al. 2001, Durrieu et al. 2005, Evans et al. 2005, Castilhos et al. 2006, Dorea et al. 2004, 2006) y superiores a los determinados en especies y géneros similares de peces dulceacuícolas de Colombia (Mancera-Rodríguez y Álvarez-León 2006), Orinoquia colombiano-venezolana (Trujillo et al. 2005), ríos Orinoco y Ventuari en el Estado Amazonas (Lasso et al. 2006), río Supamo y su tributario Parapapo (parte superior de la cuenca del Cuyuní) (Nico y Taphorn 1994) y en la cuenca del río Cuyuní (García-Sánchez et al. 2008). Más aún, los valores de mercurio encontrados en los diferentes gremios tróficos apuntan a un proceso de bioacumulación del metal en la cadena trófica de la cuenca alta del río Cuyuní.

La asociación obtenida entre las variables peso, talla (longitud estándar), régimen alimenticio y concentración de mercurio en la biota, mostrada por el análisis nMDS, indica que los niveles de mercurio en los peces incrementan con la talla, el peso y los hábitos alimenticios de depredadores, como por ejemplo en peces carnívoros (ictiófagos y entomófagos). Estos resultados concuerdan con lo reportado para peces de ambientes tropicales similares como la cuenca del Amazonas, donde existen problemas de contaminación por mercurio causados por la minería artesanal (Mol et al. 2001, Tarras-Wahlberg et al. 2001, Durrieu et al. 2005, Dorea et al. 2006).

Las máximas concentraciones de Hg encontradas en los peces colectados en el río Uey (estaciones 3, 5, 13, 33 y 35), podrían estar relacionadas con tres situaciones. Primero, por las altas tasas de metilación del mercurio que se predicen para los ríos de aguas negras, con sedimentos ricos en materia orgánica (Guimaraes et al. 1995), que están sometidos a una presión directa (minería) o indirecta (por transporte) de contaminación por Hg. El río Uey es un sistema de aguas negras, generalmente con bajo contenido de sólidos suspendidos y conductividad, ligeramente ácido y rico en carbono orgánico disuelto, proveniente de la descomposición de la materia orgánica (ver Capítulo de Limnología de este Boletín RAP). En segundo lugar puede estar asociado a la contribución de los ácidos orgánicos a la formación de complejos solubles con el mercurio de origen antrópico, que son transportados grandes distancias y bioacumulados directamente por los organismos (Sandoval et al. 2006). Por último, al desplazamiento de peces (tanto depredadores y presas) desde el río Cuyuní que presenta una elevada actividad minera artesanal y, por ende, presión de contaminación mercurial.

Las elevadas concentraciones de mercurio en los peces del área focal 4 ubicada en Sierra de Lema (max: 2792.28 y min: 462.54 ppb), con sedimentos enriquecidos ($FE_{Hg}=1.90$) y valores de mercurio disuelto en agua entre 2.05 y 3.55 ppb, superiores al criterio CMC "agudo" establecido por la NOAA, indican que el mercurio en esta localidad se encuentre posiblemente en la forma biodisponible para ser acumulado por la biota.

La cuota de riesgo (HQ), para el consumo de pescado fue elevada en todas las especies de peces de talla mayor a 10 cm que pueden ser consumidos, a excepción del herbívoro *Myleus rubripinnis*, lo que supone una seria situación de riesgo por exposición a MeHg en las personas que se alimentan del pescado local.

Es importante señalar que los estudios recientes del proyecto METAALLICUS (The Mercury Experiment to Assess Loadings in Canada and the US), llevados a cabo en el Área de Lagos Experimentales de Manitoba, han determinado que el incremento en las concentraciones de MeHg en la biota son atribuibles a un incremento en la deposición de mercurio, por lo que se esperaría que una reducción de las emisiones del metal provocarían una rápida reducción (en pocos años), de las concentraciones de metilmercurio en los peces, además de una concomitante reducción de los riesgos (Chen et al. 2005).

RECOMENDACIONES PARA LA CONSERVACIÓN

El histórico de la utilización de mercurio en la minería artesanal del oro en la cuenca del río Cuyuní muestra consecuencias directas en el aumento de los niveles del metal en los compartimientos del agua, sedimentos y biota del ecosistema. Los elevados niveles de mercurio en los organismos acuáticos analizados constituyen una evidencia del proceso de bioacumulación del metal en la biota, además de un riesgo para la salud de las poblaciones de la zona que se alimentan de los peces. Por lo tanto, estas personas deberán ser alertadas contra el consumo excesivo de pescado, sobre todo de grandes peces depredadores como curbinatas, aimaras, payaras, etc., los cuales podrían ser sustituidos, en la medida de lo posible, por especies más pequeñas y de regímenes alimenticios herbívoros, omnívoros y detritívoros. Es especialmente importante, que las mujeres embarazadas eviten el consumo de peces depredadores, debido a que el mercurio puede afectar seriamente el desarrollo neural del feto (Boischio y Heinshel 1996, Lebel et al. 1998).

Se recomienda la aplicación inmediata de medidas para prevenir el aumento de las actividades de minería artesanal en la zona, las cuales deben ir acompañadas de un programa de reducción de emisiones de mercurio, a partir de la sensibilización de los mineros y su capacitación en el uso de retortas, que sean a su vez ampliamente diseminadas entre quienes realizan la quema de amalgamas. Esto podría tener un efecto significativo en la reducción del nivel de mercurio que está siendo actualmente liberado en la cuenca del Cuyuní, dado que la recuperación del metal obtenida es superior al 98% cuando se utiliza la retorta. Además, tanto su operación como la calidad del oro resultante ha sido evaluada positivamente por los mineros (Pérez et al. 2007).

BIBLIOGRAFÍA

Akagi, H., Y. Kinjo, F. Branches, O. Malm, M. Harada y W. Pfeiffer. 1994. Methylmercury pollution in Tapa-jós river basin, Amazon. Environ. Sci. 3: 25–32.

- Akagi, H., Y. Kinjo, F. Branches, O. Malm, M. Harada y W. Pfeiffer. 1995. Methylmercury pollution in Amazon, Brazil. *Sci. Total Environ.* 175: 85–95.
- APHA. 1985. Method 209C-D. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 16th Edition. American Public Health Association, New York, USA.
- Boischio, A. y D. Heinshel. 1996. Risk assessment of Hg exposure throughout fish consumption by the riverside people in the Madeira Basin, Amazon, 1991. *Neurotoxicology* 17: 169–76.
- Buchman, M. 1999. NOAA Screening Quick References-Tables. NOAA HAZMAT Report 99-1. Seattle WA. Coastal Protection and Restoration Division. National Oceanic and Atmospheric Administration, USA.
- Castilhos, Z., S. Rodrigues-Filho, A. Rodrigues, R. Villas-Bôas, S. Siegel, M. Veiga y C. Beinhoff. 2006. Mercury contamination in fish from gold mining areas in Indonesia and human health risk assessment. *Sci. Total Environ.* 368: 320–325.
- Chen, C., R. Stemberger, N. Kamman, B. Mayes y C. Folt. 2005. Patterns of Hg Bioaccumulation and Transfer in Aquatic Food Webs Across Multi-lake Studies in the Northeast US. *Ecotoxicology* 14: 135–147.
- Clarke, K. y R. Gorley. 2006. Plymouth Routines. *En: Multivariate Ecological Research, Primer V6: User Manual/Tutorial*. PRIMER-E Ltd UK.
- Dorea J., A. Barbosa y G. Silva. 2006. Fish mercury bioaccumulation as a function of feeding behavior and hydrological cycles of the Rio Negro, Amazon. *Comp. Biochem. Phys.* 142 C: 275–283.
- Dorea J., A. Barbosa, J. Souza, P. Fadini y W. Jardim. 2004. Piranhas (*Serrasalmus* spp) as markers of mercury bioaccumulation in Amazonian ecosystems. *Ecotox. Environ. Safe.* 59: 57–63.
- DTMC y SRWP. 2002. Modeling Mercury Fate, Transport, and Uptake in the SRW. Delta Tributary Mercury Council and SRW Program-Mercury Models Report. Appendix 4.
- Durrieu G., R. Maury-Brachet y A. Boudou. 2005. Gold-mining and mercury contamination of the piscivorous fish *Hoplias aimara* in French Guiana (Amazon basin). *Ecotox. Environ. Safe.* 60: 315–323.
- Evans M., W. Lockhart, L. Doetzel, G. Low, D. Muir, K. Kidd, G. Stephens y J. Delaronde. 2005. Elevated mercury concentrations in fish in lakes in the Mackenzie River Basin: The role of physical, chemical, and biological factors. *Sci. Total Environ.* 351-352: 479-500.
- Fernández, J., F. Provenzano y C. Lasso. 2006. Catálogo ilustrado de los peces de la cuenca del río Cataniapo. Instituto Nacional de Investigaciones Agrícolas (INIA), publicación especial número 19, INIA-MCT-FONACIT. Maracay, Edo. Aragua, Venezuela. 272 p.
- Fréry, N., R. Maury-Brachet, E. Maillot, M. Deheeger, B. de Mérona y A. Boudou. 2001. Gold-Mining Activities and Mercury Contamination of Native Amerindian Communities in French Guiana: Key Role of Fish in Dietary Uptake. *Environ. Health Perspect.* 109: 449-456.
- García-Sánchez, A., F. Contreras, M. Adams y F. Santos. 2006. Atmospheric mercury emissions from polluted gold mining areas (Venezuela). *Environ. Geochem. Health.* 28: 529-540.
- García-Sánchez, A., F. Contreras, M. Adams y F. Santos. 2008. Mercury contamination of surface water and fish in a gold mining region (Cuyuní river basin, Venezuela). *Int. J. Environment and Pollution.* 33: 260-274.
- Gray, J., M. Hines, P. Higuera, I. Adatto y B. Lasorda. 2004. Mercury speciation and microbial transformation in mine wastes, stream sediments, and surface Waters at the Almaden mining District, Spain. *Environ. Sci. Technol.* 38: 4285-4292.
- Guimaraes, J., O. Malam y W. Pfeiffer. 1995. A simplified radiochemical technique for measurement of net mercury methylation rates in aquatic systems near gold mining areas, Amazon, Brazil. *Sci. Total Environ.* 172:151-162.
- Hernández, L. y H. Castellanos. 2006. Crecimiento diamétrico arbóreo en bosques de Sierra de Lema, Guayana venezolana: primeras evaluaciones. *Inter-ciencia* 31: 787-793.
- Huckabee, J., J. Elwood y S. Hildebrand. 1979. Accumulation of mercury in freshwater biota. *En: Nriagu J., (Ed.). The biogeochemistry of mercury in the environment*. Amsterdam: Elsevier/North-Holland Biomedical Press. Pp: 277–302.
- IRIS. 1995. Methylmercury (MeHg) (CASRN 22967-92-6). URL: <http://www.epa.gov/NCEA/iris/subst/0073.htm>
- Lasso, C. 2004. Los peces de la Estación Biológica El Frío y Caño Guaritico, Estado Apure, Llanos del Orinoco, Venezuela. Publicaciones del Comité Español del Programa MaB y de la Red IberoMaB de la UNESCO, Número 5. Sevilla, España.
- Lasso, C., A. Giraldo, O. Lasso-Alcalá, O. León-Mata, C. DoNascimento, N. Milani, D. Rodríguez-Olarte, J. C. Señaris y D. Taphorn. 2006. Peces de los ecosistemas acuáticos de la confluencia de los ríos Orinoco y Ventuari, Estado Amazonas (Venezuela): resultados del AquaRAP 2003. *En: Evaluación rápida de la Biodiversidad de los Ecosistemas Acuáticos en la confluencia de los Río Orinoco y Ventuari, Estado Amazonas, Venezuela*. C. Lasso, J. Señaris, L. Alonso y A. Flores (Eds.). RAP Bulletin of Biological Assessment. Conservation International, Washington, D.C., USA. Pp: 114-122.
- Lebel, J., D. Mergler, F. Branches, M. Lucotte, M. Amorim y F. Larribe. 1998. Neurotoxic effects of low-level methyl Hg contamination in the Amazonian basin. *Environ. Res.* 79: 20–32.
- Limbong, D., J. Kumampung, J. Rimper, T. Arai y N. Miyazaki. 2003. Emissions and environmental implications of mercury from artisanal gold mining in north Sulawesi, Indonesia. *Sci. Total Environ.* 302: 227–236.
- Loring, D. H., R. T. T. Rantala. 1992. Manual for the geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter. *Earth-Sci. Rev.* 32: 235-283.
- Loska, K., J. Cebula, J. Pelczar, D. Wiechula y J. Kwapiński. 1997. Use of enrichment, and contamination factors together with geoaccumulation indexes to evaluate the content of Cd, Cu, and Ni in the Rybnik

- water reservoir in Poland. *Water, Air, Soil Pollut.* 93: 347-365.
- Mancera-Rodríguez, N. y R. Álvarez-León. 2006. Estado del conocimiento de las concentraciones de mercurio y otros metales pesados en peces dulceacuícolas de Colombia. *Acta Biológica Colombiana.* 11: 3-23.
- Mol, J., J. Ramlal, C. Lietar y M. Verloo. 2001. Mercury Contamination in Freshwater, Estuarine, and Marine Fishes in Relation to Small-Scale Gold Mining in Suriname, South America. *Environ. Res.* 86: 183-197.
- Niagru, J., P. Pfeiffer, O. Malm, C. Souza y G. Mierle. 1992. Mercury pollution in Brazil. *Nature.* 356: 359.
- Nico, L. y D. Taphorn. 1994. Mercury in fish from gold-mining regions in the upper Cuyuni river system, Venezuela. *Fresenius Envir. Bull.* 3: 287-292.
- Pérez, L., O. Farina y M. González. 2007. Programa de reducción de emisiones de mercurio causadas por la pequeña minería en el estado Bolívar, Venezuela. VII Congreso Venezolano de Ecología. Ciudad Guayana. Venezuela. P. 596.
- Piani, R., S. Covelli y H. Biester. 2005. Mercury contamination in Marano Lagoon (Northern Adriatic sea, Italy): Source identification by analyses of Hg phases. *Applied Geochemistry* 20: 1546-1559.
- Porto, J., C. Araújo y E. Feldberg. 2005. Mutagenic effects of mercury pollution as revealed by micronucleus test on three Amazonian fish species. *Environ. Res.* 97: 287-292.
- Rajar, R., D. Žagar, M. Cetina, H. Akagi, S. Yano, T. Tomiyasu y M. Horvat. 2004. Application of three-dimensional mercury cycling model to coastal seas. *Ecol. Model.* 171: 139-155.
- Sandoval, M., M. Veiga, J. Hinton y S. Sandner. 2006. Application of sustainable development concepts to an alluvial mineral extraction project in Lower Caroni River, Venezuela. *J. Cleaner Prod.* 14: 415-426.
- Shrestha, K. y X. Ruiz de Quilisque. 1989. A preliminary study of mercury contamination in the surface soil and river sediment of the Roscio District, Bolivar State, Venezuela. *Sci. Total Environ.* 79: 233-239.
- Subramanian, V., N. Madhavan, R. Saxena y L. Lundin. 2003. Nature of distribution of mercury in the sediments of the River Yamuna (tributary of the Ganges), India. *J. Environ. Monit.* 5: 427-434.
- Taphorn, D. 1992. The Characiform Fishes of the Apure River Drainage, Venezuela. *Biollania* 4 (Edición Especial): 1- 537.
- Tarras-Wahlberg, N., A. Flachier, S. Lane y O. Sangfors. 2001. Environmental impacts and metal exposure of aquatic ecosystems in rivers contaminated by small scale gold mining: the Puyango River basin, southern Ecuador. *Sci. Total Environ.* 278: 239-261.
- Trujillo, F., M. Diazgranados, C. Lasso y L. Pérez. 2005. Evaluación de las concentraciones de mercurio en peces de interés comercial, organoclorados y organofosforados como indicadores de contaminación mercurial en ecosistemas acuáticos de la Orinoquia. Informe Técnico. Fundación Omacha-WWF Colombia-Fundación La Salle de Ciencias Naturales. Bogotá. Colombia.
- USEPA. 1984. Ambient water quality criteria for Mercury-1984. EPA/440/5-84-026. URL: <http://www.epa.gov/ost/pc/ambientwqc/mercury1984.pdf>
- USEPA. 1998. Method 7473: Mercury in solids and solutions by thermal decomposition, amalgamation, and atomic absorption spectrometry. Revision 0. EPA Report # SW-846. URL: <http://www.epa.gov/sw-846/pdfs/7473.pdf>
- USEPA. 2000. Mercury Research Strategy. Washintong, DC. EPA/600/R-00/073. URL: <http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?deid=20853>
- Veiga, M. 1996. Advisory assistance on avoidance of mercury pollution from artisanal gold mining operations in State of Bolivar, Venezuela. Consultant for UNIDO. USA.
- Veiga, M. y R. Baker R. 2003. Protocols for environmental and health assessment of mercury released by artisanal and small-scale gold miners. Published by GEF/UNDP/UNIDO Global Mercury Project. Vienna.
- WHO. 1990. Environmental Health Criteria 101: Methylmercury. Geneva: World Health Organization.