



# CONCENTRACIONES DE METILMERCURIO EN *Prochilodus magdalenae* (TELEOSTEI: CURIMATIDAE) Y *Hoplias malabaricus* (TELEOSTEI: ERYTHRINIDAE) EN LA CUENCA BAJA DEL RÍO CAUCA-MAGDALENA, NORTE DE COLOMBIA

## Methylmercury concentrations in *Prochilodus magdalenae* (Teleostei: Curimatidae) and *Hoplias malabaricus* (Teleostei: Erythrinidae) in the lower Cauca-Magdalena river system, northern Colombia

Ángel CRUZ-ESQUIVEL<sup>1\*</sup> ; José MARRUGO-NEGRETE<sup>1</sup> 

<sup>1</sup> Ciencias Básicas, Universidad de Córdoba, Cra. 6 #No. 77-305, Montería, Colombia.

\* For correspondence: [bioangelgenes@gmail.com](mailto:bioangelgenes@gmail.com)

Received: 22<sup>nd</sup> October 2019. Returned for revision: 05<sup>th</sup> July 2020. Accepted: 26<sup>th</sup> November 2020.

Associate Editor: Santiago Gaviria Melo

Citation/ citar este artículo como: Cruz-Esquivel, A., y Marrugo-Negrete, J. (2022). Concentraciones de metilmercurio en *Prochilodus magdalenae* (Teleostei: Curimatidae) y *Hoplias malabaricus* (Teleostei: Erythrinidae) en la cuenca baja del río Cauca-Magdalena, norte de Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 27(1), 28-35. <https://doi.org/10.15446/abc.v27n1.83092>

### RESUMEN

Las emisiones de mercurio (Hg) a partir de actividades de minería afectan los recursos pesqueros, los cuales son importantes en la alimentación proteínica de las poblaciones humanas. El objetivo de este estudio fue analizar las concentraciones de MeHg (metilmercurio) en *Prochilodus magdalenae* (Bocachico) y *Hoplias malabaricus* (Moncholo) en hábitats continentales de la región de La Mojana y en la parte baja del río Cauca (Norte de Colombia), sitios que han sido afectados por actividades de minería aurífera. Un total de 160 ejemplares fueron colectados para su respectivo análisis, 130 en el grupo expuesto: Mojana 1 (n=36), Mojana 2 (n=56) y El Bajo Cauca (n=38), y n=30 en el grupo control. Se realizaron las determinaciones de MeHg mediante análisis directo con un Analizador Directo de Mercurio DMA 80, cromatografía líquida y espectrometría de absorción atómica. Las concentraciones de MeHg encontradas en muestras de tejido del músculo dorsal de los peces procedentes de los lugares expuestos, fueron significativamente mayores comparados con el grupo control ( $p < 0.05$ ), siendo la región del Bajo Cauca la más afectada por altas concentraciones de MeHg. Los resultados indican que la presencia de MeHg en los peces es consecuencia de las actividades de minería aurífera ampliamente desarrolladas en la zona. Estas concentraciones de MeHg representan un riesgo mortal para la salud humana y animal.

**Palabras Clave:** Contaminación, minería, peces, ríos, salud.

### ABSTRACT

Mercury (Hg) pollution from mining activities influence fishing resources, which are important for human populations' nutrition. The aim of this research was to explore MeHg (methylmercury) concentrations in *Prochilodus magdalenae* (bocachico) and *Hoplias malabaricus* (moncholo) in freshwater habitats of the Mojana region and in the Bajo Cauca river (Northern Colombia), which have been affected by gold mining activities. A total of 160 individuals were collected, 130 in the exposed group: Mojana 1 (36), Mojana 2 (56) and El Bajo Cauca (38); and 30 individuals in the control group (Cereté). After fish sampling, MeHg determinations were done by direct analysis with a Direct Mercury Analyser DMA 80, liquid chromatography, and atomic absorption spectrometry. The results show that MeHg found in the dorsal muscle tissue is significantly higher than in the control group ( $p < 0.05$ ), the Bajo Cauca region being the most affected due to the high concentrations of MeHg. The results show that the presence of MeHg in fish may be related to gold mining activities, which are widely developed in the area. The toxic concentrations found represent a risk to human health.

**Keywords:** Fishes, health, mining, pollution, rivers.

## INTRODUCCIÓN

La contaminación por elementos potencialmente tóxicos (EPT's) en ecosistemas acuáticos es un serio problema a nivel global debido a su efecto en la salud humana y en la fauna silvestre (Alofs et al., 2014; Barone et al., 2018). El metilmercurio (MeHg) es considerado como EPT y puede llegar a los ecosistemas acuáticos desde fuentes antrópicas como la minería aurífera, ocasionando efectos adversos debido a su alta toxicidad (González et al., 2015). En el medio acuático, el Hg es fácilmente transformado en MeHg, su forma orgánica, con un alto potencial de bioacumulación en los organismos y biomagnificación en la cadena alimenticia (Yan et al., 2019). El MeHg puede llegar a tener extrema toxicidad incluso en bajas concentraciones, lo que produce efectos subletales o muertes en poblaciones de peces nativos (Jasim et al., 2016). Algunos elementos metálicos son esenciales para el metabolismo de los peces, mientras otros como el mercurio, no tienen una función conocida en el sistema biológico (Khan et al., 2016). Por el contrario, se han documentado efectos adversos en la salud de los organismos como estrés oxidativo, disrupción endocrina, daño en el ADN y hasta muerte celular (Gao et al., 2018).

Los peces son un importante recurso alimenticio para poblaciones humanas en Colombia. Sin embargo, su hábitat recibe altas descargas de contaminantes algunos de ellos de naturaleza inorgánica, provenientes en especial, de las actividades de minería (Cordy et al., 2011). Dentro de los elementos nocivos se encuentran metales como el Hg, los cuales han sido reportados de alto riesgo para la salud humana, debido a que en los tejidos de los peces de consumo se pueden llegar a encontrar en altas concentraciones (Olivero-Verbel et al., 2015; Vargas y Marrugo, 2019).

El MeHg puede ser bioacumulado en tejidos de peces como *Prochilodus magdaleneae* (bocachico) y *Hoplias malabaricus* (moncholo) (Marrugo-Negrete et al., 2018; Vargas y Marrugo, 2019), peces de alta importancia económica, gastronómica, cultural y comercial en las zonas de estudio. En Colombia, el bocachico habita las cuencas hidrográficas de los ríos Magdalena, Sinú y Atrato (Mojica et al., 2002; Maldonado-Ocampo et al., 2005; Román-Valencia, 1993). Esta especie constituye un importante recurso para las comunidades de pescadores artesanales y representan una de las especies comúnmente capturadas. El bocachico es una especie detritívora que se alimenta del sedimento fino del fondo el cual contiene partículas orgánicas. (Román-Valencia, 1993; Jaramillo-Villa y Jimenez-Segura, 2008). Debido a que existen evidencias de reducción en las capturas y tallas de este pez reófilo, se considera como una especie vulnerable (Mojica et al., 2012). Por otra parte, El moncholo es un pez neotropical de agua dulce que se encuentra muy extendido en Colombia en ciénagas, estanques, embalses y arroyos. Esta especie representa un modelo de experimentación interesante para investigar la sensibilidad a los elementos tóxicos, ya que

es un depredador que puede ejercer un control de arriba hacia abajo en la cadena trófica de las comunidades de peces (Monteiro et al., 2013). El moncholo es conocido por su resistencia a la hipoxia, a la privación (temporal) de alimentos y la exposición a elementos xenobióticos (Rabbito et al., 2005; Mela et al., 2007; Monteiro et al., 2013).

En ambientes acuáticos, los peces son frecuentemente utilizados como organismos indicadores para estudios de monitoreo ambiental y de calidad de agua, debido a su función en la cadena alimenticia, su importancia en la nutrición humana y a su capacidad de biomagnificación de metales pesados (Ali y Khan, 2019). Debido a que los ecosistemas acuáticos continentales de Colombia están siendo afectados por la contaminación por mercurio (Marrugo et al., 2010; Alonso et al., 2014; Olivero-Verbel et al., 2015; Marrugo et al., 2018), este estudio tiene por objetivo principal evaluar las concentraciones de MeHg en el bocachico y el moncholo, que constituyen dos especies de peces de importancia económica en el sistema hidrológico del Bajo Cauca hasta su desembocadura en el río Magdalena. Se seleccionaron estas dos especies como peces bioindicadores, ya que son las especies de mayor abundancia y frecuencias de captura en la región de la Mojana y el Bajo Cauca y son las especies más consumida por las comunidades humanas de la zona.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

Este estudio comprende dos extensas zonas del bajo río Cauca hasta el área limítrofe con el borde izquierdo del río Magdalena, Colombia. La región de la Mojana, tiene un área aproximada de 5545 km<sup>2</sup>, el clima dominante es húmedo, y la temperatura varía entre 28 a 33°C. La región está delimitada por tres ríos, el Magdalena, el Cauca y el San Jorge, y atravesada por caños que conectan complejos cenagosos que reciben las aguas de los ríos durante los periodos de inundación. En la región de la Mojana como tal no existen actividades de minería aurífera, sin embargo, los residuos de esta actividad son transportadas desde las áreas mineras que se desarrollan a su alrededor por las corrientes o flujos de agua que ocurren en época de lluvias.

Para este estudio, la región de la Mojana se dividió en dos grupos debido a su gran extensión y diferencias hidrogeográficas. El primer grupo lo hemos denominado Mojana 1, compuesto por los municipios de San Marcos, San Benito Abad, Caimito, Sucre y Ayapel. Los principales recursos hídricos de donde se obtuvieron las muestras de peces de esta zona fueron la ciénaga de Ayapel, el río San Jorge, la ciénaga de Caimito y el complejo cenagoso de Sucre y San Benito Abad.

Un segundo grupo catalogado como Mojana 2, está compuesto por los municipios de Guaranda, Achí y San Jacinto del Cauca. Los cuerpos de agua donde se obtuvieron

las muestras de peces fueron el río Cauca y las ciénagas aledañas (Fig. 1).

El Bajo Cauca antioqueño está ubicado en el extremo nororiental del departamento y es una de las nueve regiones en las que se divide el departamento de Antioquia. Esta región está integrada por los municipios de Caucasia, Cáceres, El Bagre, Nechí, Tarazá y Zaragoza. Los territorios abarcados por estos municipios suman 8485 km<sup>2</sup>, lo que corresponde al 13,5 % del territorio departamental. La minería de oro, que utiliza Hg en el proceso de amalgamación para la recuperación del metal precioso, se ha constituido en el principal renglón económico de la región, sin embargo, esta no representa una fuente significativa de desarrollo, dado su alto nivel de informalidad y los problemas sociales, económicos y ambientales que su explotación ha traído consigo. La explotación del oro ha llevado a innumerables impactos como erosión y degradación de suelos, contaminación del recurso hídrico, desaparición de fauna y flora y contaminación atmosférica (Cordy et al., 2011). En el Bajo Cauca, los principales cuerpos de agua de donde se obtuvieron las muestras de peces fueron el río Nechí, el río Cauca y el río Tigüí.

El sitio control correspondió a una región semi plana, ubicada entre los municipios de Montería y Cereté, conocida como el Sinú-medio, área dominada por bajos relieves de montaña, con características de vegetación similares a los sitios expuestos y presencia de las dos especies estudiadas. Es una zona con baja influencia de actividades antropogénicas y condiciones ambientales y climáticas similares a la región de la Mojana y El Bajo Cauca. Esta zona no está afectada por actividades mineras.

## Colecta de muestras de peces

Todos los sitios donde se colectaron muestras de peces fueron georeferenciados. El uso de peces en la investigación fue realizado de acuerdo con la guía nacional de ética sobre investigación animal. Se colectaron un total de 160 individuos, 130 en el grupo expuesto de diferentes áreas del norte de Colombia: Mojana 1 (n=36), Mojana 2 (n=56) y El Bajo Cauca (n=38); y 30 ejemplares en el grupo control. Las colectas fueron realizadas en una época de transición de marzo a noviembre de 2018 con la ayuda de pescadores locales. Después de la colecta, la longitud estándar y el peso total de los peces fueron registrados con un calibrador y una balanza respectivamente. Los peces fueron empacados, rotulados y transportados refrigerados el mismo día de la colecta al laboratorio de Toxicología y Gestión Ambiental de la Universidad de Córdoba, donde una muestra de 30-50 g del tejido muscular de la parte dorsal fue removida usando cuchillas estériles. Las muestras fueron liofilizadas, homogenizadas por maceración y almacenadas en bolsas selladas a -20°C hasta su análisis.

## Análisis de MeHg en tejido dorsal de peces

La cuantificación de MeHg se llevó a cabo mediante la digestión de aproximadamente 0,3 - 0,5 g de pescado fresco en un tubo de centrífuga de 50 mL con 10 mL de ácido bromhídrico mediante agitación manual. Luego, se añadieron 20 mL de tolueno y la mezcla resultante se agitó vigorosamente durante 2 min. Posteriormente, la mezcla se

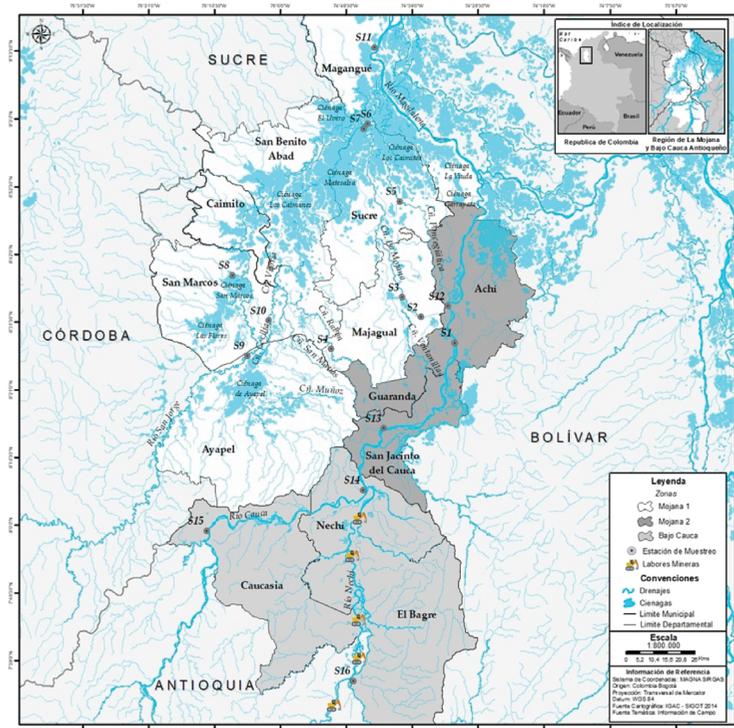


Figura 1. Ubicación geográfica de las tres zonas evaluadas de la cuenca Magdalena-Cauca (Mojana 1, Mojana 2, Bajo Cauca).

centrifugó durante 10 min a 3000 rpm, y luego se extrajo varias veces 15 mL de la fase orgánica superior en tubos de 50 mL que contenían 6,0 mL de solución de L-cisteína al 1 %. Finalmente, se inyectó una alícuota de 100 µL de la fase acuosa en un analizador directo de mercurio (Cordeiro et al., 2013). El control de calidad se llevó a cabo por triplicado utilizando un músculo estándar certificado de dogfish CRM DORM-2 (4,47 ± 0,32 µg/g). El porcentaje de recuperación del MeHg fue de 99,0 ± 3,7 % (n = 3), el límite de detección fue de 0,007 µg g<sup>-1</sup>, y el límite de cuantificación fue de 0,023 µg g<sup>-1</sup>. Las concentraciones de MeHg se reportaron en µg kg<sup>-1</sup> de peso húmedo (ww). Los análisis de las muestras de peces para MeHg se hicieron por duplicado.

### Pruebas estadísticas

La normalidad de los datos (longitud estándar, peso, concentraciones de MeHg) fue evaluada usando el test de Kolmogorov- Smirnov ( $p < 0.05$ ). Los datos fueron tratados con estadística no paramétrica. El análisis estadístico de las diferencias de concentraciones de MeHg entre grupos o áreas de colecta fue realizado usando el test de Kruskal-Wallis con corrección de Dunn para múltiples comparaciones. El factor de condición en los individuos fue determinado con la ecuación  $K = 100 W/L^3$ , donde W es el peso en gramos y L la longitud total de los peces en centímetros (Seyaboh et al., 2016). Se realizó un análisis de correlación Spearman para establecer asociaciones entre las concentraciones de metales pesados en *P. magdalenae* y *H. malabaricus* con el tamaño y el factor de condición. Para todos los análisis, el criterio de significancia establecido fue de  $p < 0,05$ . Las pruebas estadísticas se obtuvieron con el software estadístico Minitab versión 16, Microsoft Excel 2013 y StatGraphics Centurion XV Version 2.15.06.

### RESULTADOS

Las concentraciones de MeHg, halladas en tejido dorsal de *P. magdalenae* y *H. malabaricus* se indican en la tabla 1. Las concentraciones de MeHg registradas en las especies de peces que habitan las cuencas hidrográficas del Cauca y Magdalena, revelan la fuerte contaminación por MeHg en los ecosistemas acuáticos afectados por las actividades de minería, adicionalmente, estas concentraciones fueron estadísticamente superiores a las encontradas en los peces del sitio control ( $p < 0,05$ ). Las concentraciones de MeHg tanto en *P. magdalenae* como en *H. malabaricus* fueron altas en el Bajo Cauca en comparación con aquellas de Mojana 1 y Mojana 2 ( $p < 0,05$ ). Los promedios de las concentraciones de MeHg encontradas en el tejido muscular de los peces en Mojana 1, Mojana 2 y Bajo Cauca (Tabla 1) fueron mayores a los límites establecidos y permitidos para el consumo humano -USEPA (US Environmental Agency).

**Tabla 1.** Concentraciones de MeHg (µg/kg) en tejido muscular de peces capturados en la cuenca Magdalena-Cauca. LP: Limite Permissible.

Pez	Sitio	Tamaño de pez	Factor de Condición	µg MeHg/Kg
	LP			100 µg/Kg**
<i>Hoplias malabaricus</i>	Mojana 1	27,7±3,1	0,94±0,02	140,9 ± 10,3 <sup>a</sup>
	Mojana 2	29,1±2,9	0,87±0,01	307,9 ± 19,3 <sup>b</sup>
	Bajo Cauca	29,3±3,01	0,92±0,03	555,4 ± 16,2 <sup>b</sup>
	Control	28,3±2,4	1,01±0,06	16,7 ± 4,4 <sup>c</sup>
<i>Prochilodus magdalenae</i>	Mojana 1	25,5±2,5	1,15±0,07	67,1 ± 7,5 <sup>a</sup>
	Mojana 2	24,1±1,8	1,21±0,05	56,1 ± 8,6 <sup>a</sup>
	Bajo Cauca	27,4±2,1	1,39±0,08	509,7 ± 30,4 <sup>b</sup>
	Control	25,7±1,9	1,6±0,09	15,8 ± 4,0 <sup>c</sup>

Letras diferentes indica diferencias estadísticamente significativas. \*\*USEPA: Agencia de protección ambiental de Estados Unidos

Al comparar los sitios muestreados en el área del estudio, las concentraciones de MeHg en los peces disminuyen en la secuencia: Bajo Cauca > Mojana 2 > Mojana 1. En términos generales, se encontró menor concentración de MeHg en *P. magdalenae* (Tabla 1), lo cual está relacionado con su hábito alimenticio, mientras que *P. magdalenae* es un pez detritívoro, *H. malabaricus* es un depredador o de hábito alimenticio carnívoro.

En la tabla 2 se indican los resultados de las correlaciones entre las concentraciones de MeHg en tejido muscular con el tamaño (Longitud estándar) y el factor de condición (K) de *P. magdalenae* y *H. malabaricus*. Se encontraron correlaciones positivas entre el tamaño de las especies de peces y las concentraciones de MeHg en tejido muscular. Por otra parte, se registraron correlaciones negativas y significativas entre el factor de condición (K) en ambas especies, con las concentraciones de MeHg en tejido de musculo dorsal.

**Tabla 2.** Correlación Spearman para concentraciones de MeHg en tejido muscular de peces capturados en la cuenca Magdalena-Cauca

Pez		MeHg
<i>Hoplias malabaricus</i>	Longitud (r)	0,301
	P	0,031
	K (r)	-0,608
	p	0,001
<i>Prochilodus magdalenae</i>	Longitud (r)	0,324
	P	0,001
	K (r)	-0,611
	P	0,001

Valores de  $p < 0.05$  son estadísticamente significativos

## DISCUSIÓN

En la cuenca Magdalena-Cauca han existido procesos de contaminación generada entre otros factores por actividades mineras, las cuales han estado deteriorando la calidad de los recursos pesqueros (Marrugo-Negrete et al., 2008, 2018; Olivero-Verbel et al., 2015). Investigaciones previas en los ecosistemas hídricos de la cuenca Magdalena-Cauca han documentado concentraciones de metales pesados, en especial de mercurio (Marrugo-Negrete et al., 2010, 2018; Pinedo-Hernandez et al., 2015). En Colombia, el Hg ha sido ampliamente utilizado en el proceso de amalgamación de la minería de oro (Cordy et al., 2011). Este metal, es bioacumulado por organismos acuáticos y biomagnificado a través de la cadena alimenticia (González et al., 2015; Yan et al., 2019). El mercurio genera fuertes efectos toxicológicos sobre la membrana celular como consecuencia de su habilidad para cruzar las membranas y afectar los sistemas de metabolismo celular (Anvarifar et al., 2018). Las concentraciones de MeHg encontradas en este estudio fueron significativamente altas, lo que representa un riesgo grave para el ecosistema incluyendo a los humanos.

Debido a su hábito alimenticio detritívoro, *P. magdalenae*, presentó menores concentraciones de MeHg que *H. malabaricus*; la cual es una especie de hábito alimenticio depredador.

Al considerar las concentraciones de MeHg en muestras de tejido dorsal en peces, los promedios hallados en el Bajo Cauca, exceden los límites permisibles para consumo humano (0,5 mg/Kg) de acuerdo a los estándares de la Unión Europea. Los resultados de las concentraciones de MeHg halladas en *P. magdalenae* y *H. malabaricus* son similares a estudios previos realizados sobre el hábitat de la Mojana (Marrugo-Negrete et al., 2008, 2010, 2018). Las concentraciones reportadas en el presente estudio, representan un riesgo tanto para las poblaciones de peces así como para los humanos que los consumen.

Los resultados destacan a los peces carnívoros como buenos indicadores de la contaminación por MeHg e indican la presencia de biomagnificación de MeHg en las redes alimentarias de los peces de la cuenca Magdalena-Cauca. Varios estudios como los realizados por Marrugo-Negrete et al. (2018), indican que el río Magdalena y sus tributarios como el río Cauca, son la principal ruta de movilización de Hg. El análisis de mercurio en secciones del músculo de peces realizado por estos autores, mostró que en especies carnívoras las concentraciones de mercurio son mayores comparadas con las de especies no carnívoras. Las investigaciones han demostrado que entre el 60 y el 95 % del total del mercurio en el tejido muscular se encuentra en forma de MeHg, que es una de las formas más tóxicas para los seres humanos (WHO, 1991). Por otra parte, Álvarez et al. (2012), determinaron las concentraciones de MeHg en tejido muscular de seis especies del río Nechí, registrando altas concentraciones de este metal tóxico en

especies carnívoras. Es conocido que la bioacumulación de metilmercurio en tejido muscular de peces por lo general obedece el siguiente orden descendiente de acuerdo al hábito alimenticio: Carnívoros > detritívoros > herbívoros (Anjos et al., 2016). Sin embargo, varios estudios sugieren que la contaminación por MeHg puede estar asociada no sólo a la variabilidad de la dieta de las especies de peces y a la capacidad de migración, sino también a otras variables del medio acuático, como la dinámica de los flujos, la profundidad del agua, los niveles de mercurio en el fondo y en los sedimentos en suspensión, y en las comunidades planctónicas y bénticas (Reuther, 1994; Kasper et al., 2009).

La generación MeHg es un proceso crítico que ocurre dentro de los ecosistemas acuáticos. La mayor fuente de MeHg en humedales de agua dulce se genera por la acción microbiana, principalmente en los sedimentos y en las raíces de macrófitas (Fleck et al., 2016). Sin embargo, la producción de MeHg depende de las características específicas de los cuerpos de aguas, tales como profundidad del hipolimnión anóxico y la estratificación orgánica en los sedimentos. La actividad de metilación microbiana es controlada por la temperatura, las condiciones Redox, el pH y la presencia de donantes de electrones adecuados (e.g. carbono orgánico) y aceptadores (e.g. sulfatos, Fe(III), metano) (Fleck et al., 2016; Gomes et al., 2019). Como proceso continuo, el MeHg producido se transfiere a la columna de agua donde se bioacumula y se biomagnifica en la cadena alimenticia, especialmente en especies carnívoras como *H. malabaricus* (Souza- Araujo et al., 2016).

En la región del Bajo Cauca se registraron las mayores concentraciones de MeHg, región con evidente influencia de actividades mineras, las cuales han alterado los suelos y reducido la vegetación. Los altos aportes de Hg y sedimentos influyen fuertemente en la cuenca Bajo Cauca debido a las actividades de minería artesanal practicadas en las orillas del río Nechí o a lo largo de sus afluentes. Además, grandes cantidades de vegetación son descargadas en la cuenca del río debido a la deforestación y a las inundaciones que devastan los cultivos y las zonas forestales. Kocman et al. (2017) observaron lixiviación pronunciada de Hg cuando los suelos fueron alterados, como consecuencia, la deforestación ha conducido a que grandes concentraciones de Hg ingresen en las aguas dulces locales y posteriormente sean incorporados por organismos acuáticos.

Por otra parte, se encontraron correlaciones positivas y significativas entre las concentraciones de MeHg con la longitud estándar de los peces (Tabla 2), sin embargo, se registraron correlaciones negativas y significativas entre el factor de condición (K) y las concentraciones de MeHg en el tejido dorsal de ambas especies. El factor de condición, proporciona información sobre la tasa de crecimiento y el comportamiento alimenticio de los peces estudiados: un valor cercano a 1 indica el bienestar y la robustez de los peces (Vasantharajan et al., 2013). Los individuos de

*H. malabaricus* se encontraron con índice inferior a 1, mientras los peces de la especie *P. magdalenae* estaban por encima de 1 es decir fueron considerados en buenas condiciones (Tabla 1). Por otra parte, se encontraron ejemplares de la especie *H. malabaricus* en pobres condiciones, debido tal vez a que su hábito alimenticio carnívoro ha provocado que estos individuos bioacumulen alta carga de MeHg en el tejido muscular. Por a lo anterior, se hallaron correlaciones significativas y negativas entre el factor de condición K y las concentraciones de MeHg en este estudio. Similares resultados fueron registrados por Farkas et al. (2003), en donde registraron que aquellos peces de la especie *Abramis brama* L que presentan altas concentraciones de Hg en tejido muscular, presentan correlaciones negativas con el factor de condición K. Estos datos aportan información fundamental sobre estrategias de crecimiento y estado nutricional de las especies de peces, además estos parámetros son ampliamente utilizados para comparar la condición de poblaciones que habitan en sistemas acuáticos con alto grado de intervención antrópica.

Las correlaciones negativas entre el factor de condición con las concentraciones de los contaminantes estudiados en tejido de peces sugieren un efecto de dilución del contenido lipídico. Esto puede ser soportado por el hecho de que el porcentaje de grasa en el cuerpo de peces jóvenes suele ser bajo, aumentando su porcentaje con el crecimiento y la alimentación. Estas observaciones pueden explicar las correlaciones opuestas entre metales pesados, el tamaño y el factor de condición de los peces.

Debido a que históricamente en la cuenca Magdalena-Cauca ha sido impactada por problemas de contaminación por Hg, es importante implementar programas de biomonitoreo de ecotoxicidad en especies acuáticas, en especial en los peces ya que es un recurso alimenticio principal en esta región, esto permitirá evaluar la presencia de metales pesados en las fuentes hídricas impactadas por actividades de minería en sus diversas formas, y evitar los efectos sobre los ecosistemas y la salud humana. Sin embargo, la comprensión de los riesgos asociados con la exposición a estos EPT's es complicada por variados factores ambientales, biológicos y socioeconómicos (Obiri et al., 2016; Timarán y Pantoja, 2016).

## CONCLUSIONES

Los resultados reportados en este estudio indicaron que la cuenca hidrográfica baja del Río Cauca, está afectada por altas concentraciones de metilmercurio halladas en peces, las cuales significan un peligro para los humanos. Se sugiere que su incidencia en los consumidores sea monitoreada por las autoridades locales, nacionales e internacionales, debido a los efectos adversos para salud cuando se ingieren en altas concentraciones, en este caso muy superiores a los límites establecidos.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a el proyecto 167-2016 del Fondo de Adaptación - Universidad de Córdoba, Montería, Colombia, por la financiación de esta investigación, y a los evaluadores de Acta Biológica Colombiana, por las sugerencias y correcciones que ayudaron a mejorar el texto. También los autores agradecemos a las comunidades de los municipios que participaron activamente en la ubicación, preparación y recolección de muestras de pescados, en especial a los estudiantes de la I. E. Las Delicias, El Bagre-Antioquia.

## CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran que no tienen conflicto de intereses.

## REFERENCIAS

- Ali, H., y Khan, E. (2019). Trophic transfer, bioaccumulation, and biomagnification of non-essential hazardous heavy metals and metalloids in food chains/webs—Concepts and implications for wildlife and human health. *Human and Ecological Risk Assessment*, 25(6), 1353-1376. <https://doi.org/10.1080/10807039.2018.1469398>
- Alonso, D. L., Latorre, S., Castillo, E., y Brandão, P. F. (2014). Environmental occurrence of arsenic in Colombia: A review. *Environmental Pollution*, 186, 272-281. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.12.009>
- Alvarez, S., Jessick, A. M., Palacio, J. A., y Kolok, A. S. (2012). Methylmercury concentrations in six fish species from two Colombian rivers. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 88(1), 65-8. <https://doi.org/10.1007/s00128-011-0458-x>
- Anjos, M. R. D., Machado, N.G., Silva, M. E. P. D., Bastos, W. R., Miranda, M. R., Carvalho, D. P. D., y Fulan, J. Â. (2016). Bioaccumulation of methylmercury in fish tissue from the Roosevelt River, Southwestern Amazon basin. *Revista Ambiente & Água*, 11(3), 508-518.
- AnvariFar, H., Amirkolaie, A. K., Jalali, A. M., Miandare, H. K., Sayed, A.H., Üçüncü S. I., Ouraji, H., Ceci, M. y Romano, N. (2018). Environmental pollution and toxic substances: cellular apoptosis as a key parameter in a sensible model like fish. *Aquatic Toxicology*, 204, 144-159. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2018.09.010>
- Barone, G., Dambrosio, A., Storelli, A., Garofalo, R., Busco, V., y Storelli M. (2018). Estimated dietary intake of trace metals from swordfish consumption: a human health problem. *Toxics*, 6(2), 22. <https://doi.org/10.3390/toxics6020022>
- Cordy, P., Veiga, M. M., Salih, I., Al-Saadi, S., Console, S., Garcia, O., Mesa, A., Velásquez-López, P. C., y Roeser, M. (2011). Mercury contamination from artisanal gold mining in Antioquia, Colombia: The world's highest per capita mercury pollution. *Science of the Total Environment*, 410-411, 154-160. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.09.006>

- Cordeiro, F., Gonçalves, S., Caldéron, J., Robouch, P., Emteborg, H., Conneely, P., Tumba-Tshilumba, M. F., Kortsen, B., y de la Calle, B. (2013). IMEP-115: Determination of Methylmercury in Seafood. *Eu A collaborative trial report, EUR, 25830*.
- Farkas, A., Salánki, J., y Specziár, A. (2003). Age-and size-specific patterns of heavy metals in the organs of freshwater fish *Abramis brama* L. populating a low-contaminated site. *Water Research, 37*(5), 959-964. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00447-5](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00447-5)
- Fleck, J. A., Marvin-DiPasquale, M., Eagles-Smith, C. A., Ackerman, J. T., Lutz, M. A., Tate, M., Alpers, C. N., Hall, B. D., Krabbenhoft, D. P., y Eckley, C. S. (2016). Mercury and methylmercury in aquatic sediment across western North America. *Science of the Total Environment, 568*, 727-738. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.044>
- Gao, M., Yang, Y., Lv, M., Song, W., y Song, Z. (2018). Oxidative stress and DNA damage in zebrafish liver due to hydroxyapatite nanoparticles-loaded cadmium. *Chemosphere, 202*, 498-505. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.03.146>
- Gomes, V. M., dos Santos, A., Zara, L. F., Ramos, D. D., Forti, J. C., Ramos, D. D., y Santos, F.A. (2019). Study on Mercury Methylation in the Amazonian Rivers in Flooded Areas for Hydroelectric Use. *Water, Air & Soil Pollution, 230*(9), 211. <https://doi.org/10.1007/s11270-019-4261-3>
- González, E., Marrugo-Negrete, L., y Martínez, V. (2015). *El problema de la contaminación por mercurio. Nanotecnología: Retos y posibilidades para medición y remediación*. (1ª ed). RedNano Colombia.
- Jaramillo-Villa, U., y Jiménez-Segura, L. F. (2008). Algunos aspectos biológicos de la población de *Prochilodus magdalenae* en las ciénagas de Tumaradó (Río Atrato), Colombia. *Actualidades Biológicas, 30*(88), 55-66.
- Jasim, M. A., Sofian-Azirun, M., Yusoff, I., y Rahman, M. M. (2016). Bioaccumulation and histopathological changes induced by toxicity of mercury (HgCl<sub>2</sub>) to tilapia fish *Oreochromis niloticus*. *Sains Malaysiana, 45*(1), 119-127.
- Kasper, D., Palermo, E. F. A., Dias, A. C. M. I., Leitão, R. P., Branco, C. W. C., y Malm, O. (2009). Mercury distribution in different tissues and trophic levels of fish from a tropical reservoir, Brazil. *Neotropical Ichthyology, 7*(4), 751-759. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252009000400025>
- Khan, S., Rauf, R., Muhammad, S., Qasim, M., y Din, I. (2016). Arsenic and heavy metals health risk assessment through drinking water consumption in the Peshawar District, Pakistan. *Human and Ecological Risk Assessment, 22*(3), 581-596. <https://doi.org/10.1080/10807039.2015.1083845>
- Kocman, D., Wilson, H. M., Amos, K. H., Steenhuisen, F., Sunderland, R. P., Mason, R. P., Outridge, P, y Horvat, M. (2017). Toward an assesment of the global inventory of present-day mercury releases to freshwater environments. *International Journal of Environmental Research, 14*(2), 138. <https://doi.org/10.3390/ijerph14020138>
- Maldonado-Ocampo, J. A., Ortega-Lara, A., Usma, O., Galvis, V., Villa-Navarro, F. A., Vasquez, G., Prada-Pedrerros, S., y Ardila, R. (2005). *Peces de los Andes de Colombia*. Instituto de Investigaciones y Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Marrugo-Negrete, J., Benítez, L. N., Olivero-Verbel, J., Lans, E., y Gutierrez, F. V. (2010). Spatial and seasonal mercury distribution in the Ayapel Marsh, Mojana region, Colombia. *International Journal of Environmental Research and Public Health, 20*(6), 451-459. <https://doi.org/10.1080/09603123.2010.499451>
- Marrugo-Negrete, J., Pinedo-Hernández, J., Paternina-Uribe, R., Quiroz-Aguas, L., y Pacheco-Florez, S. (2018). Spatial distribution and evaluation of environmental pollution by mercury in the Mojana region, Colombia. *La Revista MVZ Córdoba, 23*(23), 7062-7075. <https://doi.org/10.21897/rmvz.1481>
- Marrugo-Negrete, J. L., Ruiz-Guzmán, J. A., y Ruiz-Fernández, A. C. (2018). Biomagnification of Mercury in Fish from Two Gold Mining-Impacted Tropical Marshes in Northern Colombia. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 74*(1), 121-130. <https://doi.org/10.1007/s00244-017-0459-9>
- Mela, M., Randi, M. A., Ventura, D. F., Carvalho, C. E. V., Pelletier, E., y Olivera Ribeiro, C. A. (2007). Effects of dietary methylmercury on liver and kidney histology in the neotropical fish *Hoplias malabaricus*. *Ecotoxicology and Environmental Safety, 68*(3), 426-435. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2006.11.013>
- Mojica, J., Castellanos, C., Usma, J. y Álvarez, R. (2002). *Libro rojo de peces dulceacuícolas de Colombia. Serie Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia*. Universidad Nacional de Colombia y Ministerio del Medio Ambiente.
- Mojica, J., Valderrama, M., Barreto, C., y Álvarez-León, R. (2012). *Prochilodus magdalenae* Steindachner, 1878. En J.I. Mojica, J.S. Usma, R. Álvarez-León, C.A. Lasso (Eds.). *Libro rojo de peces dulceacuícolas de Colombia* (pp. 134-138). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Colombia/Colombia/ Universidad de Manizales.
- Monteiro, D. A., Rantin, F. T., y Kalinin, A. L. Dietary intake of inorganic mercury: bioaccumulation and oxidative stress parameters in the neotropical fish *Hoplias malabaricus*. *Ecotoxicology, 22*, 446-456. <https://doi.org/10.1007/s10646-012-1038-5>
- Obiri, S., Mattah, P. A. D., Mattah, M. M., Armah, F. A., Osa, S., Adu-Kumi, S., y Yeboah, O. Y. Assessing the environmental and socio-economic impacts of artisanal gold mining on the livelihoods of communities in the Tarkwa Nsuaem municipality in Ghana. *International Journal of Environmental Research, 13*(2), 160. <https://doi.org/10.3390/ijerph13020160>

- Olivero-Verbel, J., Caballero-Gallardo, K., y Turizo-Tapia, A. (2015). Mercury in the gold mining district of San Martín de Loba, South of Bolívar (Colombia). *Environmental Science and Pollution Research*, 22(8), 5895-5907. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3724-8>
- Pinedo-Hernández, J., Marrugo-Negrete, J., y Díez, S. (2015). Speciation and bioavailability of mercury in sediments impacted by gold mining in Colombia. *Chemosphere*, 119, 1289-1295. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.09.044>
- Rabitto, I. S., Costa, J. A., De Assis, H. S., Pelletier, E., Akaishi, F. M., Anjos, A., y Ribeiro, C. O. (2005). Effects of dietary Pb (II) and tributyltin on neotropical fish, *Hoplias malabaricus*: histopathological and biochemical findings. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 60(2), 147-156. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2004.03.002>
- Reuther, R. (1994). Mercury accumulation in sediments and fish from rivers affected by alluvial gold mining in the Madeira river basin, Amazon. *Environmental Monitoring and Assessment*, 32, 239-258. <https://doi.org/10.1007/BF00546279>
- Seiyaboh, E. I., Harry, G. A., y Izah, S. C. (2016). Length-Weight Relationship and Condition Factor of Five Fish Species from River Brass, Niger Delta. *Biotechnology Research and Innovation*, 2(4), 187-192.
- Román-Valencia, C. (1993). Ciclo biológico del bocachico *Prochilodus magdalenae* (Pisces: Prochilodontidae) en la cuenca del río Atrato, Colombia. *Brenesia*, 39(40), 59-70.
- Souza-Araujo, J., Giarrizzo, T., Lima, M. O., y Souza, M. B. (2016). Mercury and methyl mercury in fishes from Bacaja River (Brazilian Amazon): evidence for bioaccumulation and biomagnification. *Journal of Fish Biology*, 89(1), 249-263. <https://doi.org/10.1111/jfb.13027>
- Pantoja Timarán, F. H., y Pantoja Barrios, S. D. (2016). Artisanal and Small-Scale Gold Mining in Colombia. Problems and Challenges. *Revista de la Facultad de Ciencias Económicas*, 24(2), 147-160. <https://doi.org/10.18359/rfce.2217>
- Vasantharajan, M., Jawahar, P., Sundaramoorthy, B., y Venkatasamy, M. (2014). Length-weight relationship of *Lethrinus lentjan* (Lacepede, 1802) and *Lethrinus nebulosus* (Forsskal, 1775) exploited in Thoothukudi Coast, Tamil Nadu, India. *International Journal of Veterinary Science*, 43,14-8.
- Vargas-Licona, S. P., y Marrugo-Negrete, J. L. (2019). Mercury, Methylmercury and other Heavy Metals in Fish in Colombia: Risk From Ingestion. *Acta Biológica Colombiana*, 24(2), 232-242.
- World Health Organization (WHO). (1991). Environmental health criteria for Inorganic Mercury. Geneva. [http://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/40626/IPCS\\_EHC\\_118.pdf](http://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/40626/IPCS_EHC_118.pdf)
- Yan, H., Li, Q., Yuan, Z., Jin, S., y Jing, M. (2019). Research Progress of Mercury Bioaccumulation in the Aquatic Food Chain, China: A Review. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 102(5), 612-620. <https://doi.org/10.1007/s00128-019-02629-7>