

Bioconcentración de metales pesados (Zn, Hg, Pb) en tejidos de *Ariopsis felis* y *Diplodus annularis* en el río Ranchería, norte de Colombia

C. Doria Argumedo^{1*}

Artículo recibido: 6 de julio de 2020 - Aprobado: 26 de marzo de 2021

RESUMEN

La contaminación por metales pesados en los ecosistemas acuáticos en el planeta es una de las más severas problemáticas que comprometen la seguridad alimentaria a nivel local, regional y global. En este estudio, se aborda el problema específico de la bioconcentración de mercurio (Hg), plomo (Pb) y Zinc (Zn) en los tejidos orgánicos de 2 de las especies de peces (*Ariopsis felis* y *Diplodus annularis*) de mayor importancia alimenticia para los pobladores riverenos del río Ranchería, al norte de Colombia. Las muestras de tejido orgánico se sometieron a una digestión ácida (HNO_3 y HClO_4 en relación 3:1) y la cuantificación de los metales se realizó por espectrofotometría de absorción atómica. Adicionalmente, se midieron los niveles de los metales en el sedimento, con el objeto de determinar índices de calidad medioambientales, lo que permitió determinar que los metales pesados no presentan riesgo para los organismos acuáticos que habitan en esta zona. Se encontraron diferentes valores de concentración de metales pesados: en orden decreciente, $\text{Zn} > \text{Hg} > \text{Pb}$, en sedimento, y $\text{Hg} > \text{Zn} > \text{Pb}$, en el tejido biológico. Los resultados muestran que las concentraciones de los metales pesados presentes en el tejido de los peces y en el sedimento guardan una correlación positiva y una regresión lineal estadísticamente significativa ($p = 0,001$, $p < 0,05$). La presencia de metales pesados en el sedimento del río y de bioconcentrados en los peces podría derivarse de fuentes puntuales y difusas relacionadas con actividades agrícolas, pecuarias, mineras y aguas residuales.

Palabras clave: espectrofotometría de absorción atómica, metales pesados, tejidos de peces, río Ranchería.

Bioconcentration of heavy metals (Zn, Hg, Pb) in tissues of *Ariopsis felis* and *Diplodus annularis* in the Ranchería river, Northern Colombia

ABSTRACT

Heavy metal pollution in aquatic ecosystems in the area is one of the most severe problems that compromise food security at the local, regional and global levels. In this study, the specific problem of the bioconcentration of mercury (Hg), lead (Pb), and Zinc (Zn) in 2 of the higher nutritional importance fish species (*Ariopsis felis* and *Diplodus annularis*) for the riverside inhabitants of the Ranchería river, in northern Colombia, is addressed. The organic tissue samples were subjected to acid digestion (HNO_3 and HClO_4 in a 3:1 ratio), and the quantification of metals was carried out by atomic absorption spectrophotometry. Additionally, the levels of metals in the sediment were measured, in order to determine environmental quality indices. This allow to determine that heavy metals

¹ Universidad de La Guajira. cdoria@uniguajira.edu.co

do not present a risk to the aquatic organisms that inhabit this area. Different heavy metal concentration values were found: in decreasing order, $Zn > Hg > Pb$ in sediment, and $Hg > Zn > Pb$ in biological tissue. The results reveal that the concentrations of heavy metals present in fish tissue and sediment show a positive correlation, and a statistically significant linear regression ($p = 0,001$, $p < 0,05$). The presence of heavy metals in river sediment and bioconcentrates in fish could derive from point and diffuse sources related to agricultural, livestock, mining and wastewater activities.

Keywords: atomic absorption spectrophotometry, heavy metals, fish tissues, Ranchería river.

INTRODUCCIÓN

En el planeta, los ríos han sido desde tiempos inmemoriales los receptores directos o indirectos de los desechos líquidos y sólidos que el hombre genera (Fernández *et al.* 2004). En un principio los ríos eran capaces de soportar las cargas contaminantes que a ellos se vertían, merced a su carácter depurador. Posteriormente, al crearse grandes asentamientos urbanos, se incrementó la cantidad de los desechos vertidos y, en consecuencia, los cursos fluviales han ido perdiendo su capacidad depuradora y se han producido graves alteraciones en la calidad de sus aguas, con los subsiguientes peligros para la salud (Picazo 2007). Entre las fuentes antropogénicas de contaminación que llegan a los sistemas fluviales están los metales pesados, los cuales provienen de desechos domésticos, agrícolas e industriales, y son peligrosos para la biota acuática, el hombre y el ambiente, en general (Acosta *et al.* 2002).

Se considera que los metales pesados tienen mayor repercusión sobre los organismos acuáticos, no solo porque los afectan de manera puntual, sino también por su carácter tóxico y por su capacidad para ser acumulados en los tejidos, lo que convierte a dichos entes en bioacumuladores. En este sentido, se verían afectados todos los actores de la cadena trófica, principalmente los seres humanos, quienes son el último eslabón de la misma (Polo 2012). Los organismos concentran los metales en sus

tejidos mediante un proceso denominado *bioacumulación*, que implica el aumento progresivo de la cantidad de sustancia en los tejidos como consecuencia de que la velocidad de absorción supera la capacidad para eliminar dicha sustancia (Tah 2006). En otros términos, la bioacumulación se refiere al proceso de almacenamiento de ciertos compuestos dentro de los organismos.

En los ambientes acuáticos muchos animales, entre ellos los peces, son utilizados como especies de vigilancia debido a que tienen la capacidad de almacenar una concentración mayor de metales pesados en comparación con otras especies. Esto los convierte en un indicador importante de la contaminación y en un problema de salud humana, si son consumidos por la comunidad (Palacio 2007). El grado de acumulación de estos depende de factores tales como la naturaleza química del contaminante, el tipo de organismo, su estado fisiológico, la temperatura del agua y la salinidad (Coto 2014). Dichos metales son considerados extremadamente peligrosos para la vida dada su elevada toxicidad, incluso en bajas concentraciones (Delgado 2012), y, en comparación con otros contaminantes, no son biodegradables y sufren un ciclo ecológico global, en el cual las aguas naturales son las principales vías de acceso a los organismos. Sus efectos negativos son críticos debido a que pueden causar graves daños a nivel celular (Márquez *et al.* 2008).

Aquellas sustancias pueden ingresar en los peces mediante el contacto con la columna de agua o el sedimento, o mediante la dieta, y, adicionalmente, se pueden acumular de eslabón en eslabón a lo largo de la cadena alimenticia y, eventualmente, impactar en la salud humana (Hamza-Al-Robi 2013).

En la región de La Guajira, al norte de Colombia, la más importante fuente hídrica es el río Ranchería, al cual llegan 3 tipos principales de contaminación de origen antrópico: aguas residuales domésticas de las comunidades por las que transita, residuos de las actividades de minería de carbón a cielo abierto y escorrentía derivada de los sectores agrícola y ganadero de la región por el uso del suelo (Doria *et al.* 2017). La ictiofauna de la cuenca está compuesta en su mayoría por especies dulceacuícolas primarias y unas cuantas de origen marino que remontan el río (Mojica *et al.* 2006). Aunque la cuenca no sostiene pesquerías comerciales importantes, algunas especies, tanto dulceacuícolas como marinas, son aprovechadas para el consumo local (Ingetec 2005).

Por todo lo anterior, se llevó a cabo este proyecto, cuyo objetivo fue evaluar los niveles de bioconcentración de algunos metales pesados (Zn, Hg y Pb) en los peces *Ariopsis felis* (bagre) y *Diplodus annularis* (mojarra) —de gran importancia alimenticia para la población riverense— con el propósito de medir el impacto contaminante de dichos metales en este ecosistema acuático superficial, como resultado de las actividades humanas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en el río Ranchería, ubicado en el departamento de

La Guajira, al norte de Colombia. Este se encuentra localizado entre los 10° 23' y 12° 28' de latitud norte y los 71° 06' y 73° 39' de longitud oeste. El río nace en la Sierra Nevada de Santa Marta, en el páramo de Chirigua, a una altitud de 3875 m s. n. m., y luego de un recorrido aproximado de 248 km desemboca en el mar Caribe en la localidad de Riohacha (Corpoguajira y UAESPNN 2011). Esta investigación fue avalada por el Comité de Ética en Investigación de la Facultad de Ingeniería de la Universidad de la Guajira (acta n.º 004 de mayo de 2018).

Campaña de muestreo

Se ubicaron en la cuenca media del río Ranchería 4 estaciones de muestreo, teniendo en cuenta la importancia para la pesca que los pobladores riverenses dan a este tramo del río (figura 1). Se recolectaron 20 ejemplares de las especies *Ariopsis felis* (bagre) y 20 de *Diplodus annularis* (mojarra), jóvenes y adultos, en las 4 estaciones de monitoreo (5 en cada estación), durante las épocas de lluvia y sequía. *Ariopsis felis* es una especie de clima subtropical, de la familia Ariidae. Los adultos pueden llegar alcanzar los 70 cm de longitud total y 5500 g de peso. Es de hábito omnívoro tipo bentófago y su dieta está basada principalmente en crustáceos decápodos, peces y detritus (Kobelkowsky y Castillo-Rivera 1995). *Diplodus annularis* es un pez de la familia de los Sparidae. En su estado adulto puede alcanzar entre los 20 y 30 cm de longitud total, vive en los fondos lodosos y se alimenta de gusanos, crustáceos, equinodermos y pequeños peces (Rodríguez-Ruiz *et al.* 2001). Adicionalmente, se tomaron 5 muestras de sedimento en cada punto para determinar índices medioambientales: índice de geoacumulación (I-geo) y factor

de bioacumulación (BFC, por sus siglas en inglés) de metales en peces.

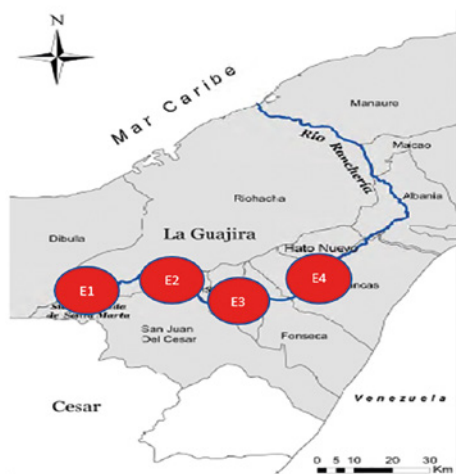


FIGURA 1. Ubicación de los sitios de muestreo, cuenca del río Ranchería, Colombia
Fuente: elaboración propia con base en Corporación Autónoma Regional de La Guajira (2012).

El I-geo fue establecido por Müller (1969), y sirve para evaluar cuantitativamente la contaminación del suelo a través de los valores presentes de metales frente a los valores de referencia. Para su cálculo se utilizó la siguiente ecuación:

$$I\text{-geo} = \log_2 \frac{C_n}{1,5 B_n} \quad (1)$$

donde C_n es la concentración de metal en la muestra, B_n es el valor de fondo y 1,5 es el factor empleado para la detección de la mínima influencia antropogénica de los suelos (Castro-González *et al.* 2019). Las categorías de interpretación del I-geo se presentan en la tabla 1.

El BCF fue calculado mediante la fórmula propuesta por Mountouris *et al.* (2002), teniendo en cuenta que la toxicidad de estos metales para los organismos acuáticos depende de la disponibilidad de

ellos en el medio y de la capacidad de los organismos para asimilar metales a partir directamente de la ingesta de partículas de sedimento:

$$BFC = C_{\text{biota}} / C_{\text{sedimento}} \quad (2)$$

donde C corresponde a la media de la concentración de cada metal en el hígado y en el riñón de los organismos analizados en cada sector de estudio, y a la media de la concentración de cada metal en el sedimento.

TABLA 1. Categorías de evaluación del índice de geoacumulación

Valor	Categoría
$I\text{-geo} < 0$	No contaminado
$0 < I\text{-geo} < 1$	No contaminado a moderadamente contaminado
$1 < I\text{-geo} < 2$	Moderado contaminado
$2 < I\text{-geo} < 3$	Moderada a altamente contaminado
$3 < I\text{-geo} < 4$	Altamente contaminado
$4 < I\text{-geo} < 5$	Alta a extremadamente contaminado
$I\text{-geo} \geq 5$	Extremadamente contaminado

Fuente: Müller (1969).

Las muestras de sedimento se tomaron a 5 cm de la capa superficial con una cuchara previamente desinfectada con metanol al 25%. Estas fueron transportadas al laboratorio en bolsas de polietileno previamente rotuladas y lavadas; luego, fueron secadas en bandejas plásticas a 40°C y tamizadas por una malla de nylon de 50 μm .

Los peces presentaron un tamaño (largo estándar) entre 35 y 60 cm (35,9 cm mínimo y 58,7 cm máximo) y un peso

entre 2,70 y 4,90 kg (2,76 kg mínimo y 4,83 kg máximo). Una vez obtenidas las muestras de los fragmentos de hígado y riñón, se almacenaron en bolsas plásticas, etiquetadas y selladas. En el laboratorio las muestras de los tejidos fueron conservadas a una temperatura de -5°C hasta su posterior tratamiento y análisis.

Tratamiento de muestras de tejido de peces

Se tomaron 5 g de hígado y de riñón, y se colocaron con pinza de plástico en una cápsula de porcelana de 100 ml; luego, fueron calentados en el interior de una estufa a 40°C durante 24 h, para ser deshidratados hasta peso seco constante. Pasado el tiempo de secado, 0,5 g de muestra pulverizada fueron colocados en un vaso de precipitado de 50 ml, a ellos se adicionaron 4 ml de una mezcla ácida de ácido nítrico (HNO_3) al 65% (3 ml) y ácido perclórico (HClO_4) al 72% (1 ml) (Ramírez 2011). El vaso de precipitado se tapó con un embudo y vidrio-reloj (sistema de reflujo) y fue sometido a calentamiento por 2 h a 150°C en una plancha de calentamiento bajo campana de extracción (Ramírez 2011). Después de enfriada, la muestra fue sometida a filtración al vacío. Finalmente, el filtrado fue recogido en un vaso de precipitado de 10 ml, transvasado a un balón volumétrico

de 25 ml, aforado con agua desionizada y almacenado en un frasco plástico debidamente rotulado (Zdanowicz *et al.* 1993).

Tratamiento de muestras de sedimento

Aproximadamente 2 g de la muestra se depositaron en un vaso de precipitado de 50 ml, a los que se le adicionaron 10 ml de una mezcla de HNO_3 al 65% y ácido clorhídrico (HCl) al 35%, en relación 6:2, para su digestión durante 2 h a temperatura ambiente, bajo campana de extracción. Después de la digestión, los extractos fueron almacenados en viales de 40 ml hasta su análisis.

Análisis de laboratorio

Las muestras de tejido biológico y de sedimento producto de la digestión ácida se analizaron por medio de espectrofotometría de absorción atómica, usando un equipo ICE 3500 Thermo Scientific, con corrección de fondo Zeeman y lámpara de deuterio D2. Las metodologías utilizadas fueron: horno de grafito con corrección Zeeman Faas (por sus siglas en inglés) para Pb, llama Flaas (por sus siglas en inglés) para Zn y vapor frío CVAAS (por sus siglas en inglés) para Hg (Apha 2012). Los patrones se prepararon a partir de sales de alta calidad. Las condiciones de operación se indican en la tabla 2.

TABLA 2. Condiciones de operación para el análisis de metales por espectrofotometría de absorción atómica

Metal	Curva de Calibración	N.º de réplicas	Modo de medida	Longitud de onda (nm)	Rendija (nm)	Corrección de fondo	R	LD	LC
Pb ($\mu\text{g/L}$)	0,5-4,0	3	AP-T	217,0	0,2	Zeeman	0,9973	0,4	1,1
Zn (mg/L)	0,02-4,0	3	C	213,9	0,2	LD	0,9984	0,01	0,027
Hg ($\mu\text{g/L}$)	0,14-2,0	3	C	253,7	0,5	LD	0,9967	0,14	0,40

R = valor de regresión lineal, LD = límite de detección, LC = límite de cuantificación.

Fuente: elaboración propia con base en Universidad de La Guajira (2019).

Para la valoración de los resultados de las concentraciones de los metales se tuvieron en cuenta las Guías de Calidad Ambiental Canadiense (CEQG) compiladas por Noaa (1999) y lo establecido por la Association of American Feed Control Officials (AAFCO, 1996). A nivel de Colombia se tuvo en cuenta lo establecido por la norma Icontec 1443 (2009).

Análisis estadístico de los datos

Para el análisis estadístico se aplicaron criterios como las pruebas de medias normales de (Anova de un factor) con varianza y medias desconocidas, el coeficiente de correlación lineal, las diferencias de concentración de metales entre los peces según las tallas y el establecimiento de correlaciones de los metales en cada matriz. Con esto, se demostró la normalidad de los datos bajo una estadística paramétrica.

Para los análisis, se utilizó el *software* SPSS, versión 21 IBM.

RESULTADOS

Contenido de metales pesados en el sedimento

El sedimento puede actuar como portador y posible fuente de contaminación por metales. Por modificaciones químicas que se dan en los cuerpos de agua (como cambios de pH, variación del potencial redox, contenido de oxígeno disuelto o presencia de quelatos orgánicos), los metales pesados contenidos en el sedimento pueden ser liberados a la columna de agua. Así mismo, se pueden dar movilizaciones de metales por mecanismos físicos como la agitación y removilización, tanto humana como natural (Pejman *et al.* 2015).

TABLA 3. Valores medios (mg/kg), de desviaciones estándar, mínimos y máximos de las concentraciones de los metales pesados en el sedimento del río Ranchería

Punto de monitoreo	Metal	Media	DE	Mínimo	Máximo
E1	Zn	12,50	5,63	5,41	14,88
	Pb	4,49	3,77	2,55	6,32
	Hg	5,34	2,58	3,76	6,95
E2	Zn	30,56	2,88	22,17	34,18
	Pb	7,07	6,03	4,73	8,19
	Hg	10,80	3,42	7,61	12,09
E3	Zn	45,07	39,72	29,78	48,37
	Pb	9,84	7,54	6,06	12,25
	Hg	13,02	6,36	5,73	18,53
E4	Zn	45,27	39,77	32,59	48,06
	Pb	11,65	10,28	8,44	17,21
	Hg	16,47	10,5	11,36	18,13

Los metales pesados entran al sedimento desde los cuerpos de agua, lo que produce un aumento progresivo, en el tiempo, de sus concentraciones y posterior bioacumulación de organismos que forman parte de esos ecosistemas (Ortiz *et al.* 2015). Los sedimentos son los más importantes reservorios de los metales o contaminantes en los sistemas acuáticos. Una exposición indirecta al sedimento contaminado tiene lugar cuando los peces consumen invertebrados bentónicos que han ingerido material particulado (Macías 2016).

En la tabla 3 se indican los valores medios, de desviaciones estándar, mínimos y máximos de las concentraciones de los metales pesados en el sedimento del río Ranchería. La matriz de correlación de Pearson, usada para medir el grado

de relación lineal entre los metales en el sedimento, se muestra en la tabla 4.

TABLA 4. Matriz de correlación de Pearson (R) entre los metales en el sedimento del río Ranchería

	Zn	Hg	Pb
Zn	1	0,883*	0,978*
Hg		1	0,957*
Pb			1

*La correlación es significativa a nivel 0,01 (bilateral).

Los I-geo para los diferentes elementos metálicos presentes en el sedimento del río Ranchería se presentan en la tabla 5.

Contenido de metales pesados en peces

En la tabla 6 se indican los valores medios, de desviaciones estándar, mínimos

TABLA 5. Índices de geoacumulación para metales presentes en el sedimento del río Ranchería

Metal	Concentración (µg/kg)	I-geo	Clasificación*
Zn	33,35	-8,38	No contaminado
Pb	8,26	-8,35	No contaminado
Hg	11,40	-11,48	No contaminado

*Según Müller (1969).

TABLA 6. Valores medios, desviaciones estándares, mínimos y máximos, de las concentraciones de metales pesados en las 2 especies de peces del río Ranchería

Especie	Metal	Unidad de medida	Media	DE	Mínimo	Máximo
<i>Ariopsis felis</i> (bagre)	Zn	mg/kg	4,86	2,17	1,98	5,24
	Pb	µg/kg	20,66	15,44	11,09	17,69
	Hg	µg/kg	264,79	183,02	165,33	287,27
<i>Diplodus annularis</i> (mojarra)	Zn	mg/kg	3,65	1,77	1,24	5,36
	Pb	µg/kg	2,08	1,15	0,95	4,55
	Hg	µg/kg	350,38	121,72	108,93	380,04

y máximos de las concentraciones de los metales pesados en 2 especies de peces del río Ranchería.

Los valores de los factores de bioacumulación de los metales presentes en el hígado y en el riñón de las especies *Ariopsis felis* (bagre) y *Diplodus annularis* (mojarra) se presentan en la tabla 7.

TABLA 7. Valores de los factores de bioacumulación (BFC) de los metales presentes en el hígado y riñón de las 2 especies de peces del río Ranchería

Especie	Metal	BFC
<i>Ariopsis felis</i> (bagre)	Zn	0,14
	Pb	2,50
	Hg	23,22
<i>Diplodus annularis</i> (mojarra)	Zn	0,10
	Pb	0,25
	Hg	30,73

DISCUSIÓN

La secuencia de concentración de los metales mostrada para el sedimento es $Zn > Hg > Pb$. En los sitios de muestreo las concentraciones presentan variación significativa ($p = 0,001$, $p < 0,05$). Las concentraciones más elevadas en las muestras tomadas en sedimento se presentaron en la estación E4 y las menores en la estación E1. A diferencia del Zn, las concentraciones de Hg y Pb no sobrepasaron el límite permisible (LP = 596 $\mu g/kg$), como seguros respecto a riesgo ecológico para metales en sedimentos establecidos por las Guías de Calidad Ambiental Canadiense (CEQG) compiladas por Noaa (1999) en la tabla de referencia rápida para inorgánicos en sedimento.

Las correlaciones significativas que se presentan entre los metales sugieren

que provienen de fuentes comunes como las actividades mineras, la utilización de agroquímicos, las actividades pecuarias y el suelo. Si se tiene en cuenta que el suelo es una mezcla de sólidos orgánicos e inorgánicos, y que sus reacciones afectan la calidad de las aguas, es fácil comprender que las características del suelo de La Guajira influyen notablemente en la composición química del agua y del sedimento de los ríos. Los suelos de La Guajira han evolucionado a partir de sedimentos moderadamente finos, bien drenados, de textura franco-arenosa, franca, franco-arcilloarenosas, francoarcillosas y arcillosas, con baja retención de humedad y pH moderadamente alcalino (7,2-8,2), atribuidos a materiales aluviales ricos en $CaCO_3$ (Igac 2012). Según Gloval Environment Facility (2012), en la Costa Caribe de Colombia —que incluye La Guajira—, los grupos de plaguicidas de mayor uso corresponden a fungicidas (compuestos inorgánicos, ditiocarbamatos, benzimidazoles, triazoles, diazoles, diazinas, morfollinas y otros) y herbicidas (triazinas, amidas, carbamatos, dinitroanilinas, derivados de la urea, sulfonilureas, bipirilidos, hormonales del grupo fenoxi y otros). El porcentaje de utilización según los cultivos de la zona son banano con 7%; café, 5%; hortalizas, 5%; algodón, 4%; maíz, 4%; y frutales, 3%. Otras actividades que demandan el consumo de plaguicidas corresponden a los cultivos proscritos, al igual que las quemadas en las zonas destinadas para dichos cultivos.

Según la evaluación cuantitativa de la contaminación de los sedimentos por metales pesados (Müller 1999), el sedimento del río Ranchería alcanza un grado de “no contaminado”. Sobre esta clasificación es posible indicar que los metales pesados no representan riesgo para los

organismos acuáticos que habitan en esta zona. Situación similar se determinó para los sedimentos de la Bahía de Cienfuegos (Cuba), en un estudio llevado a cabo por García-Chamero *et al.* (2016), en el que los índices de geoacumulación para los metales pesados fueron evaluados como “no contaminados” o “moderadamente contaminados”, al presentar valores menores a 1. Calderón y Valdés (2012) determinan también sedimentos no contaminados por Cu, Pb y Zn en la bahía San Jorge Antofagasta (Chile) debido a índices de geoacumulación menores que 1. Valdés y Castillo (2014) indican contaminación de los sedimentos del sistema de bahías de Caldera (Chile) por Cu y Pb, con base en índices de geoacumulación con valores entre 1 y 2.

Se observa que la especie *Ariopsis felis* (bagre) presenta un índice de bioacumulación de Zn y Pb mayor que *Diplodus annularis* (mojarra), pero menor para el caso del Hg. La bioconcentración de los metales Hg, Pb y Zn en los peces puede estar asociada con las descargas municipales y agrícolas que van directamente hacia el río Ranchería. Sin embargo, también se relacionan con la lixiviación de desechos inorgánicos, descargas sólidas de residuos peligrosos y basuras domésticas que afectan a este cuerpo de agua (Cadavid-Velásquez *et al.* 2019).

De acuerdo con los resultados se tiene que existe una regresión lineal y estadísticamente significativa entre las concentraciones de los metales en el sedimento y en los peces: Zn ($R^2 = 89,73$), Hg ($R^2 = 83,18$), Pb ($R^2 = 86,05$). Por ello, es posible afirmar que una mayor concentración de los metales en el sedimento traerá consigo una mayor concentración en el tejido de los peces. Teniendo en cuenta que Colombia no cuenta con una normativa para

los estándares de calidad ambiental para metales en tejidos animales que establezcan los valores máximos de contaminantes en entornos influenciados por acción minera u otras fuentes de metales —además de la regresión lineal—, se prefirió hacer caso de lo establecido por la Association of American Feed Control Officials (AAFCO 1996), la cual clasifica los metales en altamente tóxicos, tóxicos, moderadamente tóxicos y ligeramente tóxicos, y da unos valores máximos recomendables que son, en general, bastante elevados. Según esta referencia y teniendo en cuenta los resultados, el Hg, Pb y Zn se encuentran por debajo del nivel máximo permitido, lo que indica que las concentraciones de estos metales en los peces no ocasionarían efectos adversos biológicos en la biota animal o en los humanos. Sin embargo, a nivel nacional, se tuvieron en cuenta los niveles máximos establecidos por Icontec 1443 (2009) para pescado entero, medallones y trozos. Con ello, se observó que la concentración de Pb y Hg determinada en hígado y riñón se encuentran por debajo de lo permitido.

Las razones por las cuales el Zn se encuentra en mayor concentración que el resto de los metales considerados en el estudio, tanto en el sedimento como en los peces pueden ser: 1) por ser un metal contenido en mayores concentraciones en agroquímicos, 2) por ser un metal que lo encontramos hasta en el agua potable y 3) debido a la estructura mineralógica de la cuenca del río Ranchería. Ciertos investigadores han indicado que los organismos relacionados con el sedimento presentan concentraciones de zinc más elevadas que los organismos que habitan en la capa acuosa (Begum *et al.* 2005).

Las concentraciones de plomo en el sedimento fueron menores que las presentes

en los peces, muy a pesar de que este metal está sujeto a las variaciones geológicas naturales. El Pb, uno de los 4 metales que tienen un mayor efecto dañino sobre la salud humana, puede entrar en el cuerpo humano a través de los alimentos, el agua y el aire (Birch 2016). Este es causante de afecciones como perturbación de la biosíntesis de la hemoglobina y anemia, incremento en la presión sanguínea y daño en los riñones (Torregrosa-Espinoza *et al.* 2018).

Según los resultados, se puede decir que las concentraciones encontradas de Hg en el sedimento y en los peces, aún no son alarmantes; pero, al tener en cuenta la dinámica del río, se puede inferir que las concentraciones de este metal en el ambiente están aumentando debido a la actividad humana relacionada con la minería, la agricultura, la ganadería y el vertido de aguas residuales de los centros urbanos.

Al comparar la concentración de los metales presentes en las especies *Ariopsis felis* (bagre) y *Diplodus annularis* (mojarra) con otras especies, se encuentra que la concentración de Pb es inferior (entre 2 y 4000 veces) que en *Lutjanus stellatus* (40 µg/kg, según Leung *et al.* [2014]) y *Prochilodus magdalenae* (4760 µg/kg, según Ruiz *et al.* [1996]), pero superior, por unas 10 veces, que en *Eremophilus mutisii* (3,2 µg/kg, según Rodríguez *et al.* [2007]). El Zn se encuentra en una concentración menor que en *Cathorops spixi* (22.510 µg/kg, según Márquez *et al.* 2008) y en *Pimelodus clarias* (17.380 µg/kg, según Ruiz *et al.* [1996]). En contraste, la concentración de Hg es mucho mayor que en *Lutjanus griseus* (30 µg/kg, según Leung *et al.* [2014]) y que en *Mugil gairmaldianus* (120 µg/kg: Márquez *et al.* 2008).

De manera general teniendo en cuenta los niveles de los metales pesados presentes en los peces de este estudio con respecto a otras especies, se podría decir que la acumulación de dichos metales es dependiente de la especie y de la dinámica del ecosistema acuático; además, depende también de la intervención de actividades antropogénicas.

Los valores de los índices I-geo y BFC dan a entender que el río Ranchería presenta un enriquecimiento de metales pesados moderado, e indican la existencia de otra fuente de enriquecimiento adicional a la de la roca madre, la cual se deriva de las actividades de origen antrópico que se desarrollan a lo largo de su cuenca.

CONCLUSIONES

Las especies *Ariopsis felis* (bagre) y *Diplodus annularis* (mojarra), y el sedimento superficial de la cuenca media del río Ranchería no presentan concentraciones elevadas de Zn, Hg y Pb. Con respecto a las normas nacional e internacionales, los niveles de los metales pesados en los sedimentos superficiales, en ninguno de los casos, sobrepasan los niveles permitidos, de tal forma que la presencia de Zn, Hg y Pb no representa riesgo para los organismos presentes en el ecosistema. El origen de los metales contaminantes que resultaron bioconcentrados en las especies de peces se atribuye a las actividades agrícolas, ganaderas y mineras. Las actividades agrícolas, principalmente, acarrear compuestos agroquímicos por medio del arrastre de aguas hacia el río. Además de las anteriores, se suman las actividades que realizan algunas personas que viven en las orillas del río como el lavado de ropa y de utensilios de cocina. Por último, se considera la aportación

de las concentraciones pseudototales que pudieran ser de origen litogénico.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran no tener conflictos de intereses.

FUENTES DE FINANCIACIÓN

Este trabajo se llevó a cabo con el apoyo financiero de la Universidad de La Guajira y de Corporación Autónoma Regional de la Guajira (Corpoguajira).

AGRADECIMIENTOS

Se expresa un sincero agradecimiento al personal del Centro de Investigación y de los laboratorios de calidad ambiental y de ciencias ambientales de la Universidad de La Guajira por el apoyo técnico proporcionado.

REFERENCIAS

Acosta V, Lodeiros C, Senior W. 2002. Niveles de metales pesados en sedimentos superficiales en tres zonas litorales de Venezuela. *Interciencia*. 27:686-690.

Association of American Feed Control Officials (AAFCO). 1996. Official publication.

American Public Health Association (Apha), American Water Works Association (Awwa), Water Pollution Control Federation. 2012. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 22.^a ed. New York: Editorial Madison S. A.

Begum A, Amin N, Kaneko S, Ohta K. 2005. Selected elemental composition of the muscle tissue of three species of fish, *Tilapia nilotica*, *Cirrhinamrigala* and *Clariusbatrachus*, from the fresh water Dhanmondi Lake in Bangladesh. *Food Chem*. 93(3):439-443.

Birch G. 2016. Determination of sediment metal background concentrations and enrichment

in marine environments: A critical review. *Sci Total Environ*. 580:813-831.

Cadavid-Velásquez E, Pérez-Vásquez N, Marrugo-Negrete J. 2019. Contaminación por metales pesados en la bahía Cispatá en Córdoba-Colombia y su bioacumulación en macromicetos. *Gest y Amb*. 22 (1): 43-53.

Calderón C, Valdés J. 2012. Contenido de metales en sedimentos y organismos bentónicos de la bahía San Jorge, Antofagasta, Chile. *Rev Biol Mar Oceanog*. 47(1):121-133.

Castro-González N, Calderón-Sánchez F, Moreno-Rojas R, Tamariz-Flores J, Reyes-Cervantes E. 2019. Nivel de contaminación de metales y arsénico en aguas residuales y suelos en la subcuenca del Alto Balsas en Tlaxcala y Puebla, México. *Rev Int Cont Ambie*. 35(2):335-348. Doi: 10.20937/RICA.2019.35.02.06

Corpoguajira, Parques Nacionales (UAESPNN). 2011. Plan de Ordenamiento de la Cuenca del río Ranchería. Diagnóstico General. Riohacha. Colombia. Bogotá.

Coto O. 2014. Estudios de bioacumulación de un metal de interés en contaminación ambiental (plomo) en larvas de lubina de gran valor comercial [trabajo de pregrado]. [España] Universidad de Cádiz.

Delgado J. 2012. Estudio de la contaminación por metales pesados en la cuenca baja del río Guadiana [tesis de maestría]. [España] Universidad de Huelva.

Doria C, Gómez J, Marrugo J. 2017. Metales en sedimento del río Ranchería, La Guajira. *Bistua: Revista de la Facultad de Ciencias Básicas*. 15(2):64-68.

Fernández J, Ruiz F, Galán E. 2004. Clay mineral and heavy metal distributions in the lower estuary of Huelva and adjacent Atlantic shelf, SW Spain. *Sci Total Environ*. 198:181-200.

García-Chamero A, Gómez-Batista M, Alonso-Hernández C, Helguera-Pedraza Y, Chamero-Lago D, Torres-Martín A. 2016. Distribución de mercurio en la Bahía de Cienfuegos. Evaluación de *Perna viridis* (Mollusca: Bivalvia) como bioconcentrador. *Revista Cubana de Química*, 28(1):507-519.

Global Environment Facility. 2012. Reducción del Escurrimiento de Plaguicidas al Mar Caribe.

- Informe Anual. Proyecto GEF PDF-B. Bogotá. Ministerio del Medio Ambiente, PNUD y EART. Colombia.
- Hamza-Al-Robi H. 2013. Determination some Heavy metals in Sediments of Shatt Al-Hilla River by Using Modified Single Chemical Fractionation Technique. Jubpas. 21:2811-2818.
- Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación (Icontec). 2009. NTC 1443. Productos de la pesca y acuicultura. Pescado entero, medallones y trozos, refrigerados o congelados. Bogotá.
- Instituto Geográfico Agustín Codazzi (Igac). 2012. Estudio Semidetallado de Suelos y Zonificación de Tierras en la Media y Baja Guajira. Escala 1:25.000. Bogotá: Imprenta Nacional.
- Ingetec S. A. 2005. Diseños de ingeniería y estudios ambientales y socioeconómicos para el proyecto de modificación del cauce del río Ranchería asociado con la expansión de la mina del Cerrejón. Contrato N.º 007- 52003. Carbones del Cerrejón LLC. Informe sobre Evaluación Ambiental Preliminar. Documento N.º RAN-2A/D2-031-RD.
- Kobelkowsky A, Castillo-Rivera M. 1995. Sistema digestivo y alimentación de los bagres (*Pisces: Ariidae*) en el Golfo de México. Hidrobiológica. 5(1-2):95-103.
- Leung H, Leung A, Wang H, Ma K, Liang Y, Ho K. 2014. Assessment of heavy metals/metalloid (As, Pb, Cd, Ni, Zn, Cr, Cu, Mn) concentrations in edible fish species tissue in the Pearl River Delta (PRD), China. Mar Pollut Bull. 78:235-245.
- Macías P. 2016. Determinación de metales pesados (Pb, Cd, Cr) en agua y sedimentos de la zona estuarina del río Tuxpan, Veracruz [tesis de maestría]. [México] Universidad de Veracruz.
- Márquez A, Senior W, Fermín I, Martínez G, Castañeda J, González A. 2008. Cuantificación de las concentraciones de metales pesados en tejidos de peces y crustáceos de la Laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela. Rev Cient-Fac Cien V. 8(1):41-61.
- Mojica J, Castellanos C, Sánchez P, Díaz C. 2006. Peces de la cuenca del río Ranchería, La Guajira, Colombia. Biota Colombiana. 7(1):129-142.
- Mountouris A, Voutsas E, Tassios D. 2002. Bioconcentration of heavy metals in aquatic environments: the importance of bioavailability. Mar Pollut Bull. 44:1136-1141.
- Müller G. 1969. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. Geo Journal Library 2:108-118.
- National Oceanic and Atmospheric Administration (Noaa). 1999. Sediment quality guidelines developed for the National Status and Trends Program. [ccma.nos. noaa.gov/publications/sqg.pdf].
- Ortiz-Romero L, Delgado-Tascón J, Pardo-Rodríguez D, Murillo-Perea E, Guio-Duque A. 2015. Determinación de metales pesados e índices de calidad en aguas y sedimentos del río Magdalena, tramo Tolima, Colombia. Revista Tumbaga. 2(10):43-60.
- Ossana N. 2011. Biomarcadores de contaminación acuática: estudios en los ríos Luján y Reconquista. Argentina: Universidad de Buenos Aires.
- Palacio J. 2007. Ecotoxicología acuática. 1.ª ed. Imprenta universidad de Antioquia. Medellín, Colombia.
- Pejman G, Bidhendi N, Ardestani M, Saeedi M, Baghvand A. 2015. A new index for assessing heavy metals contamination in sediments: A case study. Ecol Indic. 58:365-373.
- Picazo I. 2007. Valorización de la raspa de uva como bioadsorbente para la eliminación de Cobre y Níquel de efluentes acuosos [trabajo de pregrado]. [España] Universidad Politécnica de Cataluña.
- Polo C. 2012. Distribución espacial de Cd y Pb en *Polymesoda solida* y sedimentos costeros del lago de Maracaibo [tesis de maestría]. [Venezuela] Universidad del Zulia.
- Ramírez O. 2011. Evaluación de la contaminación por metales pesados e hidrocarburos aromáticos policíclicos en especímenes de Lenguado Senegalés (*Solea senegalensis*). Aplicación de biomarcadores [tesis de doctorado]. [España] Universidad de Cádiz.
- Rodríguez A, González J, Suárez R. 2007. Bioacumulación por metales pesados en el Capitán de la Sabana (*Eremophilus mutisii*), habitante de la cuenca alta del río Bogotá. Revista Electrónica de Ingeniería en Producción Acuicola. 2: 101-115.
- Rodríguez-Ruiz S, Sánchez-Lizaso J, Ramos Esplá A. 2001. Cambios estacionales en la dieta de

- Diplodus annularis* (L., 1758) en el sudeste ibérico. Bol Inst Esp Oceanogr. 17(1-2):87-95
- Ruiz F, Fandiño C, Romero G, Guevara M. 1996. Contaminación de peces por metales pesados en el río Magdalena. Licania arbórea. 1(1):18-22.
- Tah J. 2006. Bioacumulación de metales pesados enmangle rojo (*Rizophora mangle*) [trabajo de pregrado]. [México] Universidad Quintana Roo.
- Torregrosa-Espinoza A, Martínez-Mera E, Castañeda-Valbuena D, González-Márquez L, Torres-Bejarano F. 2018. Contamination Level and Spatial Distribution of Heavy Metals in Water and Sediments of El Guájaro Reservoir, Colombia. B Environ Contam Tox. 101(1):61-67. Disponible en <https://doi.org/10.1007/s00128-018-2365-x>
- Valdés J, Castillo A. 2014. Evaluación de la calidad ambiental de los sedimentos marinos en el sistema de bahías de Caldera (27°S), Chile. Lat Am J Aquat Res. 42(3):497-513.
- Zdanowicz V, Finneran T, Kothe R. 1993. Digestion of fish tissue and atomic absorption analysis of trace elements. En: Lauenstein G, Cantillo A editores. Sampling and Analytical Methods of the National Status and Trends Program: National Benthic Surveillance and Mussel Watch Program 1984-1992. Noaa Technical Memorandum NOS ORCA 71. Silver Spring, MD: National Oceanic and Atmospheric Administration. pp. 31-51.

Forma de citación del artículo:

Doria-Argumedo C. 2021. Bioconcentración de metales pesados (Zn, Hg, Pb) en tejidos de *Ariopsis felis* y *Diplodus annularis* en el río Ranchería, norte de Colombia. Rev Med Vet Zoot. 68(2):124-136. <https://doi.org/10.15446/rfmvz.v68n2.98025>