ACUMULACIÓN DE MERCURIO (Hg) EN TEJIDO MUSCULAR Y HEPÁTICO EN ESPECIES ÍCTICAS EN DIFERENTES CIÉNAGAS DEL MAGDALENA MEDIO

POR

Santiago Álvarez Galeano

Trabajo de grado para optar al título de Magister en Ciencias Ambientales

ASESOR

Jaime Alberto Palacio Dr. rer. nat.

UNIVERSIDAD DE ANTIOQUIA

CORPORACIÓN ACADEMICA AMBIENTAL

MAESTRÍA EN CIENCIAS AMBIENTALES

MEDELLÍN

2013

CONTENIDO

Lista de tablas 3

Lista de figuras 4

1. Marco teórico 5

2. Definición del problema y justificación 7

3. Preguntas 7

4. Hipótesis 8

5. Objetivo general 8

6. Objetivos específicos 8

7. Metodología 8

7.1 Área de estudio 8

7.2 Metodología y análisis 10

7.3 Análisis estadístico 11

8. Resultados 12

8.1 Comparación espacial 14

8.2 Concentración de mercurio en músculo e Hígado 15

8.3 Hábitos almentarios y sexo 20

9. Discusión 21

10. Conclusiones y recomendaciones 25

Agradecimientos 26

Referencias 27

Lista de tablas

Tabla 1. Media y desviación estándar (D.S.) de la concentración de HgT en tejido muscular, peso y longitud estándar de los peces capturados en un sistema de ciénagas del Magdalena Medio, Colombia. 13

Tabla 2. Media y desviación estándar (D.S.) de la concentración de HgT en tejido hepático, peso y longitud estándar de los peces capturados en ciénagas del Magdalena Medio, Colombia. 14

Tabla 3. Resultado de la correlación entre la concentración de Hg en tejido muscular y hepático y el peso corporal de diferentes especies ícticas del Magdalena Medio. 20

Tabla 4. Rango de la concentración de HgT en músculo en cuatro especies ícticas de dos estudios realizadas en el río Magdalena. 22

Tabla 5. Rangos de las concentraciones de HgT en tejido muscular de peces en diferentes zonas de Colombia..... 25

Lista de figuras

Figura 1. Localización de las ciénagas en el Magdalena Medio, Colombia.. 10

Figura 2. Comparación de las concentraciones de HgT (µg/g) en tejido muscular de *Prochilodus magdalenae* en seis ciénagas del Magdalena Medio. 15

Figura 3. Comparación de las concentraciones de HgT (µg/g) en músculo para 14 especies y en hígado para cinco especies capturadas en seis ciénagas del Magdalena Medio. 16

Figura 4. Comparación entre las concentraciones de HgT (µg/g) en músculo e hígado para cinco especies ícticas capturadas en diferentes ciénagas del Magdalena Medio. 17

Figura 5. Correlación entre la concentración de HgT (µg/g) en músculo y el peso de 14 especies ícticas capturadas en 9 ciénagas del Magdalena Medio. 18

Figura 6. Correlación entre la concentración de HgT (µg/g) en hígado y el peso de cinco especies ícticas capturadas en diferentes ciénagas del Magdalena Medio. 19

Figura 7. Comparación entre la concentración de HgT (µg/g) en tejido muscular y hepático y el hábito alimentario en peces capturados en diferentes ciénagas del Magdalena Medio. 20

Figura 8. Comparación entre la concentración de HgT (µg/g) en tejido muscular y el sexo de seis especies ícticas de diferentes ciénagas del Magdalena Medio. 21

1. Marco teórico

El gran significado de las ciénagas y zonas inundables en el mantenimiento de la producción biológica de sus cuencas, se debe a que actúan como áreas de crecimiento de numerosas especies ícticas importantes para el consumo humano (Aguirre 2005). Los sistemas cenagosos, como los humedales del Magdalena Medio, cumplen una importante función socioeconómica y ecológica gracias a que actúan como áreas de amortiguación de las crecientes de los ríos, son sitios de crecimiento de numerosas especies, y poseen un gran potencial para el desarrollo pesquero y turístico (Moreno y Fonseca 1987).

El mercurio (Hg) es un metal altamente tóxico con un alto potencial de bioacumulación en peces y, en general, en organismos acuáticos. En consecuencia, el consumo de productos hidrobiológicos se considera la principal ruta de exposición de los seres humanos a este contaminante (WHO 2007). El Hg ingresa a la atmósfera y a los ecosistemas acuáticos como resultado de procesos naturales como vulcanismo y erosión, no obstante, la principal causa del enriquecimiento de los ambientes naturales con Hg son las actividades antrópicas (Gustin et al. 2000). La presencia de Hg en los tejidos de la biota está directamente relacionada con la minería aurífera (Lechler et al. 2000), la industria química y el empleo de combustibles fósiles (Limbong et al. 2003). En América Latina, la minería a pequeña escala y artesanal es quizá la principal fuente de liberación de Hg a los ecosistemas acuáticos (Veiga et al. 2006). Durante el proceso de amalgamación del oro, el Hg es liberado a la atmósfera y a los ambientes acuáticos.

En condiciones óxicas y anóxicas, microorganismos transforman el Hg inorgánico en formas orgánicas de alta toxicidad como el MeHg (Morel et al. 1998). Más del 70% del Hg acumulado en el tejido muscular de peces se encuentra normalmente en formas metiladas (Redmayne et al. 2000). Sin embargo, el porcentaje acumulado en el tejido de peces depende de diferentes factores, que se relacionan con las características del ecosistema en particular y con la fisiología relativa de la especie (Sampaio da Silva et al. 2009). Esta forma química es de particular importancia por su alta capacidad de bioacumulación y biomagnificación (Scheuhammer et al. 2007). La acumulación de Hg en el tejido de los peces, principalmente las formas orgánicas como el metilmercurio (MeHg), genera riesgo

para los consumidores de los productos pesqueros, en especial para la población más vulnerable como niños y mujeres en embarazo (Dusek et al. 2005, Gorski et al. 2003).

El Hg es potencialmente mutagénico y teratogénico y puede afectar de forma negativa el sistema inmune y reproductor de los consumidores frecuentes de productos hidrobiológicos. Además, tiene efectos neurotóxicos y genotóxicos e inhibe la síntesis de proteínas esenciales en los organismos. La exposición crónica a bajos niveles de Hg puede generar alteraciones en las funciones del sistema nervioso con consecuencias neurofisiológicas particularmente en el desarrollo de fetos y neonatos (Abdelouahab et al. 2008).

Numerosos estudios han empleado la bioacumulación de Hg en peces con el objeto de analizar el nivel de contaminación de los ambientes acuáticos (Durrieu et al. 2005). El análisis de diferentes especies ícticas, con hábitos alimentarios diversos e individuos de amplio espectro de talla, provee una buena opción para comprender los procesos de acumulación y biomagnificación del Hg en los ecosistemas acuáticos (Dusek et al. 2005). Aunque la bioacumulación de Hg varía entre especies y tejidos, su cuantificación en peces se ha sustentado principalmente en la determinación en el tejido muscular esquelético, debido a su fácil acceso y a que es el compartimento más consumido por los seres humanos (Régine et al. 2006).

La acumulación de Hg en especies ícticas de sistemas limnéticos ha recibido considerable atención en otros países; se resaltan entre otras las siguientes publicaciones: Redmayne et al. (2000), Zhouy y Wong (2000), Dusek et al. (2005), Durrieu et al. (2005), Dorea et al. (2006), McCrary et al. (2006), Gammons et al. (2006), Jewett y Duffy (2007), Sheuhammer et al. (2007), Guentzel et al. (2007), Liu et al. (2008) y Kehrig et al. (2008). La acumulación de metales pesados en tejido de peces en Colombia ha sido descrita en algunos estudios para peces de la cuenca del río Magdalena, por el interés que existe en las consecuencias que conlleva la explotación aurífera en la cuenca (Mancera y Álvarez 2006). A pesar de la amplia historia que tiene Colombia sobre la minería artesanal y de vertimientos de Hg a los sistemas hídricos (Veiga 2010, Veiga et al. 2006), la información

acerca de la bioacumulación de Hg en peces en otras regiones del país es aún incipiente. El conocimiento actual de esta problemática en Colombia se debe a los trabajos de Agudelo (1991), Gómez y Martínez (1993), Rodríguez y Salazar (1992), Olivero (1997, 1998), Paz (2000), Ramos et al. (2000), Cala (2001), Olivero (2002, 2004), Mancera et al. (2006), Marrugo et al. (2007), Marrugo et al. (2008a, 2008b) y Álvarez et al. (2012).

2. Definición del problema y justificación

El Hg posee alto potencial de bioacumulación y se biomagnifica a través de las cadenas tróficas. La presencia de Hg de origen antrópico en los ambientes acuáticos, en especial como resultado de la actividad minera, afecta negativamente la calidad de los ecosistemas acuáticos como hábitat y como recurso. Este metal es utilizado en el proceso de extracción de oro en la minería aurífera en la cuenca del río Magdalena, y se acumula en las ciénagas que actúan como trampas de sedimentación.

La determinación de las concentraciones de mercurio en el tejido de peces de los ambientes acuáticos localizados en las áreas de influencia directa de la actividad minera, como algunos sistemas cenagosos del Magdalena Medio, permitirá establecer el nivel de contaminación de estos ecosistemas y el posible efecto sobre los consumidores de productos pesqueros, y facilitará una mayor comprensión de los procesos de bioacumulación en el tejido de los peces.

3. Pregunta

- ¿Cómo influyen los hábitos alimentarios y las tallas de los peces sobre la concentración de Hg en los tejidos muscular y hepático en las especies ícticas *Caquetaia kraussii, Curimata mivartii, Cyphocharax magdalenae, Prochilodus magdalenae y Triportheus magdalenae,* capturadas en nueve ciénagas del Magdalena Medio?

4. Hipótesis

- Dado que el tiempo de exposición de los peces al Hg y los hábitos alimentarios afectan la acumulación de este metal en los tejidos muscular y hepático, por tanto deben existir diferencias significativas en los niveles de Hg en los tejidos de los peces asociadas al peso y al hábito alimentario.

5. Objetivo general

Establecer la presencia de Hg en nueve sistemas cenagosos del Magdalena Medio mediante el análisis del contenido de Hg en los tejidos muscular y hepático de *Caquetaia kraussii, Curimata mivartii, Cyphocharax magdalenae, Prochilodus magdalenae y Triportheus magdalenae*.

6. Objetivos específicos

- Determinar la relación entre la concentración de Hg en los tejidos muscular y hepático y el tamaño de los ejemplares capturados en nueve sistemas cenagosos del Magdalena Medio.
- Establecer la relación entre la concentración de Hg en el tejido muscular y la procedencia de ejemplares de *Prochilodus magdalenae*.
- Establecer la relación entre la concentración de Hg en el tejido muscular y hepático y el hábito alimentario de los peces del Magdalena Medio.
- Establecer la relación entre la concentración de Hg en el tejido muscular y el sexo de los peces del Magdalena Medio.

7. Metodología

7.1 Área de estudio

La cuenca del río Magdalena está comprendida entre los límites oriental, central y occidental de la cordillera de los Andes, entre la latitud 3° y 11º N. Esta cuenca cubre una extensión de 273.350 km^2, su cauce principal tiene aproximadamente 1.500 km de longitud,

descarga en el mar Caribe un volumen promedio de 6.800 m^3/s y ocupa cerca del 24% de la superficie continental del país; sus afluentes principales son los ríos Cauca, Cesar y San Jorge. Gran parte de la población nacional se encuentra asentada sobre su área de influencia (80%), pues cubre 18 departamentos y 726 municipios, y cerca del 85% del producto interno bruto –PIB– nacional proviene de la economía de la región (Corporación Colombiana Internacional 2007).

La cuenca del río Magdalena ha sido sectorizada en tres grandes regiones de acuerdo a sus características topográficas, condiciones de navegabilidad y desarrollo de su plano inundable (Bazigos et al. 1975). El alto Magdalena se extiende desde su nacimiento en el Macizo Colombiano hasta el salto de Honda en el departamento de Tolima. En este tramo el río corre por un paisaje de colinas con poco o ningún desarrollo de su plano de inundación. En el medio Magdalena, desde el municipio de Honda hasta el municipio de Río Viejo en el departamento de Bolívar, el río corre entre sistemas de colinas de poca altura y comienza formar su plano de inundación. Generalmente el volumen de agua de las ciénagas en este sector fluctúa de acuerdo al régimen de lluvias local. El bajo Magdalena se localiza desde el municipio de Río Viejo hasta Barranquilla. En este sector se encuentra la Depresión Momposina, una extensa región con un gran número de ciénagas influenciadas directamente por el desbordamiento del río Magdalena y de sus tributarios principales (Naranjo, 1999). El área de estudio se encuentra en la subregión del Magdalena Medio, entre los municipios de Puerto Boyacá (Boyacá) y San Pablo (Bolívar).

Las ciénagas son hábitats importantes dentro del ciclo de vida de numerosas especies ícticas. De las 223 especies de peces conocidas de la cuenca del río Magdalena (Maldonado et al. 2009), 42 son típicas de ambientes cenagosos (Valderrama y Zárate 1989). Es decir, cerca del 20% de la ictiofauna del río Magdalena depende de forma directa de la conservación de estos ambientes. Además, son áreas de crianza para larvas y juveniles de especies migratorias de importancia económica. Las ciénagas consideradas en el estudio se encuentran ubicadas a lo largo del río Magdalena entre los departamentos de Antioquia y Santander (Figura 1).

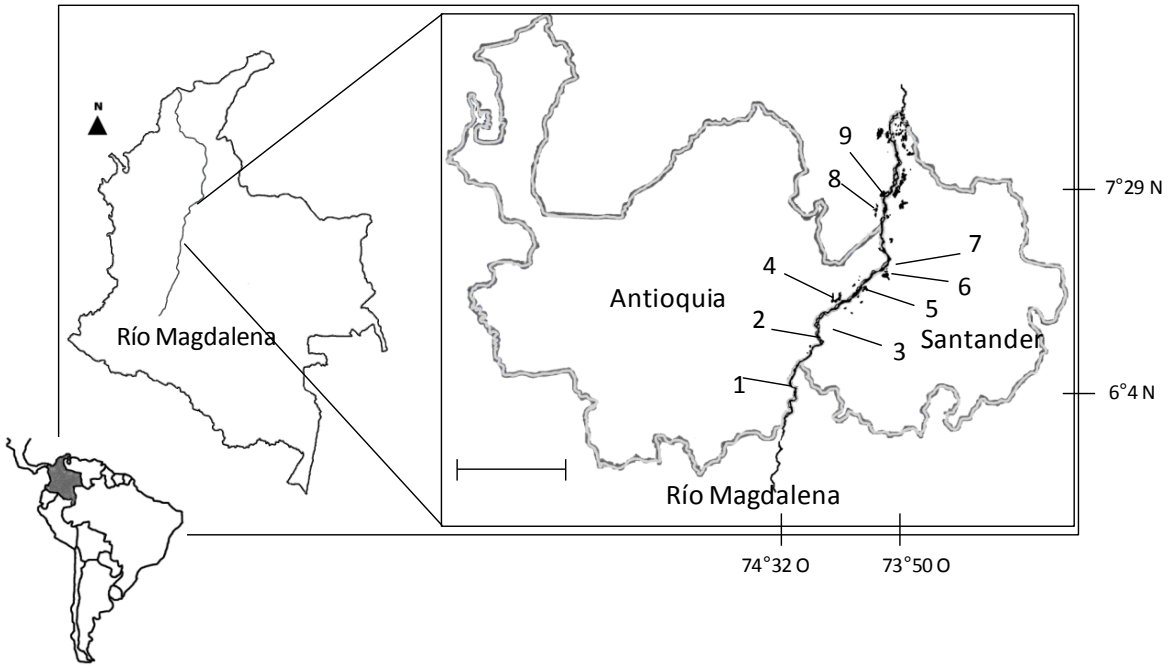

Figura 1. Localización de las ciénagas en el Magdalena Medio, Colombia. Los números en el mapa en el panel derecho corresponden a la localización de las ciénagas muestreadas en la cuenca del río Magdalena. 1. Palagua (6°03´12.00´´N 74°32´52.34´´O), 2. Samaria (6°26´19.71 N 74°24´39,96´´O), 3. Río Viejo (6°33´51.48´´N 74°17´27.21´´O), 4. Barbacoas (6°43´56.79´´N 74°15´00.07´´ O), 5. Chucurí (6°49´13.90´´N 74°02´45.46´´O), 6. El Opón (6°54´51.79´´N 73°53´32.71´´O), 7. Juan Esteban (7°01´33.58´´N 73°50´40.34´´O), 8. Bija (7°31´28.02´´N 73°55´11.89´´O), 9. Tabacurú (7°36´01.43´´N 73°52´31.79´´O).

7.2 Metodología y análisis de muestras

Durante el periodo de aguas altas, entre octubre y diciembre de 2009, se realizó un muestreo en nueve ciénagas de la región del Magdalena Medio. Se capturaron ejemplares de diferentes especies ícticas con aparejos de pesca (atarraya y trasmallo) de diferente tamaño de ojo de malla, con el fin de obtener ejemplares de un amplio espectro de talla y peso de cada especie. A cada individuo se le determinó el sexo, el peso (g) y la longitud estándar (cm). Para la identificación de los individuos se emplearon las claves taxonómicas de Maldonado (2009) y Dahl (1971).

Para la cuantificación del Hg se tomaron muestras y duplicados de muestras de aproximadamente 1g de tejido hepático y tejido muscular de la sección ubicada debajo de la

aleta dorsal. Tanto las muestras como sus duplicados fueron separados individualmente. El tejido hepático fue colectado de un subgrupo de 102 individuos de las seis especies. Las muestras fueron congeladas y trasladadas al laboratorio del Grupo de Investigación en Gestión y Modelación Ambiental (GAIA) de la Universidad de Antioquia en Medellín, donde se realizó el proceso de digestión ácida, utilizando ácido sulfúrico (H_2SO_4), ácido nítrico (HNO_3) y permanganato de potasio ($KMNO_4$) (EPA 1991). La detección de Hg se realizó por el método de absorción atómica en vapor frío en un equipo Mercury Analyzer BUCK 410. Las concentraciones de mercurio se reportaron en microgramos de mercurio total (HgT) por gramo de tejido muscular (μg/g) en peso húmedo. La calidad analítica del método se estableció a través de duplicados de muestras, estándares de calibración, blancos de muestra y el material certificado DORM-3 Fish protein del National Research Council of Canada. La concentración obtenida para el DORM-3 fue 0,360±0,014 μg/g (n=5) (el valor del material de referencia es 0,382±0,060 μg/g). La recuperación reportada fue de 94% para el HgT en el material de referencia DORM-3. El coeficiente de variación para duplicados de muestra fueron estimados por debajo del 5% y el limite de cuantificación para mercurio total en tejido muscular fue de 0,01μg/g.

7.3 Análisis estadístico

Para cada conjunto de datos se probaron los supuestos de homogeneidad y normalidad basados en los análisis residuales usando la prueba de Chi-Cuadrado (X^2). Como los datos no presentaron un comportamiento normal, fueron analizados con pruebas estadísticas no paramétricas. Con el fin de obtener resultados estadísticos confiables se consideró un mínimo de siete ejemplares por especie para realizar las pruebas; en los casos en los que no se obtuvo un número de ejemplares representativo, no se aplicó ningún análisis estadístico. Para determinar si existía una relación directa entre los niveles de Hg y el peso de las 14 especies más representativas en la muestra, se aplicó el coeficiente de correlación de Spearman. Para establecer diferencias estadísticamente significativas entre las concentraciones de mercurio en el tejido y el hábito alimentario se aplicó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis. Todas las pruebas se consideraron significativas para un nivel $p < 0.05$.

8. Resultados

En un total de 378 individuos de 24 especies se determinó el contenido de HgT en tejido muscular. Cerca del 70% del total de los ejemplares capturados pertenecen a seis especies (*Caquetaia kraussii*, *Curimata mivartii*, *Cyphocharax magdalenae, Leporinus muyscorum*, *Prochilodus magdalenae* y *Triportheus magdalenae*). En las tablas 1 y 2 se presentan los promedios de peso y longitud estándar y la concentración de Hg en tejido muscular y hepático de los peces capturados.

El peso máximo de los individuos capturados fue observado en *P. magdaleniatum* (3.411 g), mientras que el mínimo se observó en *C. hujeta* (10 g). La concentración promedio de Hg más alta en músculo se observó en *A. pulcher* (0,410 μg/g), en tanto que *H. magdalenae* presentó el menor valor medio (0,043 μg/g). En el tejido hepático, *C. kraussii* presentó la concentración promedio de Hg más alta (0,177 μg/g) y *C. mivartii* la más baja (0,061 μg/g).

Tabla 1. Media y desviación estándar (D.S.) de la concentración de HgT en tejido muscular, peso y longitud estándar de los peces capturados en un sistema de ciénagas del Magdalena Medio, Colombia.

Especies	N	Hábito alimentario	Peso (g)		Longitud estándar (cm)		Hg (µg/g)	
			Media	D.S.	Media	D.S.	Media	D.S.
Prochilodus magdalenae	69	No-carnívoro	286	99	24,1	2,8	0,097	0,215
Curimata mivartii	54	No-carnívoro	200	75	22,6	2,8	0,057	0,066
Caquetaia kraussii	46	Carnívoro	165	108	16,7	3,6	0,157	0,121
Cyphocharax magdalenae	41	No-carnívoro	56	21	12,9	1,9	0,058	0,069
Triportheus magdalenae	37	No-carnívoro	104	45	19,1	2,5	0,216	0,185
Leporinus muyscorum	25	No-carnívoro	241	88	25,2	2,7	0,125	0,086
Ctenolucius hujeta	11	Carnívoro	81	107	18,0	3,8	0,350	0,798
Pimelodus blochii	10	No-carnívoro	34	31	13,0	2,9	0,371	0,399
Centrochir crocodili	9	No-carnívoro	59	13	14,8	1,8	0,087	0,058
Cynopotamus magdalenae	9	No-carnívoro	150	101	21,8	3,9	0,243	0,133
Trachelyopterus insignis	9	Carnívoro	97	46	16,2	2,8	0,160	0,065
Ageneiosus pardalis	7	Carnívoro	318	171	29,6	5,7	0,118	0,034
Hemiancistrus cf wilsoni	7	No-carnívoro	180	131	27,4	7,6	0,049	0,030
Sorubim cuspicaudus	7	Carnívoro	705	332	44,6	8,9	0,358	0,221
Hypostomus hondae	6	No-carnívoro	274	152	25,6	4,9	0,050	0,039
Dasyloricaria filamentosa	5	No-carnívoro	38	5	19,6	1,3	0,055	0,015
Eigenmannia humboldtii	5	Carnívoro	104	16	41,5	2,6	0,172	0,105
Aequidens pulcher	4	Carnívoro	38	47	10,4	7,4	0,410	0,213
Hoplias malabaricus	4	Carnívoro	371	114	27,6	3,2	0,111	0,030
Sternopygus macrurus	4	Carnívoro	428	190	64,9	12,5	0,138	0,053
Plagioscion surinamensis	3	Carnívoro	279	90	26,6	2,7	0,123	0,048
Gilbertolus alatus	2	No-carnívoro	24	3	11,4	0,1	0,253	0,062
Hoplosternum magdalenae	2	No-carnívoro	97	87	15,4	8,3	0,043	0,015
Pseudoplatystoma magdaleniatum	2	Carnívoro	2.162	1.433	56,5	12,1	0,170	0,056
Total	**378**							

Tabla 2. Media y desviación estándar (D.S.) de la concentración de HgT en tejido hepático, peso y longitud estándar de los peces capturados en ciénagas del Magdalena Medio, Colombia.

Especies	Hábito alimentario	Peso (g)		Longitud estándar (cm)		HgT en músculo (µg/g)		HgT en hígado (µg/g)		n
		Media	D.S.	Media	D.S.	Media	D.S.	Media	D.S.	
Prochilodus magdalenae	No-carnívoro	286	99	24,1	2,8	0,097	0,215	0,102	0,090	32
Curimata mivartii	No-carnívoro	200	75	22,6	2,8	0,057	0,066	0,061	0,118	21
Caquetaia kraussii	Carnívoro	165	108	16,7	3,6	0,157	0,121	0,177	0,458	17
Triportheus magdalenae	No-carnívoro	104	45	19,1	2,5	0,216	0,185	0,095	0,150	15
Cyphocharax magdalenae	No-carnívoro	56	21	12,9	1,9	0,058	0,069	0,167	0,085	11
Leporinus muyscorum	No-carnívoro	241	88	25,2	2,7	0,125	0,086	0,086	0,049	6
Total										**102**

8.1 Comparación espacial

El número de peces capturados en cada ciénaga varió desde un máximo de 70 individuos en Barbacoas hasta solo 7 en Samaria. El número de especies capturadas en cada punto de muestreo fue también altamente variable. Teniendo en consideración la gran variabilidad de especies y de individuos en cada ciénaga, para la comparación espacial de la concentración de HgT se seleccionaron seis ciénagas (Barbacoas, Bija, Juan Esteban, Palagua, Río Viejo y Tabacurú) y la especie con mayor representación (*P. magdalenae*, n=69). Los resultados del análisis no paramétrico de la prueba de Kruskal Wallis indicaron que existen diferencias estadísticamente significativas ($P<0,05$) en la concentración de HgT en el tejido muscular de los ejemplares de esta especie (Figura 2).

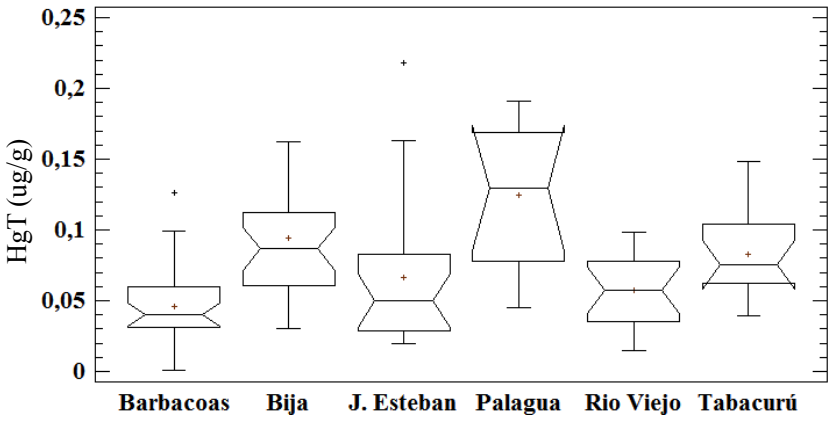

Figura 2. Comparación de las concentraciones de HgT (µg/g) en tejido muscular de *Prochilodus magdalenae* en seis ciénagas del Magdalena Medio.

8.2 Concentración de mercurio en músculo e hígado

Se seleccionaron catorce especies representadas por más de siete individuos para comparar los niveles de Hg en el tejido muscular. Un subgrupo representado por cinco especies fue considerado para realizar la comparación del tejido hepático. Para el análisis estadístico se consideraron los resultados de 272 muestras de músculo y 96 de hígado. En ambos tejidos (p=0) se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre las especies (Figura 3).

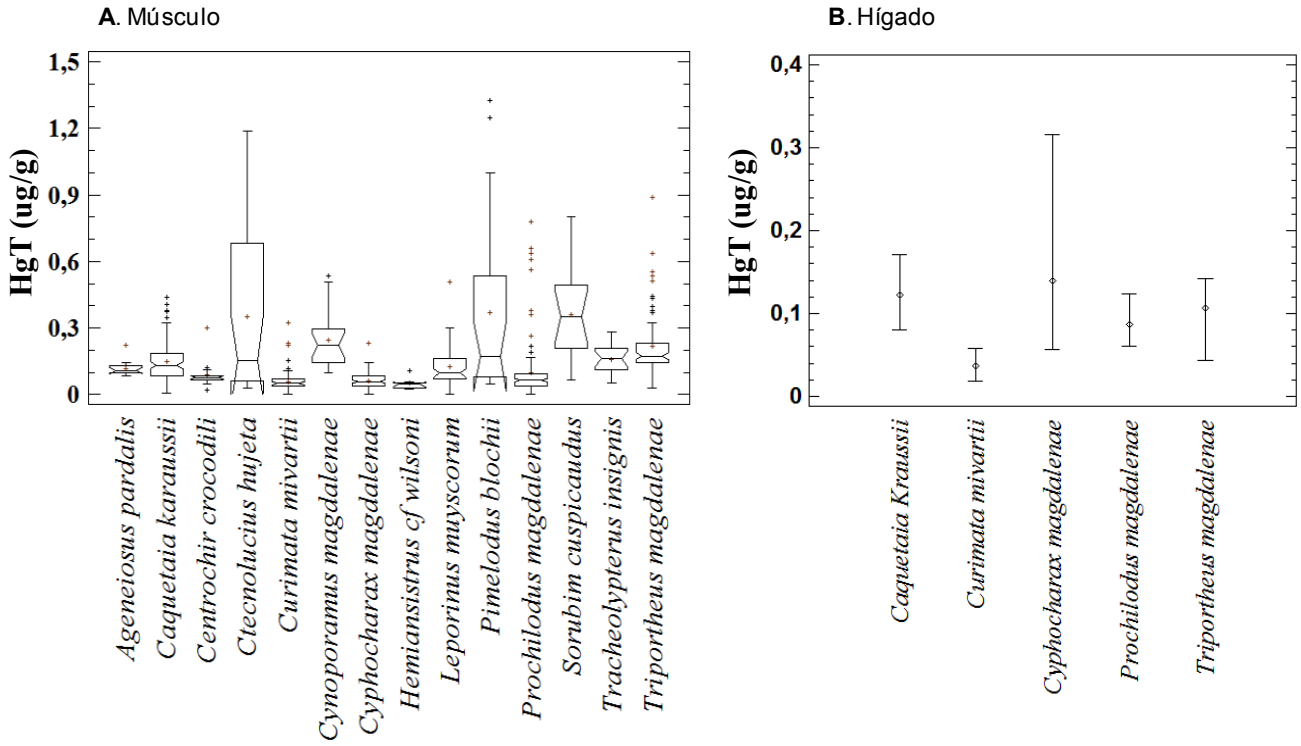

Figura 3. Comparación de las concentraciones de HgT (µg/g) en músculo para 14 especies y en hígado para cinco especies capturadas en seis ciénagas del Magdalena Medio**.**

Los resultados de Kruskal-Wallis indican que para cinco especies no existen diferencias significativas (P>0,05) entre la concentración de HgT en músculo e hígado (Figura 4).

El 95% de los individuos, 378 en total capturados en este estudio, presentaron una concentración de Hg en músculo inferior a 0,5 µg/g, y solo el 5% presentó una concentración de Hg superior al límite máximo permisible para el consumo humano (0,5 µg/g) establecido por la OMS (WHO 2000).

En ningún caso se observó un valor estadísticamente significativo más alto de Hg en hígado que en músculo. En contraste, *T. magdalenae* presentaron valores significativamente mayores en el tejido muscular en comparación con el tejido hepático (Figura 4).

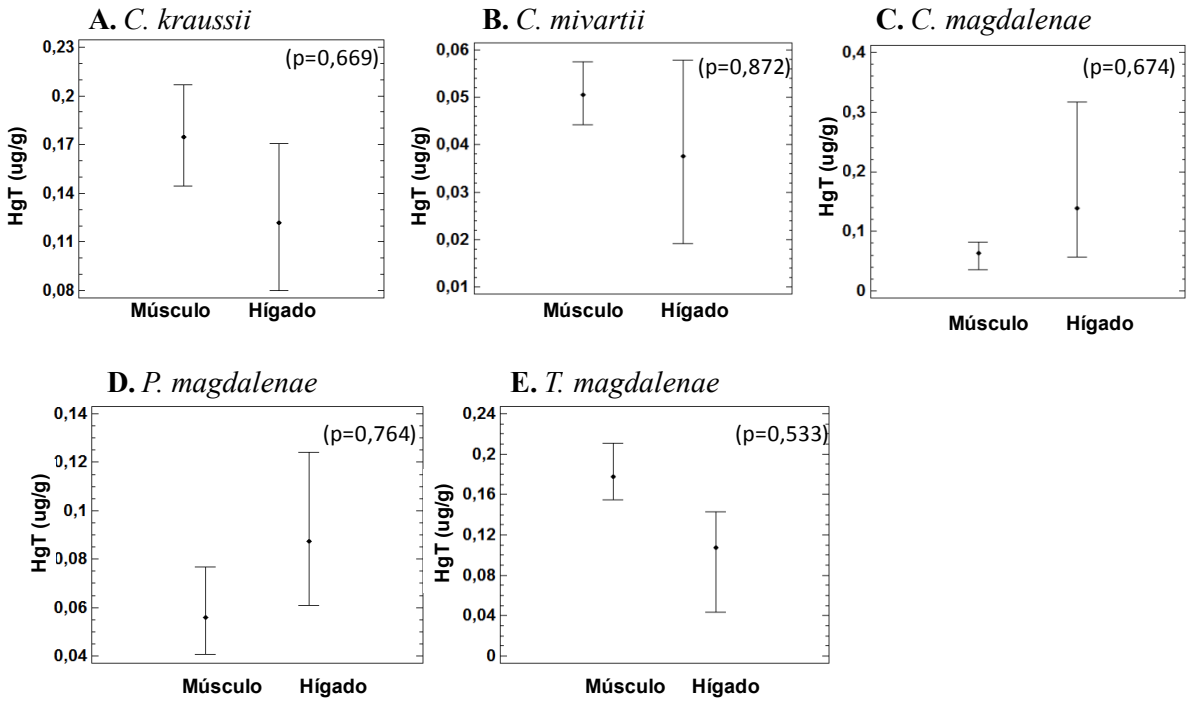

Figura 4. Comparación entre las concentraciones de HgT (μg/g) en músculo e hígado para cinco especies ícticas capturadas en diferentes ciénagas del Magdalena Medio.

Las correlaciones de Sperman entre el peso y la concentración en el tejido muscular fueron significativas solo para *Caquetaia kraussii*, *Cyphocharax magdalenae* y *Sorubim cuspicaudus* (Figura 5). Únicamente se encontró una correlación significativa entre el peso y la concentración de Hg en el tejido hepático de *Caquetaia kraussii* (Figura 6). En síntesis, se puede establecer que la correlación entre estas dos variables fue pobre.

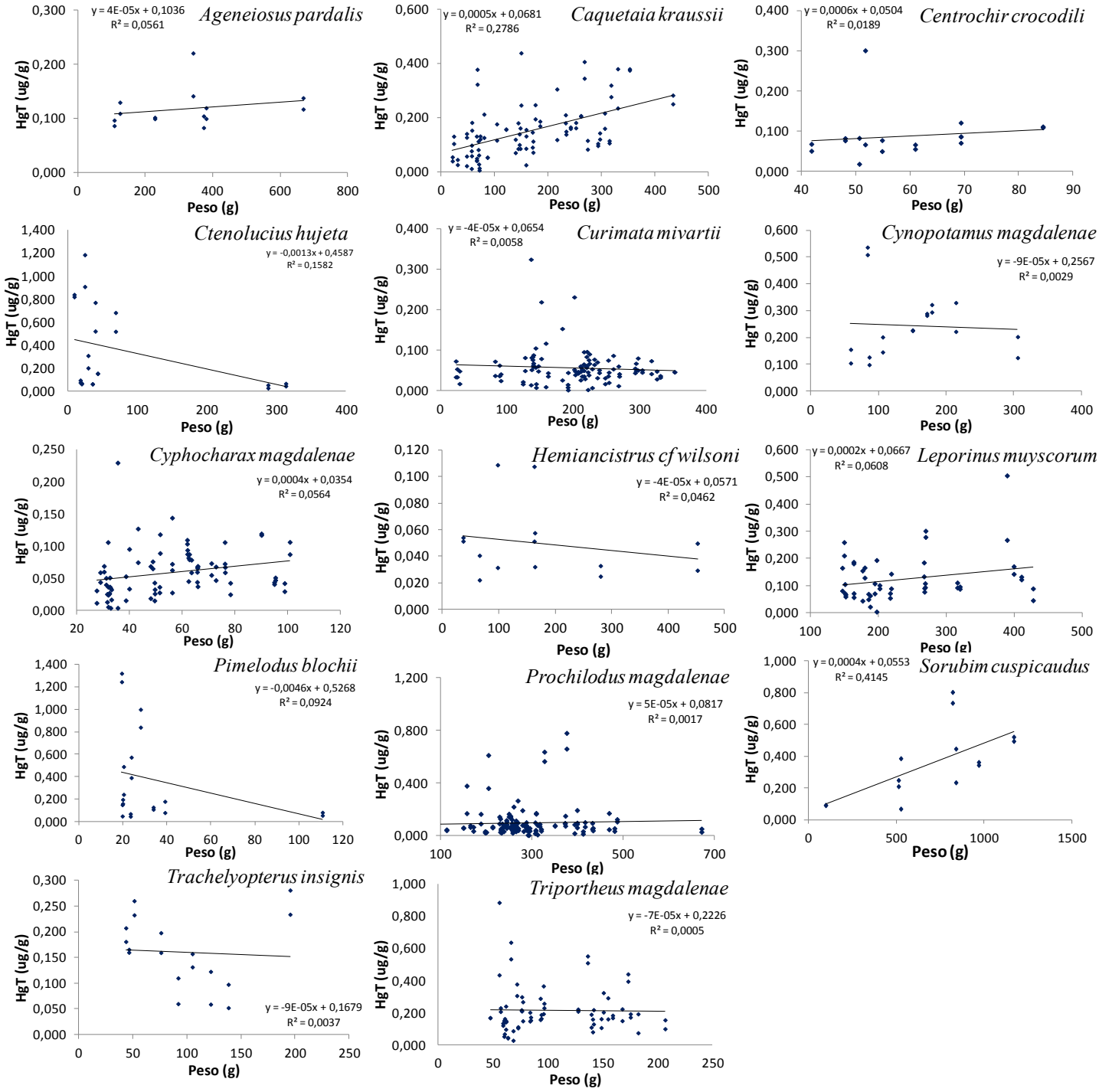

Figura 5. Correlación entre la concentración de HgT (µg/g) en músculo y el peso de 14 especies ícticas capturadas en 9 ciénagas del Magdalena Medio.

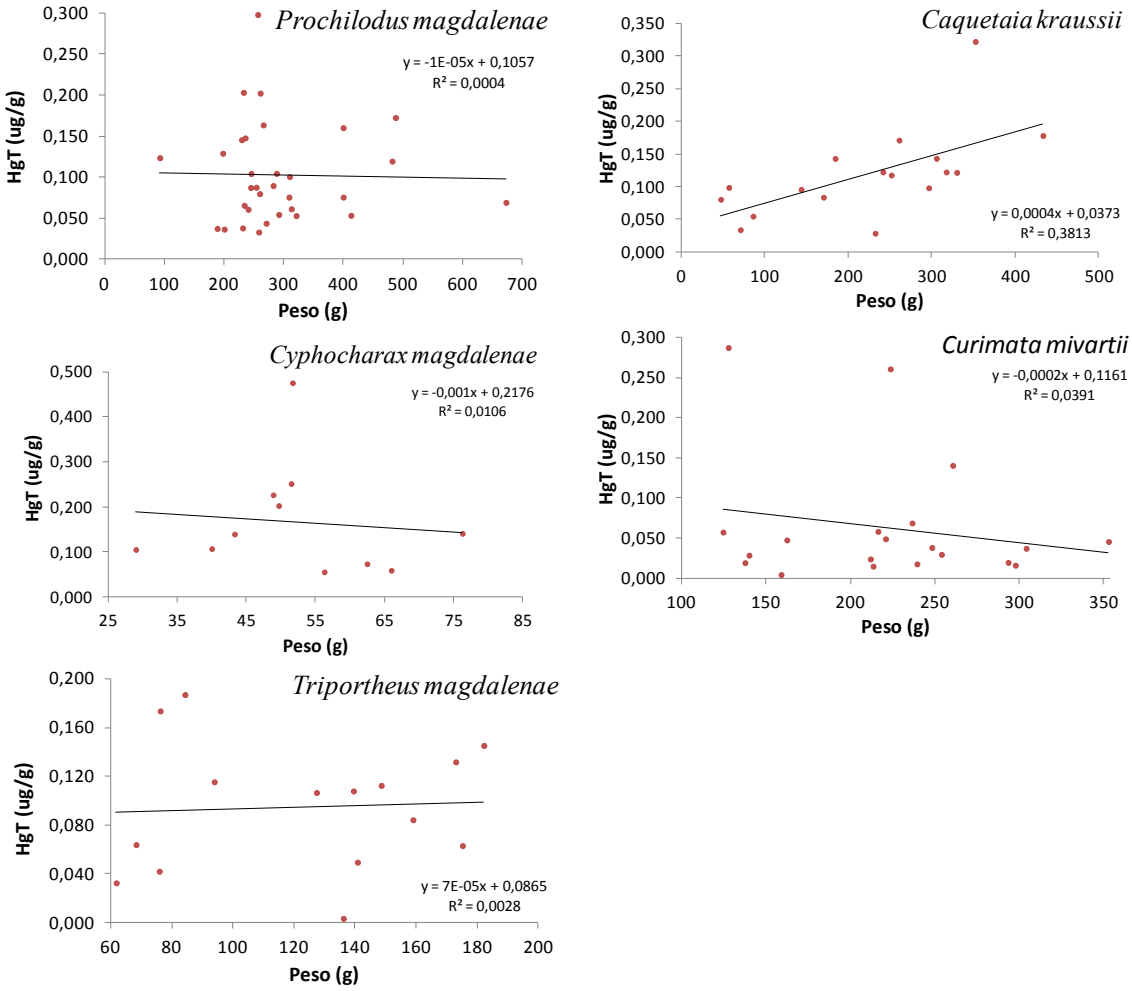

Figura 6. Correlación entre la concentración de HgT (µg/g) en hígado y el peso de cinco especies ícticas capturadas en diferentes ciénagas del Magdalena Medio.

En la Tabla 3 se observan los resultados de los valores de significancia (p) y los índices de correlación (r) del análisis de correlación de Spearman entre el peso de los ejemplares y la concentración de Hg en tejido muscular y hepático. En las especies *Caquetaia kraussii, Cyphocharax magdalenae y Sorubim cuspicaudus* se presentaron correlaciones significativas entre el peso de los individuos y la concentración de Hg en músculo. Las correlaciones entre el peso y la concentración de Hg en hígado fueron significativas únicamente para *Caquetaia kraussii.*

Tabla 3. Resultado de la correlación entre la concentración de Hg en tejido muscular y hepático y el peso corporal de diferentes especies ícticas del Magdalena Medio.

Especies	Músculo		Hígado	
	Valor p	Valor r	Valor p	Valor r
Ageneiosus pardalis	0,243	0,324		
Caquetaia kraussii	0,000	0,563	0,003	0,738
Centrochir crocodili	0,051	0,473		
Ctenolucius hujeta	0,053	-0,422		
Curimata mivartii	0,669	-0,041	0,778	-0,065
Cynopotamus magdalenae	0,462	0,178		
Cyphocharax magdalenae	0,001	0,355	0,574	-0,178
Hemiancistrus cf wilsoni	0,345	-0,262		
Leporinus muyscorum	0,250	0,164		
Pimelodus blochii	0,085	-0,394		
Prochilodus magdalenae	0,499	0,058	0,964	0,008
Sorubim cuspicaudus	0,027	0,611		
Trachelyopterus insignis	0,231	-0,291		
Triportheus magdalenae	0,344	0,111	0,466	0,195

8.3 Hábitos alimentarios y sexo

El análisis que se realizó solo a través de la comparación de especies carnívoras y no carnívoras, evidencia que las especies carnívoras presentaron concentraciones de Hg significativamente mayores en el tejido muscular que las no carnívoras ($p<0,05$ en ambos tejidos) (Figura 7).

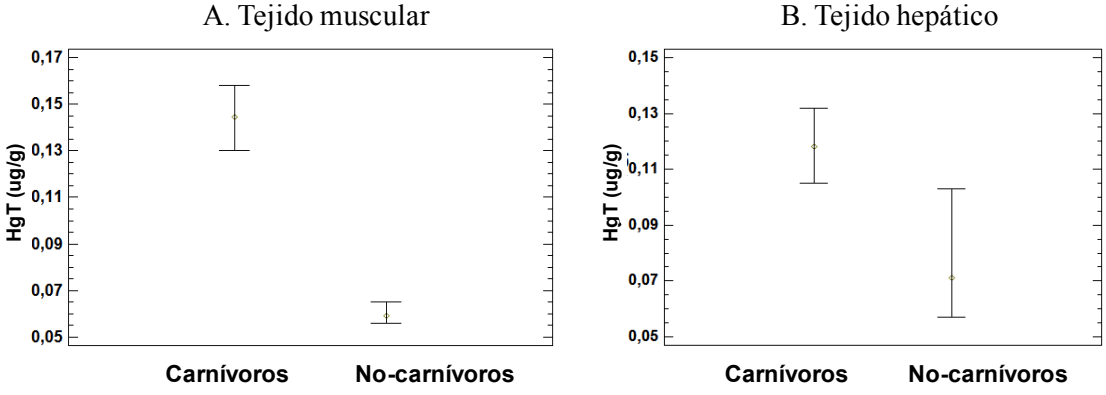

Figura 7. Comparación entre la concentración de HgT (µg/g) en tejido muscular y hepático y el hábito alimentario en peces capturados en diferentes ciénagas del Magdalena Medio.

Las comparaciones de la concentración de Hg en el tejido muscular entre machos y hembras se determinó para *C. kraussii*, *C. mivartii*, *C. magdalenae, L. muyscorum*, *P. magdalenae* y *T. magdalenae*. Como se puede observar en la Figura 8, ninguna de las especies presentó diferencias significativas en la concentración de Hg en tejido muscular en relación con el sexo (p>0,05).

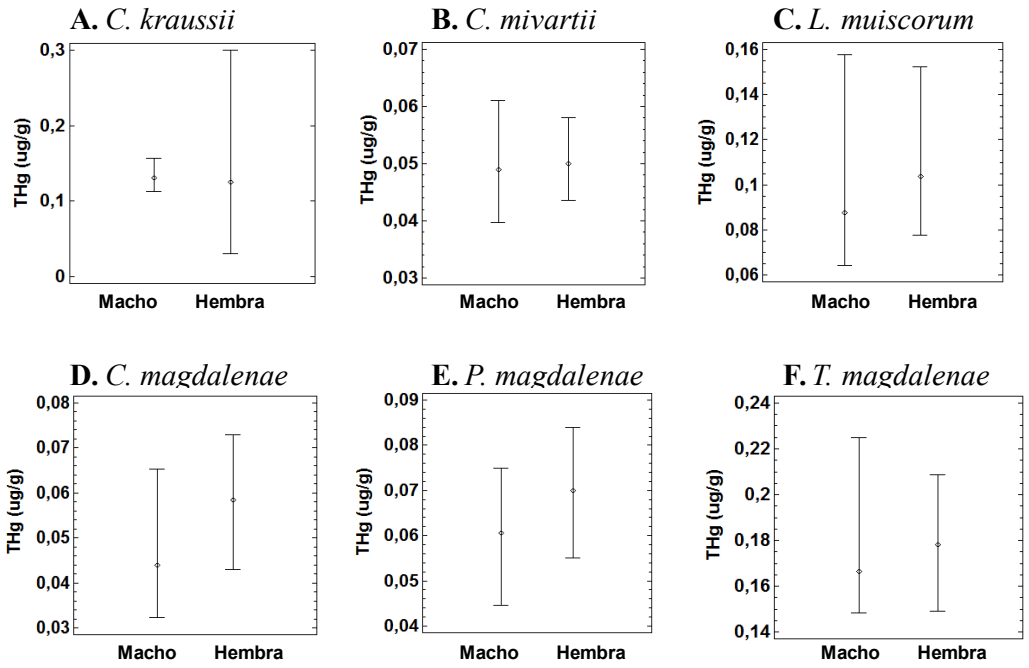

Figura 8. Comparación entre la concentración de HgT (µg/g) en tejido muscular y el sexo de seis especies ícticas de diferentes ciénagas del Magdalena Medio.

9. Discusión

Numerosos factores podrían estar influenciando la acumulación de Hg en peces. Las condiciones físico-químicas como el pH, el oxígeno disuelto, la dureza del agua, el potencial redox, la temperatura y la forma química del Hg son potencialmente significativos en este proceso. Otros aspectos importantes pueden ser: el hábito alimentario, el sexo, el comportamiento migratorio y la ubicación de los organismos en la cuenca y en la

columna de agua. En este estudio se buscó determinar las diferencias entre la concentración de Hg en los tejidos muscular y hepático en ejemplares procedentes de nueve ciénagas del Magdalena Medio. Se estableció asimismo la correlación entre la concentración de Hg y el hábito alimentario, el peso y el sexo de los ejemplares.

En el estudio de Olivero et al. (1998) en peces de la parte media del río Magdalena, los niveles de Hg oscilaron entre 0,029 y 0,194 µg/g en *P. magdalenae*, entre 0,022 y 0,516 µg/g en *C. kraussii*, entre 0,060 y 0,180 µg/g en *S. cuspicaudus* y entre 0,030 y 0,135 µg/g en *T. magdalenae*. Los valores máximos encontrados en este estudio, en las mismas especies, fueron mayores de modo consistente (Tabla 4). Lo anterior permite realizar una comparación inicial entre estudios similares, donde se analizaron las concentraciones de Hg en el tejido muscular de las especies mencionadas. Sin embargo, estos resultados no permiten aseverar con certeza si existe un incremento en la contaminación con Hg en el río Magdalena, pues los periodos climáticos, las ciénagas, las tallas de los individuos y otros factores son diferentes en ambos estudios. Por otro lado, para alcanzar una conclusión clara respecto a esta temática, es pertinente considerar especies ícticas que sean residentes con mínima capacidad de migración. La condición migratoria de una especie implica que los individuos estarían incorporando en sus tejidos Hg proveniente de diferentes lugares, con diferentes factores ambientales. Por esta razón, se considera que una especie no migratoria tiende a reflejar con mayor certeza las condiciones aproximadas de un ecosistema acuático local y por tanto se considera un indicador ambiental (Bergler y Forsberg 2006).

Tabla 4. Rango de la concentración de HgT en músculo en cuatro especies ícticas de dos estudios realizadas en el río Magdalena.

Especie	Presente estudio	Olivero et al. (1998)
Prochilodus magdalenae	0,001-0,779 µg/g	0,029-0,194 µg/g
Caquetaia kraussii	0,005-0,438 µg/g	0,022-0,516 µg/g
Sorubim cuspicaudus	0,066-0,802 µg/g	0,060-0,180 µg/g
Triportheus magdalenae	0,028-0,887 µg/g	0,030-0,135 µg/g

Es importante resaltar la fuerte influencia del hábito alimentario sobre la acumulación de Hg en las especies consideradas en este estudio (Figura 7). Las especies de hábitos carnívoros presentaron concentraciones mayores de Hg en tejido que las especies de hábitos no carnívoros. Lo anterior podría indicar que los hábitos alimentarios de los peces son un factor determinante en la bioacumulación de Hg, lo cual es consistente con los hallazgos de Abdelouahab et al. (2008), Durrieu et al. (2005) y Elia et al. (2003).

Los resultados evidenciaron diferencias en la concentración de Hg en tejido de ejemplares procedentes de las ciénagas consideradas. La especie más representativa en número de individuos (*P. magdalenae)* fue empleada para comparar el comportamiento del HgT en tejido de ejemplares capturados en diferentes ciénagas. A pesar del carácter migratorio de esta especie, los niveles actuales de Hg en tejido podrían indicar diferencias en las tasas de acumulación de este metal. No obstante, es importante enfatizar que en estudios futuros este análisis debe fundamentarse en especies residentes en las ciénagas.

Mientras tres de las cinco especies consideradas en el análisis no presentaron diferencias significativas entre el contenido de Hg en músculo y en hígado, *P. magdalenae y C. magdalenae* mostraron un valor ligeramente superior en el tejido hepático comparado con el tejido muscular. Estos resultados contrastan con los observados en los estudios de Houserová et al. (2007) y Meador et al. (2005), donde las concentraciones de Hg en el hígado fueron mayores que en el tejido muscular. El hígado es responsable de los procesos de redistribución, desintoxicación y transformación de sustancias contaminantes, en consecuencia, presenta una exposición mayor al Hg que el músculo. Sin embargo, los resultados de la concentración de Hg en el hígado y demás tejidos dependen de múltiples factores, como la forma química, la especie íctica analizada, el sexo de los individuos expuestos, los hábitos alimentarios, el grado de contaminación del sistema acuático en particular y el nivel de exposición (Havelková et al. 2008).

En el presente estudio no se observó alguna correlación entre los niveles de Hg en tejido y el peso corporal de los peces. Los resultados significativos y fuertemente correlacionados se observaron para *S. cuspicaudus* en el tejido muscular y *C. kraussii* para ambos tejidos,

muscular y hepático. Las variaciones espaciales y temporales en el ambiente podrían estar afectando la forma en que el Hg se acumula en ambos tejidos. Factores como el pulso de inundación ordinaria anual y la variabilidad natural del flujo hídrico en las cuencas influyen en las estrategias de alimentación de los peces, y en consecuencia afectan la forma como el Hg se estaría acumulando en sus tejidos (Dorea et al. 2006).

Aunque se ha considerado que las hembras de peces bioacumulan Hg en menor proporción que los machos, debido al proceso de desove (Madenjian et al. 2011, Niimi 1983), en el presente estudio las concentraciones de Hg en el tejido muscular de machos y hembras no presentaron diferencias significativas. Como se mencionó anteriormente, numerosos factores, además del sexo, podrían influenciar el proceso de acumulación de Hg en el tejido de peces. Es probable que la época de desove pueda conducir a diferencias importantes en la eliminación de Hg, que se espera sea mayor en las hembras durante el desove. Periodos de exposición prolongados luego del desove podrían conducir a la desaparición de diferencias en la concentración de Hg en el tejido entre machos y hembras.

Los peces presentan una constante exposición al medio acuático y a sustancias contaminantes responsables del deterioro de los sistemas acuáticos. Por tal motivo, se los ha utilizado como bioindicadores de la calidad del agua (Naigaga et al. 2011). Aunque el presente estudio no pretendió evaluar la capacidad de los peces como bioindicadores de contaminación, los resultados aquí presentados corroboran su importancia como monitores químicos de la contaminación por metales pesados en ecosistemas acuáticos.

En muestras procedentes de la ciénaga de Caimito (región de la Mojana), Olivero et al. (2004) reportaron valores de HgT en peso húmedo en el tejido de *A. pardalis* entre 0,23-0,54 µg/g y de *S. cuspicaudus* de 0,200 a 0,510 µg/g. Adicionalmente, Olivero y Solano (1998) cuantificaron concentraciones similares a las encontradas en este estudio en *H. malabaricus* y *P. surinamensis* en la ciénaga de la mina Santa Cruz (sur de Bolívar). Estos valores fueron obtenidos en diferentes regiones y en dos sistemas hidrológicos diferentes (río Magdalena y el río San Jorge), no obstante, los rangos de HgT en las especies comparadas fueron similares (Tabla 5).

Tabla 5. Rangos de las concentraciones de HgT en tejido muscular de peces en diferentes zonas de Colombia.

Rangos de HgT (µg/g)					
	Magdalena Medio	**Región de la Mojana**			
Especie	Presente estudio	Álvarez et al. (*sometido*)	Marrugo et al. (2007)	Olivero et al. (2004)	Marrugo et al. (2008)
Ageneiosus pardalis	0,08-0,221	0,028-0,783	0,267-0,602	0,23–0,54	0,267-0,996
Curimata mivartii	0,002-0,325	0,308-0,392			
Caquetaia kraussii	0,005-0,438	0,006-0,421	0,250-0,575	0,02–0,56	0,101-0,816
Cynopotamus magdalenae	0,097-0,536	0,046-0,358			
Cyphocharax magdalenae	0,003-0,229	0,024-0,095			
Hoplias malabaricus	0,076-0,168	0,055-0,670	0,123-0,583	0,21–0,43	0,107-0,669
Leporinus muyscorum	0,003-0,505	0,003-0,327			
Prochilodus magdalenae	0,031-0,742	0,005-0,112	0,035-0,234	0,01–0,17	0,035-0,218
Sorubim cuspicaudus	0,066-0,802	0,036-1,029	0,268-0,435	0,20–0,51	0,365-0,689

10. Conclusiones y recomendaciones

Es evidente, tal como lo indica la presencia de Hg en tejido, que se está presentando un proceso de bioacumulación de esta sustancia en los tejidos de los peces de las ciénagas del Magdalena Medio. En consecuencia, el consumo de peces podría representar un riesgo para la salud de los consumidores frecuentes, en especial para la población que depende de ellos como la principal fuente de proteína.

En general, más del 95% de los ejemplares analizados presentaron concentraciones de Hg por debajo de los límites establecidos por la Organización Mundial de la Salud para el consumo humano (0,5 µg/g) (WHO 2000). Sin embargo, la exposición prolongada a bajos niveles de las diferentes formas de Hg podría afectar a mediano plazo a los seres humanos expuestos (Holmes et al. 2009).

Los resultados del presente trabajo ratifican los hallazgos sobre Hg en la ictiofauna de ciénagas del río Magdalena, y evidencian la necesidad de realizar un monitoreo permanente de los niveles de mercurio en los peces.

En esta investigación se provee nueva información acerca de la distribución de Hg en otros órganos de los peces en relación con los hábitos alimentarios, con diferencias claramente observadas entre las especies carnívoras y no carnívoras. También se pudo concluir que no existe una diferencia marcada en el proceso de concentración de Hg en tejido entre sexos en un ambiente natural. En este aspecto se hace necesario avanzar en estudios que consideren un mayor número de variables ambientales. Los programas de monitoreo y de alertas tempranas deben estar enfocados en estas zonas contaminadas, dirigidos especialmente a las especies predatorias.

Agradecimientos

Este estudio se realizó con el apoyo de la Agencia Española de Cooperación Internacional para el Desarrollo (AECID), y contó con la colaboración del Grupo de Ictiología de la Universidad de Antioquia (GIUA).

Referencias

Abdelouahab N, Vanier C, Baldwin M, Garceau S, Lucotte M, Mergler D. 2008. Ecosystem matters: Fish consumption, mercury intake and exposure among fluvial lake fish-eaters. Science of The Total Environment 407: 154-164.

Agudelo A. 1991. Comparación de las respuestas bioeléctricas de grupos de dos y cuatro ejemplares de *Carassius auratus*, sometidos a tres concentraciones subletales de mercurio. (Trabajo de grado) Facultad de Ciencias. Universidad de Antioquia. Medellín.

Aguirre NJ. 2005. Grupo de Investigación en Gestión y Modelación Ambiental-GAIA., Informe final del proyecto COLCIENCIAS. Análisis de la relación río-ciénaga y su efecto sobre la producción pesquera en el sistema cenagoso de Ayapel, Colombia. Facultad de Ingeniería. Universidad de Antioquia, Medellín.

Alvarez S, Jessick A, Palacio J, Kolok A. 2012. Methylmercury Concentrations in Six Fish Species from Two Colombian Rivers. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 8: 65-68.

Alvarez S, Palacio H, Palacio J. *sometido.* Mercury quantification in muscle tissue of some fish species from San Marcos marsh, Cordoba, Colombia. Environmental Monitoring and Assessment.

Belger L and Bruce F. 2006. Factors controlling Hg levels in two predatory fish species in the Negro river basin, Brazilian Amazon. Science of the Total Environment 367: 451-459.

Cala P. 2001. Occurrence of mercury in some commercial fish species from the Magdalena and Meta rivers in Colombia. Dahlia, Revista Asociacion Colombiana de Ictiología 4: 4.

Corporación Colombiana Internacional. 2007. Pesca y Acuicultura Colombia , Informe Técnico Regional Cuencas del Magdalena, Sinú y Atrato.

Dahl G. 1971. Los peces del norte de Colombia. Ministerio de Agricultura.

Dorea JG, Barbosa AC, Silva GS. 2006. Fish mercury bioaccumulation as a function of feeding behavior and hydrological cycles of the Rio Negro, Amazon. Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology 142: 275-283.

Durrieu G, Maury-Brachet R, Boudou A. 2005. Goldmining and mercury contamination of the piscivorous fish Hoplias aimara in French Guiana (Amazon basin). Ecotoxicology and Environmental Safety 60: 315-323.

Dusek L, Svobodová Z, Janousková D, Vykusová B, Jarkovský J, Smíd R, Pavlis P. 2005. Bioaccumulation of mercury in muscle tissue of fish in the Elbe River (Czech Republic):

multispecies monitoring study 1991-1996. Ecotoxicology and Environmental Safety 61: 256-267.

Elia AC, Galarini R, Taticchi MI, Dörr AJM, Mantilacci L. 2003. Antioxidant responses and bioaccumulation in *Ictalurus melas* under mercury exposure. Ecotoxicology and Environmental Safety 55: 162-167.

EPA. 1991. Determination of mercury in tissues by could vapor atomic absorption spectometry, Method 245.6.

Gammons CH, Slotton DG, Gerbrandt B, Weight W, Young CA, McNearny RL, Cámac E, Calderón R, Tapia H. 2006. Mercury concentrations of fish, river water, and sediment in the Río Ramis-Lake Titicaca watershed, Peru. Science of The Total Environment 368: 637-648.

Gómez QC, Martínez RE. 1993. Contenido de mercurio en varias especies de peces de agua dulce y harinas comerciales de pescado. (Trabajo de grado). Departamento de Farmacia, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia, Sede Bogotá.

Gorski PR, Cleckner LB, Hurley JP, Sierszen ME, Armstrong DE. 2003. Factors affecting enhanced mercury bioaccumulation in inland lakes of Isle Royale National Park, USA. The Science of The Total Environment 304: 327-348.

Guentzel JL, Portilla E, Keith KM, Keith EO. 2007. Mercury transport and bioaccumulation in riverbank communities of the Alvarado Lagoon System, Veracruz State, Mexico. Science of The Total Environment 388: 316-324.

Gustin MS, Lindberg SE, Austin K, Coolbaugh M, Vette A, Zhang H. 2000. Assessing the contribution of natural sources to regional atmospheric mercury budgets. The Science of The Total Environment 259: 61-71.

Holmes P, James KAF, Levy LS. 2009. Is low-level environmental mercury exposure of concern to human health? Science of The Total Environment 408: 171-182.

Houserová P, Kubán V, Krácmar S, Sitko J. 2007. Total mercury and mercury species in birds and fish in an aquatic ecosystem in the Czech Republic. Environmental Pollution 145: 185-194.

Havelková M, Dusek L, Nemetová D, Poleszczuk G, Svobodová Z. 2008. Comparison of Mercury Distribution Between Liver and Muscle – A Biomonitoring of Fish from Lightly and Heavily Contaminated Localities. Sensors 8: 4095-4109.

Jewett SC, Duffy LK. 2007. Mercury in fishes of Alaska, with emphasis on subsistence species. Science of The Total Environment 387: 3-27.

Kehrig HA, Howard BM, Malm O. 2008. Methylmercury in a predatory fish (Cichla spp.) inhabiting the Brazilian Amazon. Environmental Pollution 154: 68-76.

Lechler PJ, Miller JR, Lacerda LD, Vinson D, Bonzongo JC, Lyons WB, Warwick JJ. 2000. Elevated mercury concentrations in soils, sediments, water, and fish of the Madeira River basin, Brazilian Amazon: a function of natural enrichments? The Science of The Total Environment 260: 87-96.

Limbong D, Kumampung J, Rimper J, Arai T, Miyazaki N. 2003. Emissions and environmental implications of mercury from artisanal gold mining in north Sulawesi, Indonesia. The Science of The Total Environment 302: 227-236.

Liu G, Cai Y, Philippi T, Kalla P, Scheidt D, Richards J, Scinto L, Appleby C. 2008. Distribution of total and methylmercury in different ecosystem compartments in the Everglades: Implications for mercury bioaccumulation. Environmental Pollution 153: 257-265.

Madenjian CP, Keir MJ, Whittle DM. 2011. Sexual difference in mercury concentrations of lake trout (Salvelinus namaycush) from Lake Ontario. Chemosphere 83: 903-908.

Maldonado JA, Ortega A, Usma JS, Galvis G, Villa FA, Vásquez L, Prada S, Ardila C. 2009. Peces de los Andes de Colombia. Guía de Campo. Instituto de investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D. C. Colombia. 2nd Edition.

Mancera NJ, Álvarez LR. 2006. Current State of Knowledge of the Concentration of Mercury and Other Heavy Metals in Fresh Water Fish in Colombia. Acta biol.Colomb 11: 20.

Marrugo J, Lans E, Benitez L. 2007. Finding mercury in fish from the Ayapel marsh, Cordoba, Colombia. Revista Medicina Veterinaria y Zootecnia Córdoba 12: 8.

Marrugo J, Benitez L, Olivero-Verbel J. 2008a. Distribution of Mercury in Several Environmental Compartments in an Aquatic Ecosystem Impacted by Gold Mining in Northern Colombia. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 55: 305-316.

Marrugo J, Verbel J, Ceballos E, Benitez L. 2008b. Total mercury and methylmercury concentrations in fish from the Mojana region of Colombia. Environmental Geochemistry and Health 30: 21-30.

McCrary JK, Castro M, McKaye KR. 2006. Mercury in fish from two Nicaraguan lakes: A recommendation for increased monitoring of fish for international commerce. Environmental Pollution 141: 513-518.

Meador JP, Ernest DW, Kagley AN. 2005. A comparison of the non-essential elements cadmium, mercury, and lead found in fish and sediment from Alaska and California. Science of The Total Environment 339: 189-205.

Morel FM, Kraepiel AL, Amyot M. 1998. The Chemical Cycle and Bioaccumulation of Mercury. Annual Review of Ecology and Systematics 29: 543-566.

Moreno LF, Fonseca C. 1987. Las ciénagas: Polos potenciales para el desarrollo. Actualidades Biológicas 16: 57-62.

Niimi A. 1983. Biological and toxicological effects of environmental contamitants in fish and their eggs. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 40: 306-312.

Naigaga I, Kaiser H, Muller W, Ojok L, Mbabazi D, Magezi G, Muhumuza E. 2011 Fish as bioindicators in aquatic environmental pollution assessment: A case study in Lake Victoria wetlands, Uganda. Physics and Chemistry of the Earth. 36: 918-928.

Olivero J, Solano B. 1998. Mercury in environmental samples from a waterbody contaminated by gold mining in Colombia, South America. Science of The Total Environment 217: 83-89.

Olivero J, Solano B, Acosta I. 1998. Total Mercury in Muscle of Fish from Two Marshes in Goldfields, Colombia. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 61: 182-187.

Olivero J, Johnson B, Arguello E. 2002. Human exposure to mercury in San Jorge river basin, Colombia (South America). The Science of The Total Environment 289: 41-47.

Olivero J, Johnson B, Mendoza C, Paz R, Olivero R. 2004. Mercury in the Aquatic Environment of the Village of Caimito at the Mojana Region, North of Colombia. Water, Air, & Soil Pollution 159: 409-420.

Olivero J, Navas V, Perez A, Solano B, Acosta I, Arguello E, Salas R. 1997. Mercury Levels in Muscle of Some Fish Species from the Dique Channel, Colombia. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 58: 865-870.

Paz R. 2000. Evaluación de la contaminación con mercurio en peces, sedimentos superficiales y macrófitas en ciénagas del bajo San Jorge, Caimito (Sucre). (Trabajo de grado) Cartagena: Facultad de Química y Farmacia, Universidad de Cartagena.

Ramos C, Estévez S, Giraldo E. 2000. Nivel de contaminación por metilmercurio en la región de la Mojana. Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Universidad de los Andes.

Redmayne AC, Kim JP, Closs GP, Hunter KA. 2000. Methyl mercury bioaccumulation in long-finned eels, Anguilla dieffenbachii, from three rivers in Otago, New Zealand. Science of The Total Environment 262: 37-47.

Régine MB, Gilles D, Yannick D, Alain B. 2006. Mercury distribution in fish organs and food regimes: Significant relationships from twelve species collected in French Guiana (Amazonian basin). Science of The Total Environment 368: 262-270.

Rodríguez K, Salazar S. 1992. Bioensayos y pruebas de toxicidad acuática con cromohexavalente sobre tres niveles tróficos: *Tetraselmis chuii*, *Penaeus schmitti*, y *Prochilodus reticulatus*. (Trabajo de grado) Bogotá: Facultad de Biología Marina, Universidad Jorge Tadeo Lozano.

Sampaio da Silva D, Lucotte M, Paquet S, Davidson R. 2009. Influence of ecological factors and of land use on mercury levels in fish in the Tapajós River basin, Amazon. Environmental Research, 109: 432-446.

Scheuhammer AM, Meyer MW, Sandheinrich MB, Murray MW. 2007. Effects of Environmental Methylmercury on the Health of Wild Birds, Mammals, and Fish. AMBIO: A Journal of the Human Environment 36: 12-19.

Valderrama M, Zárate M. 1989. Some ecological aspects and present state of the fishery of the Magdalena river basin, Colombia, South America. Canadian Fisheries and Aquatic Sciences 106: 209–421.

Veiga M. 2010. Antioquia, Colombia: the world's most polluted place by mercury:impressions from two field trips. United Nations Industrial Development Organization: 1-24.

Veiga M, Maxson PA, Hylander LD. 2006. Origin and consumption of mercury in small-scale gold mining. Journal of Cleaner Production 14: 436-447.

WHO. 2000. Guidance for Assessing Chemical Contaminant Data for Use in Fish Advisories, Volume 2, risk Assessment and Fish. Washington, DC 20460.

—. 2007. Exposure to mercury: a major public health concern. World Health Organization: 1- 4.

Zhou HY, Wong MH. 2000. Mercury accumulation in freshwater fish with emphasis on the dietary influence. Water Research 34: 4234-4242.