

**Uso de especies invasoras como centinelas de contaminación ambiental: el caso del pez león
(*Pterois volitans*) en la Bahía de Cartagena, Colombia**

Paola Osorio Velásquez

Directora

Andrea Luna Acosta Ph. D



Pontificia Universidad Javeriana

Facultad de Estudios Ambientales y Rurales

Carrera de Ecología

Bogotá D.C., Colombia

2018

TÍTULO: Uso de especies invasoras como centinelas de contaminación: el caso de *Pterois volitans* en la Bahía de Cartagena, Colombia.

1. Pregunta general

- ¿Cuáles son las concentraciones de Mercurio (Hg), en *Pterois volitans* en dos zonas de Cartagena con concentraciones contrastantes de mercurio para evaluar si puede ser utilizada como especie centinela de contaminación?

2. Objetivos

2.1. Objetivo general

- Obtener las concentraciones de mercurio (Hg), de *Pterois volitans*, entre dos zonas de la ciudad de Cartagena, con el fin de evaluar, por primera vez para el Caribe colombiano, si la especie puede ser utilizada como centinela de contaminación.

2.2. Objetivos específicos

- Comparar las concentraciones de mercurio (Hg) del pez león en dos zonas de la ciudad de Cartagena, con concentraciones contrastantes de Hg.
- Comparar los resultados obtenidos de las concentraciones de Hg en el pez león con los de una especie nativa que muestre ser una especie centinela de contaminación de mercurio.
- En base a estos resultados, evaluar si el pez león puede ser utilizado como especie centinela, según las concentraciones de Hg obtenidas.

Tabla de contenido

Índice de figuras

Índice de tablas

Resumen

Abstract

	Página
1. Introducción	9
2. Materiales y métodos	12
2.1. Colecta de muestras	12
2.2. Análisis químicos	13
2.3. Especie nativa centinela de contaminación ambiental	14
2.4. Análisis estadísticos	15
3. Resultados	16
4. Discusión	21
5. Conclusiones	27
6. Recomendaciones	27
7. Alcances y perspectivas	28
8. Agradecimientos	29
9. Referencias bibliográficas	29
10. Anexos	36
10.1. Guía para autores revista Chemosphere	36
10.2. Marco teórico extendido	43
10.2.1. Propósito del proyecto	43
10.2.2. Problema de investigación y justificación	44
10.2.3. Conceptos de referencia	45
10.2.4. Antecedentes	47
10.3. Metodología extendida	51
10.3.1. Área de estudio	51
10.3.2. Diseño del estudio	53
10.3.3. Análisis químicos	54
10.3.4. Resultados	55

Índice de figuras

- Figura N°1** Diagrama del desarrollo metodológico del proyecto
- Figura N°2** Mapa de ubicación geográfica del estudio, con sus respectivos sitios de muestreo.
- Figura N°3** Índice de contaminación acumulada (CPI) de la ostra de mangle (*C. rhizophorae*), cojinúa (*C. crysos*), el pargo (*L. synagris*) y el barbudo (*S. herzbergii*).
- Figura N°4** Índice de carga del contaminante (PLI) entre de la ostra de mangle (*C. rhizophorae*), cojinúa (*C. crysos*), el pargo (*L. synagris*) y el barbudo (*S. herzbergii*) y en Cartagena, calculado en base a estudios previos (Aguirre-Rubí et al., 2017b; Herrera et al., 2016).
- Figura N°5** Factor de bioacumulación (BAF) entre entre de la ostra de mangle (*C. rhizophorae*), cojinúa (*C. crysos*), el pargo (*L. synagris*) y el barbudo (*S. herzbergii*) y en Cartagena, calculado en base a estudios previos (Herrera et al., 2016; Aguirre-Rubí et al., 2017b).
- Figura N°6** Longitud estándar (SL, promedio \pm desviación estándar, en cm) de *P. volitans* y *C. crysos* por sitio de muestreo.
- Figura N°7** Peso (ww, promedio \pm desviación estándar, en g) de *P. volitans* y *C. crysos* por sitio de muestreo.
- Figura N°8** Concentraciones totales de mercurio ([Hg], promedio \pm desviación estándar, en $\mu\text{g}/\text{kg}$ ww) de *P. volitans* y *C. crysos* por sitio de muestreo.
- Figura N°9** PCA de la proyección de las variables en el plano. Dim1 (49.9%) Dim2 (30.3%).
- Figura N°10** Diagrama de flujo de las etapas de los análisis químicos realizados.
- Figura N°11** Proceso de análisis para tejido biológico de pez en el analizador directo de mercurio DMA 80.
- Figura N°12** CPI ostra mangle (*C. rhizophorae*) por localidad y temporada.
- Figura N°13** CPI de barbudo (*S. herzbergii*) por localidad y temporada.
- Figura N°14** CPI de cojinúa (*C. crysos*) por localidad y temporada.
- Figura N°15** CPI de pargo (*L. synagris*) por localidad y temporada.

- Figura N°16** PLI ostra mangle (*C. rhizophorae*) por localidad y temporada.
- Figura N°17** PLI barbudo (*S herzbergii*) por localidad y temporada.
- Figura N°18** PLI cojinúa (*C. crysos*) por localidad y temporada.
- Figura N°19** PLI pargo (*L. synagris*) por localidad y temporada.
- Figura N°20** BAF ostra mangle (*C. rhizophorae*) por localidad y temporada.
- Figura N°21** BAF barbudo (*S. herzbergii*) por localidad y temporada.
- Figura N°22** BAF cojinúa (*C. crysos*) por localidad y temporada.
- Figura N°23** BAF pargo (*L. synagris*) por localidad y temporada.

Índice de tablas

Tabla N°1 Resultados de la prueba de correlación de Pearson indicando el factor de correlación (R^2) entre las variables analizadas. Los valores subrayados con negrilla, evidencian los valores con un p-valor < 0.05 .

Tabla N°2 Concentraciones totales de mercurio en especies nativas marinas de Cartagena.

Tabla N°3 Concentraciones totales de mercurio en peces marinos de estudios a nivel mundial.

Tabla N°4 Criterios para identificar si la especie puede ser utilizada como centinela para *C. crysos* y *P. volitans*.

Tabla N°5 Sitios de captura con sus respectivas coordenadas.

Tabla N°6 Formato de toma de datos para pescadores.

Resumen

El mercurio es uno de los metales con mayores afectaciones a la salud humana debido a la bioacumulación y biomagnificación generada en organismos acuáticos como los peces. Los peces tienen la capacidad de acumular una concentración mayor de dichos elementos a la que se encuentra presente en el medio y transferirlos a través de la red trófica. Su presencia en casi todos los ambientes acuáticos, su fácil identificación y su pertenencia a distintos niveles y gremios tróficos ofrecen ventajas frente al uso de otros organismos marinos como indicadores de calidad ambiental. El pez león es una especie invasora que ha generado afectaciones a diversas poblaciones marinas en el Caribe. El objetivo de este estudio consistió en evaluar cuáles son las concentraciones de mercurio (Hg) en individuos de la población *Pterois volitans*, capturados en dos áreas con concentraciones contrastantes de mercurio en Cartagena. Se realizó una comparación con la especie nativa *Caranx crysos*, con el objetivo de evaluar si el pez león, especie invasora, podría ser utilizada como especie centinela de contaminación ambiental, teniendo en cuenta su abundancia poblacional, carácter sedentario y fácil identificación. *P. volitans* presentó concentraciones promedio de Hg ($28.7 \pm 19.7 \mu\text{g/kg ww}$ en Bajo del Medio y $25.7 \pm 7 \mu\text{g/kg ww}$ en Punta barú) significativamente superiores a la especie nativa *C. crysos* ($9.8 \pm 2.4 \mu\text{g/kg ww}$ en Bajo del Medio y $15.9 \pm 8.3 \mu\text{g/kg ww}$ en Punta Barú), lo cual sugiere en este estudio piloto, que esta especie podría ser utilizada como especie centinela de contaminación en esta zona. Sin embargo, se recomienda para futuros estudios utilizar individuos con pesos similares, con el propósito de confirmar las conclusiones de este estudio.

Palabras clave: Pez león, Especies invasoras, Contaminación, Mercurio, Especies centinela.

Abstract

Mercury is one of the heavy metals which affects human health the most, due to the bioaccumulation and the biomagnification effect that is generated in aquatic organisms such as fish. Fish have the capacity to accumulate a higher concentration of these elements than the concentration present in their environment and pass it on through the food chain. Their presence in nearly all aquatic environments, their easy identification and the fact that they belong to different trophic levels and groups, offers an advantage in their use as indicators of environmental quality, with respect to other organisms. The lionfish (*Pterois volitans*), is an invasive species that has affected a diversity of marine populations in the Caribbean. The main objective of this study was to evaluate mercury (Hg) concentrations in *Pterois volitans* individuals captured in 2 areas with contrasting mercury concentrations in Cartagena, Colombia. These results were compared to the native species *Caranx crysos*, with the purpose of determining if *P. volitans* could be used as sentinel species of environmental contamination, considering its abundance, sedentary character and easy identification. *P. volitans* showed significantly higher Hg mean concentrations ($28.7 \pm 19.7 \mu\text{g/kg ww}$ in Bajo del Medio and $25.7 \pm 7 \mu\text{g/kg ww}$ in Punta Barú) than the native species *C. crysos* ($9.8 \pm 2.4 \mu\text{g/kg ww}$ in Bajo del Medio y $15.9 \pm 8.3 \mu\text{g/kg ww}$ en Punta Barú), which suggests, in this pilot study, that this species could be used as a sentinel species of contamination in this area. It is recommended for future studies, to obtain individuals of similar weights from both species, in order to confirm the conclusions of this study.

Key words: Lionfish, Invasive species, Contamination, Mercury, Sentinel species.

1. Introducción

El mercurio (Hg) es uno de los metales pesados encontrados en la superficie terrestre tanto por causas naturales, como antropogénicas (Corredor, 2013). Una vez depositado en el océano, el Hg puede cambiar de forma (principalmente por metabolismo microbiano) y convertirse en metilmercurio (CH₃Hg), la forma más tóxica del metal (Gómez, 2005). El CH₃Hg se ha convertido en fuente de múltiples investigaciones por sus efectos adversos sobre la salud humana, dado que este es absorbido y transferido a través de la cadena alimenticia de los peces, dando lugar a dos procesos de fundamental importancia en dichos organismos, la bioacumulación y la biomagnificación (Bowles et al., 2001; Olivero et al., 2002; Pérez et al., 2008). La bioacumulación ocurre una vez el CH₃Hg es liberado por los microorganismos y entra en contacto con la biota acuática, donde es fuertemente unido a sus proteínas, generando una acumulación del metal en los tejidos de las especies a lo largo de su vida (Verbel & Restrepo, 2008). Se genera entonces una relación entre la edad inferida a través del tamaño o peso, y la tasa de mercurio presente en los individuos (Phillips et al., 1980, Lange et al., 1993, Driscoll et al., 1994, Stafford et al., 1997; Pérez et al., 2008). La biomagnificación involucra el incremento en la concentración del químico de organismo a organismo, a medida que la especie aparece en niveles ascendentes de la cadena alimenticia (Verbel & Restrepo, 2008). El CH₃Hg se bioacumula hasta un millón de veces a lo largo de la cadena trófica acuática, desde la base (microorganismos) hasta los organismos de la parte superior de la cadena (peces depredadores y mamíferos), ya sea por absorción a través de la superficie corporal o por ingestión de alimentos (Kehrig et al. 2017). De esta forma, las especies consideradas como depredadoras contienen concentraciones de mercurio mucho más altas que las especies no depredadoras (Dallinger et al, 1987; Verbel & Restrepo, 2008), evidenciando entonces, su posible afectación a la salud humana a través de su consumo.

Dentro de las especies depredadoras, el pez león (*Pterois volitans*), de la familia *Scorpenidae* es considerado un depredador tope, debido a su elevado nivel trófico basado en estudios dietarios (4.4±0.4 según Myers (1989)). Esta especie posee una alta tasa reproductiva (Muñoz et al., 2012). En el Caribe tiene dos épocas principales de reproducción (abril-mayo y en agosto) y durante estas, libera de 10,000 a 20,000 huevos cada 4 días (Morris 2009; Morris et al. 2011; Muñoz et al., 2012; Zachary & Layman 2012). Adicionalmente, el pez león es un carnívoro generalista, el cual puede llegar a consumir presas asociadas a sustratos formados por corales o rocas, como meros (*Serranidae*), cardenales (*Apogonidae*) y gobios (*Gobiidae*) (Carpenter, 2002; Muñoz et al., 2012). Dentro de su dieta se encuentran también peces menos relacionados con el sustrato y frecuentes en la columna de agua, como lo son los arenques (*Clupeidae*) y damiselas (*Pomacentridae*), especialmente del género (*Abudefduf*) (Muñoz et al., 2012). Además, la especie puede llegar a alimentarse de presas que miden 2/3 de su tamaño

y consumir diariamente entre el 2.5 al 6% de su peso corporal (Albins et al., 2008; Navarrete, 2014). Aunque la especie es una especie nativa del Indo-Pacífico, su rango de distribución se ha ampliado significativamente en los últimos 30 años, está ha sido registrada desde la Florida, hasta las Antillas menores en todo el Mar Caribe, siendo la más rápida invasión documentada por un pez marino en la historia (Hammer et al., 2007; Freshwater et al., 2009; Morris et al., 2009; Schofield et al., 2009; Betancur et al., 2011; Muñoz et al., 2012).

En Colombia, el pez león fue reportado por primera vez en el Caribe insular colombiano, en la isla de Providencia en el año 2008 (Guerrero y Franco 2008; Schofield et al. 2009; Muñoz et al., 2012) y fue posteriormente registrado en el año 2009, por primera vez en el Caribe continental en el Parque Nacional Tayrona (Muñoz et al., 2012). La especie se reportó además, este mismo año, en cercanías de isla Mangle (archipiélago de San Bernardo) en el Parque Nacional Natural (PNN) Corales del Rosario y San Bernardo (Navarrete et al., 2014). Su invasión ha generado fuertes impactos en diversas poblaciones acuáticas locales. Sus efectos incluyen: depredación sobre reclutas de otras especies, competencia con peces nativos, efecto sinérgico con otros factores estresantes como, por ejemplo, el cambio climático, la sobrepesca y contaminación y, por último, genera peligro para bañistas, buzos y pescadores debido a las toxinas de sus espinas (Gutiérrez, 2006; Vilâ, 2008; Barbour et al., 2010; Muñoz et al., 2012).

La invasión del pez león ha evidenciado la necesidad de implementar medidas de manejo y control de su población. Una estrategia que se ha implementado en el Caribe es el consumo de la especie, lo cual podría ayudar a controlar el crecimiento poblacional de la misma. El consumo del pez león ha sido implementado a lo largo del mundo como una estrategia para su manejo y ha sido estudiado por diferentes autores. Morris et al., (2011) realizaron una comparación de los ácidos grasos de la carne del pez león respecto a otras especies en La Florida (EEUU) y las Bermudas, donde se evidenció que los ácidos grasos omega-3, son más altos en el pez león que en otras especies, superando en el doble a especies altamente consumidas, como el atún aleta azul, el pargo rojo, el pez ballesta, entre otros y triplicando a especies como la tilapia (Bolaños & Cubillos et al., 2013). Se han realizado, además, análisis sobre el rendimiento del filete de la especie, el cual se obtiene calculando el porcentaje del peso del filete del pez, sobre el peso total del individuo. Allí se identificó, que el pez león tiene un rendimiento similar al de otros grupos de especies como los meros (*Epinephelinae*), mojarra de piedra (*Diplodus vulgaris*), cachicatos (*Calamus penna*) o sargos (*Diplodus sargus*), convirtiéndola en una especie llamativa desde el punto de vista comercial (Bolaños & Cubillos et al., 2013).

Al igual que el consumo, se han implementado estrategias sobre la especie con fines investigativos, como, por ejemplo, utilizarla como centinela de calidad ambiental

(organismos que pueden ayudar a identificar riesgos o cambios ambientales en un ecosistema (Luis et al., 2016)), debido a su amplio rango de distribución y su posición en la cadena trófica. Cabe resaltar que estudios sobre el monitoreo continuo de contaminantes en una zona, pueden evidenciar la efectividad de las medidas de gestión adoptadas con el fin de reducir las emisiones de dichos contaminantes, y pueden advertir, además, sobre la ocurrencia de un posible desastre ambiental en el ecosistema (Melwani et al., 2014). Existen características claves para identificar si una especie puede ser utilizada como centinela como, por ejemplo, que la especie cuente con una población abundante, presente movilidad reducida y su captura e identificación pueda realizarse de forma sencilla (Van Der Schalie et al., 1999; Valderrama, 2014), como es el caso del Pez león.

A pesar de los numerables esfuerzos para controlar a la especie, según el protocolo indicador de densidad poblacional del pez león del Subsistema de Áreas Marinas Protegidas (SAMP), se han realizado avistamientos y capturas de la especie a lo largo del Caribe colombiano, en los últimos años, incluyendo el presente año (Navarrete, 2014). Sin embargo, no se ha considerado aún como una estrategia para su manejo en el Caribe y en especial para el Caribe colombiano, el uso del pez león como especie centinela de contaminación. Para el caso del Caribe colombiano, más específicamente para la ciudad de Cartagena, se esperaría que la especie presentará elevadas concentraciones de Hg, esto debido a que la especie posee una amplia distribución a lo largo de la bahía de Cartagena, donde se han realizado mediciones de las concentraciones de Hg en sedimentos, presentando concentraciones elevadas de hasta (33,200 µg/kg) relacionadas con la operación de empresas contaminantes y la reacomodación de los sedimentos en proyectos de dragado (Tosic et al., 2017).

Teniendo en cuenta lo anteriormente mencionado, el objetivo general de este estudio consiste en determinar las concentraciones de Hg de *Pterois volitans* en dos zonas de la ciudad de Cartagena, con el fin de verificar si la especie cumple con los requerimientos de una especie centinela de contaminación por mercurio. Para esto, se evaluó la variación de las concentraciones de Hg en los individuos capturados entre Bajó del Medio y Punta Barú y se realizó una comparación con una especie nativa (*Caranx crysos*) centinela de contaminación de mercurio en la zona de estudio, con el fin de reconocer, qué especie puede acumular una mayor concentración de mercurio en sus tejidos. La hipótesis de este estudio es que el pez león (*Pterois volitans*) acumula mayores concentraciones de Hg que especies nativas de la zona, por lo cual podría ser utilizada como centinela de contaminación por Hg, debido a su amplia distribución y por sus hábitos alimenticios, ya que la especie puede llegar a consumir altas cantidades de peces pequeños y crustáceos (Morris et al., 2009; Layman et al., 2012; Huge et al., 2014).

2. Materiales y métodos

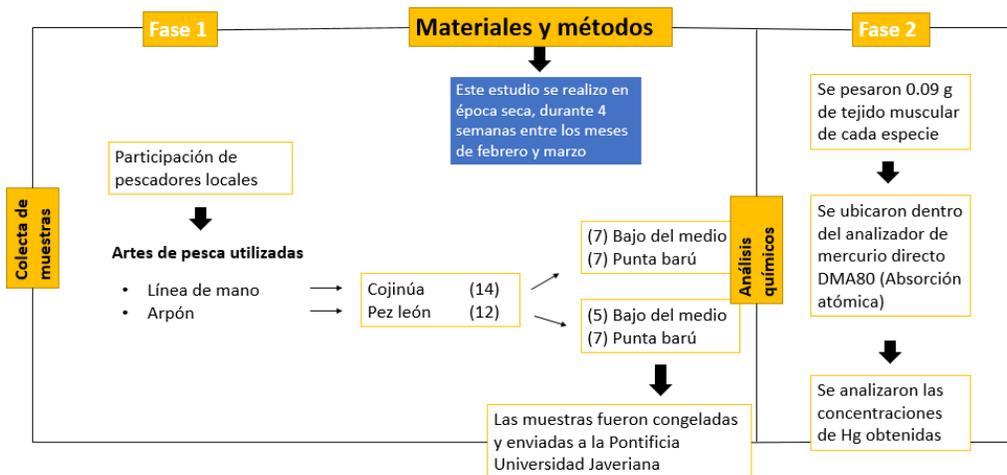


Figura N°1. Diagrama del desarrollo metodológico del proyecto.

2.1. Colecta de muestras

Teniendo en cuenta las elevadas concentraciones de Hg en sedimentos para puntos dentro de la Bahía de Cartagena y concentraciones más bajas fuera de esta (Olivero y Jhonson, 2002; Herrera, 2016; Aguirre-Rubí, 2017; Tosic et al., 2017), se seleccionaron dos puntos de muestreo Bajo del Medio y Punta Barú (Figura 2). Se contó con la participación de los pescadores locales para la captura de un total de 26 individuos; (12) en Bajo del Medio y (14) en Punta Barú, entre el mes de febrero y marzo del 2018. A cada pescador se le entregó un formato, con el propósito de registrar la fecha de captura, hora de captura y sitio de captura (Herrera, 2016). Adicionalmente, se registraron en estos formatos datos biométricos de cada pez (peso húmedo o ww, por sus siglas en inglés para wet weight, en g), medido con una balanza análoga, y longitud estándar (o SL por sus siglas en inglés para standard length, en cm), medida con un metro. Se contó con un pescador por sitio de muestreo.

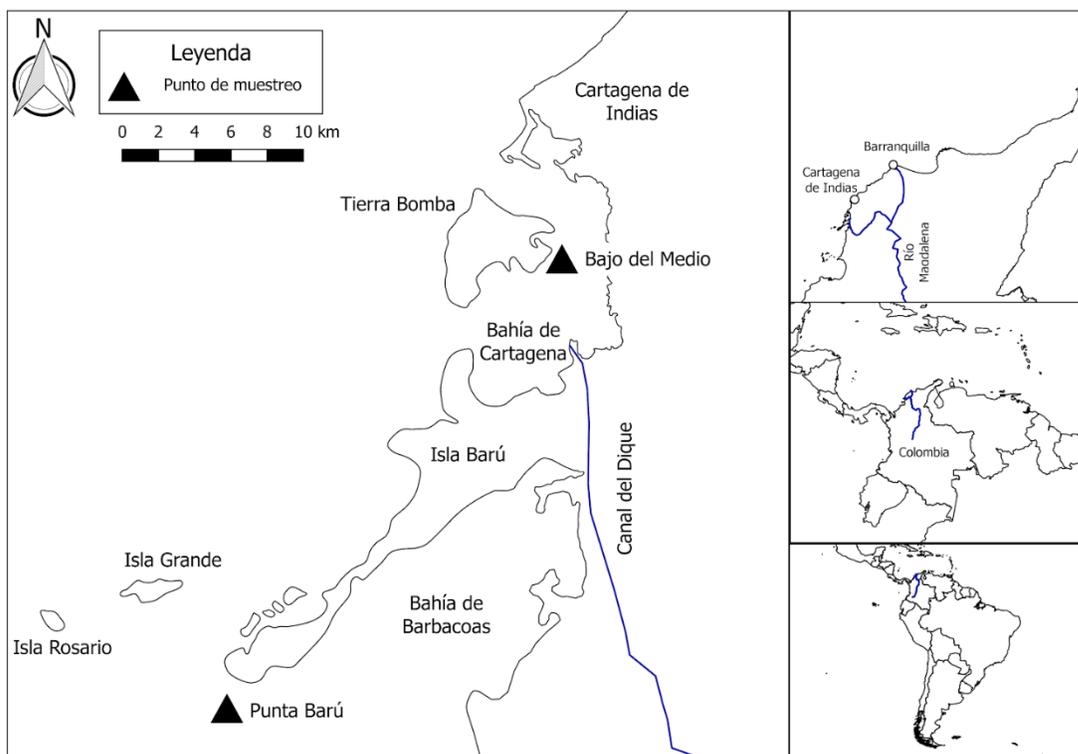


Figura N°2. Mapa de ubicación geográfica del estudio, con sus respectivos sitios de muestreo.

Las muestras se obtuvieron realizando un corte del tejido muscular de 5cm x 5cm, detrás del opérculo y en la región dorsal de los individuos capturados, y fueron almacenadas en bolsas ziploc (resellables). La totalidad de las muestras fueron congeladas a -20°C y fueron enviadas en neveras de icopor con geles refrigerantes al laboratorio de la Pontificia Universidad Javeriana de Bogotá, en donde fueron conservadas a -20°C hasta realizar los análisis.

2.2. Análisis químicos

En el presente estudio, se utilizó la técnica de absorción atómica por generación de vapor frío (CV AAS por sus siglas en inglés para cold vapor atomic absorption spectrophotometry) con un analizador directo de mercurio DMA 80 (por sus siglas en inglés para Direct Mercury Analyzer, de la marca Milestone) y siguiendo las instrucciones del método EPA 7473 (U.S. EPA, 2007). El DMA 80, es un analizador de mercurio directo, el cual no requiere preparación previa de las muestras. Este equipo se basa en la descomposición térmica de la muestra, la amalgamación con mercurio y la detección por absorción atómica. Para el presente estudio se utilizaron celdas metálicas marca Milestone, las cuales fueron ubicadas dentro del automuestreador, con 0.09 g ww (peso húmedo por sus siglas en inglés para wet weight) de tejido biológico, pesado

previamente mediante una balanza analítica marca Mettler toledo. Una vez ubicadas las celdas dentro del automuestreador, un brazo moviliza la celda al interior del horno del equipo, donde la muestra es secada y calcinada. Allí se libera el mercurio en forma de vapor. El oxígeno, es el gas portador, el cual transporta los vapores de mercurio a través de un catalizador, donde se liberan impurezas y se reducen los estados del mercurio únicamente a mercurio elemental. El gas portador transporta los vapores de mercurio elemental liberados a un amalgamador, el cual de calienta a 850°C, liberando el mercurio que es cuantificado mediante absorción atómica. Este equipo tarda aproximadamente 6 minutos por muestra, teniendo en cuenta la matriz que se esté manejando.

Para el presente estudio se realizó una curva de calibración de 10 µg/kg a 10,000 µg/kg, el coeficiente de correlación de la curva de calibración se mantuvo con un $R^2 > 0.99$. Para cada muestra se analizaron mínimo dos réplicas entre 0.06 a 0.09 g de submuestra de tejido, se sacó el promedio y se tomó este valor como resultado final de la muestra analizada. La fiabilidad y consistencia de los resultados fue confirmada usando materiales de referencia. La calidad analítica de las mediciones de Hg por el DMA-80 se evaluó mediante el análisis de blancos y un estándar de 500 µg/kg, realizado a partir de 5 ml de solución estándar de mercurio Hg= 1.000.000.000 ± 2000 ug/kg AA PanReac AppliChem 313186.1210, aforado con n-Hexano para análisis de trazas orgánicas UniSolv®, CAS 110-54-3, EC Número 203-777-6, fórmula química $CH_3(CH_2)_4CH_3$.

2.3. Especie nativa centinela de contaminación ambiental

Con el fin de identificar qué especie nativa podría ser considerada como mejor indicadora por los niveles de acumulación de mercurio presentados en sus tejidos, de manera a poderla comparar con los resultados obtenidos en el pez león, se realizó el cálculo de tres índices para un total de cuatro especies: tres especies de peces, pargo chino (*Lutjanus synagris*), cojinúa (*Caranx crysos*), barbudo (*Sciades herzbergii*) y una especie de bivalvo, ostra de mangle (*Crassostrea rhizophorae*). Estas especies nativas fueron capturadas previamente en los mismos puntos de muestreo que los de este estudio (Herrera et al., 2016; Aguirre-Rubí et al., 2017a). Se calculó el índice de contaminación acumulada, CPI (por sus siglas en inglés para Contamination Pollution Index), calculado a partir de la concentración del metal (µg/g) sobre el valor de referencia (background) (Aguirre-Rubí et al., 2017b). El valor de referencia para la ostra de mangle se obtuvo de Aguirre-Rubí et al. (2017b). En cuanto a las especies de peces, los valores de referencia se obtuvieron de OSPAR para las tres especies (Comisión Europea 2006; Webster et al., 2009). También se calculó el índice de carga del contaminante, PLI (por sus siglas en inglés para Pollution Load Index), calculado a partir del logaritmo de la concentración sobre el valor de referencia (Aguirre-Rubí et al., 2017b). Adicionalmente, se calculó el factor de bioacumulación, BAF (por sus siglas en inglés para

Bioaccumulation Factor), calculado a partir de la concentración sobre el valor de sedimentos ($\mu\text{g/g}$) (Aguirre-Rubí et al., 2017b; Tomic et al., 2017).

Índice de contaminación acumulada CPI =

$$\frac{\text{Concentración del metal}}{(\# \text{ background})}$$

Índice de carga del contaminante PLI =

$$\frac{\text{Log (Concentración del metal)}}{(\# \text{ background})}$$

Factor de bioacumulación BAF =

$$\frac{(\text{Concentración del metal})}{(\# \text{ sedimentos})}$$

2.4. Análisis estadísticos

Con el fin de evaluar diferencias significativas o posibles correlaciones entre las variables estudiadas, se comprobó inicialmente la normalidad de los datos (prueba de Shapiro) y la homogeneidad de varianzas (prueba de Levene). Una vez comprobados estos supuestos, para cada uno de los índices (CPI, PLI y BAF), se realizó una prueba paramétrica de análisis de varianza (ANOVA) de una vía para evaluar diferencias de CPI, PLI y BAF entre especies, seguido de una prueba post hoc de Tukey (McDonald, 2009).

Adicionalmente, para cada una de las siguientes variables, longitud estándar, peso, concentración total de mercurio, se realizaron ANOVA de doble vía para evaluar diferencias entre especies y sitios de muestreo de la longitud estándar, el peso y la concentración de mercurio para ambas especies. También se realizó un análisis de componentes principales (PCA, por sus siglas en inglés para principal component analysis), seguido de una prueba paramétrica de correlaciones de Pearson, con el propósito de analizar si existían correlaciones de las concentraciones de Hg entre las especies y las otras variables evaluadas (longitud estándar y peso).

3. Resultados

Se evidenció un CPI y un PLI significativamente superiores en la cojinúa, en comparación a la ostra de mangle y al pargo (Figuras 3 y 4). No se evidenciaron diferencias significativas del BAF entre todas las especies analizadas (Figura 5) ni para cada uno de los índices entre el barbudo y la cojinúa (Figura 3, 4, 5). Sin embargo, la cojinúa fue seleccionada debido a que presentó concentraciones de mercurio significativamente más altas que el barbudo en estudios anteriores (Herrera, 2016). Otro aspecto importante por el cual se seleccionó la especie fue por su elevado nivel trófico, 4.1 ± 0.4 según (Smith, 1997), el cual supera al de las otras dos especies de peces analizadas (barbudo y pargo).

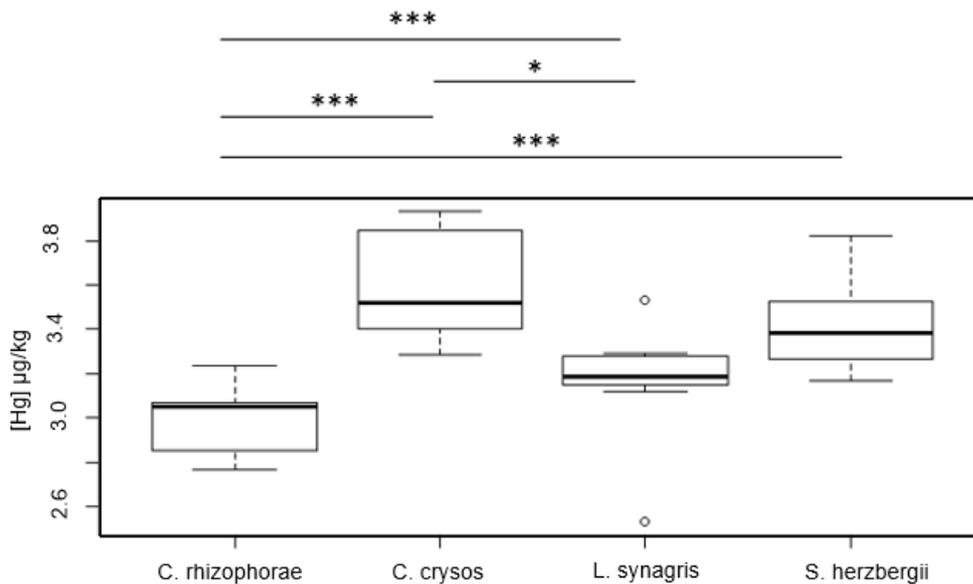


Figura N°3. Índice de contaminación acumulada (CPI) de la ostra de mangle (*C. rhizophorae*), cojinúa (*C. crysos*), pargo (*L. synagris*) y barbudo (*S. herzbergii*) en Cartagena, calculado en base a estudios previos (Herrera et al., 2016; Aguirre-Rubí et al., 2017a,b). * $p < 0.05$, *** $p < 0.001$.

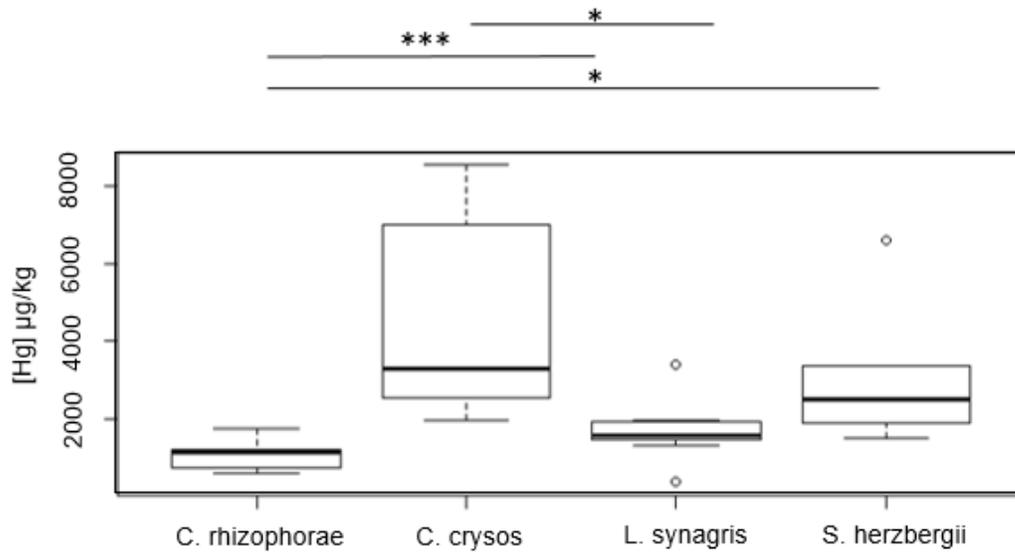


Figura N°4. Índice de carga del contaminante (PLI) entre la ostra de mangle (*C. rhizophorae*), cojinúa (*C. crisos*), pargo (*L. synagris*) y barbudo (*S. herzbergii*) en Cartagena, calculado en base a estudios previos (Herrera et al., 2016; Aguirre-Rubí et al., 2017a,b). * $p < 0.05$; *** $p < 0.001$.

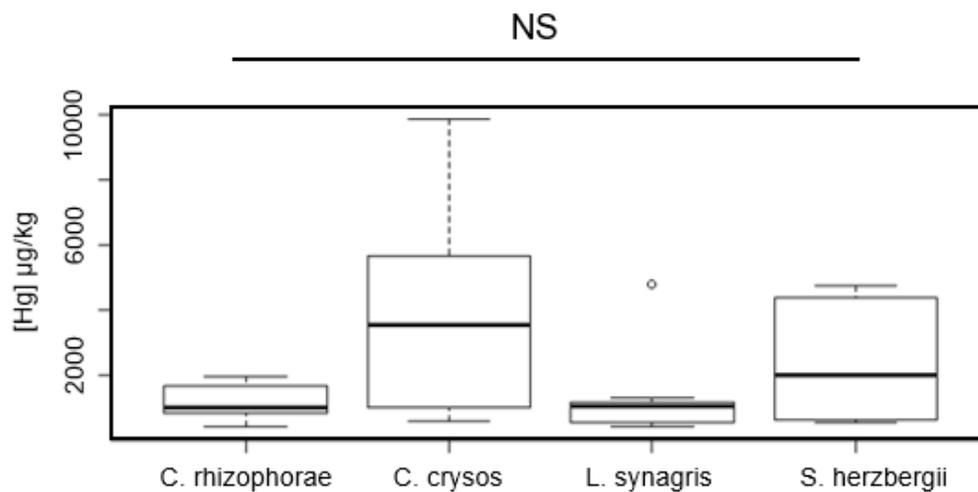


Figura N°5. Factor de bioacumulación (BAF) entre la ostra de mangle (*C. rhizophorae*), cojinúa (*C. crisos*), pargo (*L. synagris*) y barbudo (*S. herzbergii*) en

Cartagena, calculado en base a estudios previos (Herrera et al., 2016; Aguirre-Rubí et al., 2017a,b). NS: Diferencias no significativas.

Se realizó entonces el análisis de 12 individuos de pez león (*Pterois volitans*; 7 para Punta Barú y 5 para Bajo del Medio), los cuales presentaron $25.6 \text{ cm} \pm 2.5$ de longitud estándar (Figura 6) y un peso promedio de $479 \pm 167 \text{ g}$ ($n=12$) (Figura 7). Se analizaron 14 individuos de la cojinúa (*Caranx crysos*; 7 por sitio de muestreo), los cuales presentaron $23.6 \pm 5.9 \text{ cm}$ de longitud estándar y un peso promedio de $168 \pm 88 \text{ g}$ ($n=14$).

En cuanto a la talla, se evidenciaron diferencias significativas entre especies y entre sitios de muestreo (p -valor < 0.01), donde las tallas más bajas se reportaron para la cojinúa en Punta Barú ($18.8 \pm 1.5 \text{ cm}$; Figura 6). Se obtuvieron diferencias significativas entre el peso de ambas especies por sitio de muestreo (p -valor < 0.01), donde el pez león registró el mayor peso en ambos sitios, con un valor máximo de 750 g (Figura 7). Las concentraciones totales de mercurio (Hg) para el pez león presentaron un promedio de $28.7 \pm 19.7 \text{ } \mu\text{g/kg ww}$ en Bajo del Medio, las cuales fueron significativamente superiores a las de la cojinúa en Bajo del Medio ($9.9 \pm 2.4 \text{ } \mu\text{g/kg ww}$; Figura 8). No hubo diferencias significativas de las concentraciones de Hg en Punta Barú entre el pez león ($25.7 \pm 7 \text{ } \mu\text{g/kg ww}$) y la cojinúa ($15.9 \pm 8.3 \text{ } \mu\text{g/kg ww}$).

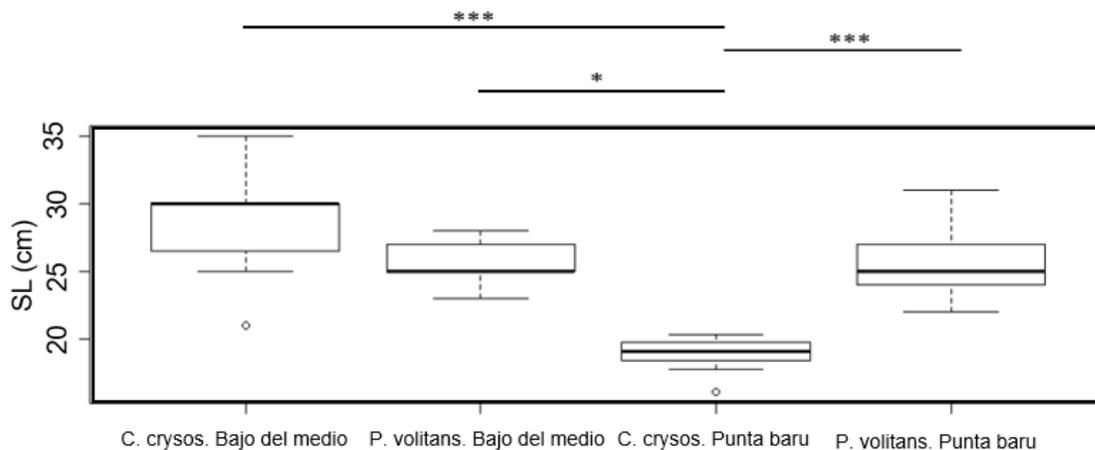


Figura N°6. Longitud estándar (SL, promedio \pm desviación estándar, en cm) del pez león (*P. volitans*) y la cojinúa (*C. crysos*) por sitio de muestreo. * $p < 0.05$; *** $p < 0.001$.

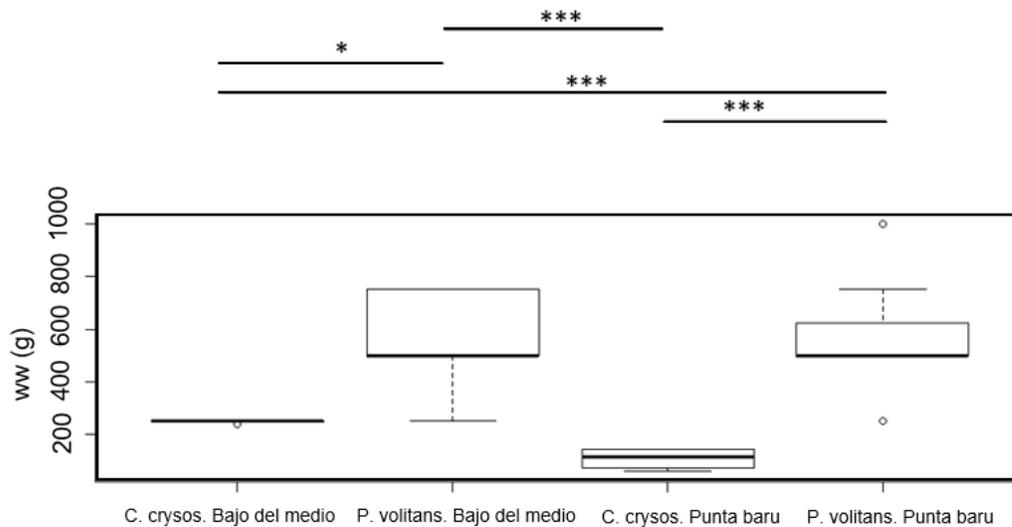


Figura N°7. Peso (ww, promedio \pm desviación estándar, en g) del pez león (*P. volitans*) y la cojinúa (*C. crysos*) por sitio de muestreo. * $p < 0.05$; *** $p < 0.001$.

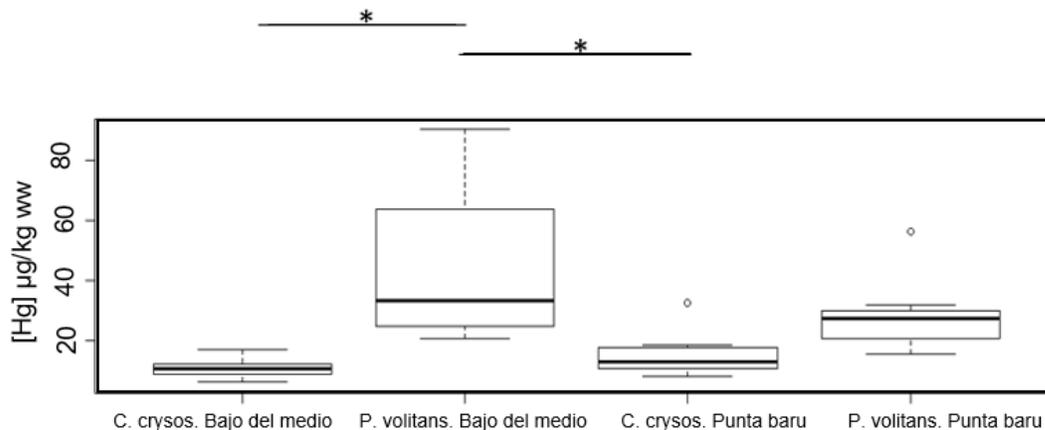


Figura N°8. Concentraciones totales de mercurio (Hg) del pez león (*P. volitans*) y la cojinúa (*C. crysos*) por sitio de muestreo. * $p < 0.05$.

Mediante el análisis de componentes principales (Figura 9) se identificó que no se presenta ninguna correlación entre las concentraciones de mercurio de ambas

especies. Sin embargo, para la cojinúa se evidencia una correlación positiva entre la talla y el peso de la especie. Logró evidenciarse además, una correlación negativa entre las concentraciones de Hg y el peso al igual que entre las concentraciones de Hg y la talla. Para el caso del pez león, se evidenció una correlación negativa entre las concentraciones de mercurio y el peso. En esta figura, hay un sobrelapamiento de los dos sitios, es decir ambos contribuyen a la variabilidad de los datos, donde se evidencia una contribución relativamente mayor de Bajo del Medio para pez león. La prueba de correlación de Pearson (Tabla 1) evidenció una correlación negativa significativa entre la concentración de mercurio y el peso para ambas especies (p -valor= <0.05).

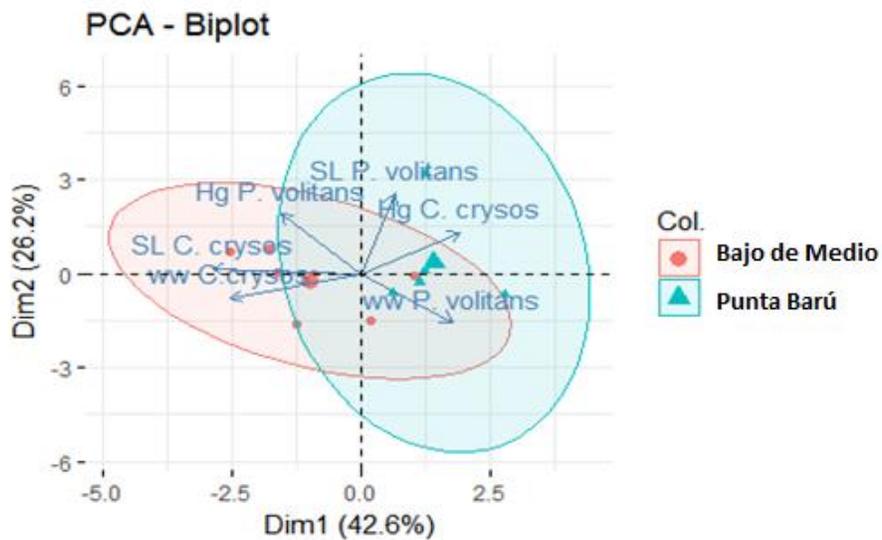


Figura N°9. PCA por sitio de la proyección de las variables en el plano.

Tabla N°1. Resultados de la prueba de correlación de Pearson indicando el factor de correlación (R^2) entre las variables analizadas. Los valores subrayados con negrilla, evidencian los valores con un p -valor < 0.05.

	Hg cojinúa	ww cojinúa	SL cojinúa	Hg pez león	ww pez león	SL pez león

Hg cojinúa	1.00	-0.36	-0.44	0.04	0.33	0.38
ww cojinúa	-0.36	1.00	0.84	0.21	-0.17	-0.30
SL cojinúa	-0.44	0.84	1.00	0.48	-0.41	-0.09
Hg pez león	0.04	0.21	0.48	1.00	-0.42	0.19
ww pez león	0.33	-0.17	-0.41	-0.42	1.00	-0.24
SL pez león	0.38	-0.30	-0.09	0.19	-0.24	1.00

4. Discusión

Teniendo en cuenta que el objetivo general de este estudio era evaluar las concentraciones de mercurio (Hg) en la especie invasora *Pterois volitans*, en la bahía de la ciudad de Cartagena, los resultados evidenciaron que la especie presentó bajos niveles de Hg en sus tejidos, en comparación a estudios previos como el realizado en la Florida, donde el pez león (*P. volitans*) presentó concentraciones de 30 a 480 µg/kg (Huge et al., 2014) y en Jamaica, donde se reportaron concentraciones de 20 a 60 µg/kg (Hoo fung et al., 2013). Para este último caso, no se evaluó la influencia de la talla o peso de los individuos con respecto a las concentraciones de mercurio encontrados (Hoo Fung et al., 2013; Huge et al., 2014). Para el caso de la Florida, se evidenció que las concentraciones no variaron significativamente con respecto a la talla o el peso de los peces (Huge et al., 2014), contrario a lo obtenido en el presente estudio, donde se evidenció una correlación negativa entre las concentraciones de Hg y el peso. Esto

podría deberse, a la teoría de “dilución por crecimiento”, es decir, hay especies que pueden diluir contaminantes rápidamente de su cuerpo a medida que van creciendo (Huge et al., 2014), gracias a la presencia de algunos elementos químicos en sus organismos, como es el caso del Selenio (Se). Este elemento puede reducir la biodisponibilidad del metilmercurio o incluso aumentar la eliminación del mercurio en el cuerpo de los peces, generando entonces, una disminución en procesos de bioacumulación (Wang et al., 2017). Otra posible explicación a los resultados obtenidos, es la influencia de las presas que consume la especie, ya que estas pueden ser especies que acumulen poco mercurio en sus tejidos (Huge et al., 2014).

El primer objetivo específico de este estudio consistió en comparar las concentraciones de mercurio (Hg) para el pez león (*P. volitans*) entre Punta Barú y Bajo del Medio. Las máximas concentraciones reportadas en el estudio desarrollado por Herrera (2016) entre el pargo (*Lutjanus Synagris*), la cojinúa (*Caranx crysos*) y el barbudo (*Sciades herzbergii*), oscilaron entre 37.1 y 203.8 $\mu\text{g}/\text{kg ww}$, mientras que en el presente estudio las mayores concentraciones reportadas fueron de 60 $\mu\text{g}/\text{kg ww}$ para el pez león (*P. volitans*), lo cual evidencia concentraciones menores de Hg encontradas en el presente estudio. A pesar de que las concentraciones fueron menores, los resultados en este estudio indicaron que las concentraciones más elevadas de mercurio se encontraron, al igual que en el estudio de Herrera (2016), en Bajo del Medio, en comparación a Punta Barú. Esto podría explicarse, debido al derrame de mercurio industrial entre 1971 y 1976 ocurrido en la zona por parte de la refinadora de sal Alkali Colombia. Aunque la empresa cerró en el año 1993, el mercurio liberado en dicha época logró acumularse en los sedimentos, lo cual se evidencia en las concentraciones de mercurio obtenidas en estudios en sedimentos (Tosic et al., 2017) y sobre especies capturadas en puntos dentro de la bahía, como lo son el de Olivero y Johnson (2002), Herrera (2016), Aguirre-Rubi et al. (2017 a,b), y el presente estudio. Sin embargo, la especie nativa cojinúa, reportó las concentraciones más elevadas para Punta Barú, esto podría deberse a los hábitos migratorios de la especie, la cual puede migrar a lo largo de la costa (Silvano et al., 2006; CCI, 2010;; Cañón, 2011).

El segundo objetivo específico de este estudio consistió en comparar las concentraciones de Hg entre la especie invasora pez león (*P. volitans*) y una especie que mostrara ser una especie centinela de contaminación de Hg, por lo cual se seleccionó a la especie nativa cojinúa (*C. crysos*). Los resultados mostraron que las concentraciones de Hg en pez león son superiores a la especie nativa (cojinúa), la cual

ya había presentado concentraciones de Hg superiores a otras especies nativas de la zona. Esto sugiere que el pez león podría ser utilizado como especie centinela de contaminación en la zona, al acumular mayores concentraciones de Hg que otras especies nativas. Vale la pena resaltar que las concentraciones obtenidas evidencian bajos niveles de Hg para ambas especies en ambos sitios de muestreo, presentando concentraciones por debajo de los límites establecidos para el consumo humano de 500 µg/kg según la FAO/WHO (FAO, 2010) de peso húmedo (Itahona & Movilla, 2016).

Logró evidenciarse, además, que ambas especies presentaron bajas concentraciones con respecto a otras especies de interés comercial de la ciudad de Cartagena (Tabla 2) y a especies con elevadas concentraciones de Hg a nivel mundial, como, por ejemplo, el pez espada (*X. gladius*), donde las máximas concentraciones reportadas en Estados Unidos fueron de 2,090 µg/kg de peso húmedo (Tabla 3). Esto sugiere además que el pez león no sólo podría ser utilizada como especie centinela, sino que también sería una especie apta para el consumo, basándose en las concentraciones de Hg encontradas en este estudio.

Tabla N°2. Concentraciones totales de mercurio en especies nativas marinas de Cartagena (Rodríguez & Páramo, 2012; Herrera, 2016).

Especie	Concentración µg/kg ww		Fuente
	Rango	media	
Cojinúa (<i>C. crysos</i>)	67.8 - 299	183.4	Herrera, 2016
Barbudo (<i>S. herbergii</i>)	11.9 - 118.5	65.2	Herrera, 2016
Pargo chino (<i>L. synagris</i>)	51.3 - 231.1	141.2	Evers et al., 2009
Mero rojo (<i>E. striatus</i>)	6 - 1,205	448	FDA, 2012
Pez león (<i>P. volitans</i>)	15.5 - 90.2	52.8	Osorio, 2018

Tabla N°3. Concentraciones totales de mercurio en peces marinos de estudios a nivel mundial.

Especie	Concentración µg/kg ww		País origen	Fuente
	Rango	Media		
Pez espada (<i>Xiphius gladius</i>)	228 - 2,090	1159	USA	Cladis et al., 2014
Mero guaso (<i>Epinephelus itajara</i>)	120 – 300	228	Belice	Evers et al., 2009
Platina japonesa (<i>Paralichthys olivaceus</i>)	157 - 219.4	188.2	China	Huang et al., 2010
Salmonete rayado (<i>Mullus barbatus</i>)	40 – 480	260	Italy, Albania, Grecia	Storelli et al., 2004
Sardina (<i>Sardina pilchardus</i>)	260- 555	407.5	Túnez	Holsbeek et al., 1999
Pez azul (<i>Pomatomus saltatrix</i>)	195 - 121,700	60,947.5	USA	Staudinger, 2011
Bacalao (<i>Gadus macrocephalus</i>)	8 – 860	434	USA	Burger et al., 2007
Atún de aleta amarilla (<i>Thunnus albacares</i>)	450 – 1,520	985	Sudáfrica	Bosch et al., 2016
Mero oscuro (<i>Epinephelus marginatus</i>)	50 – 3,100	1,575	España	Llull et al., 2017

En base al tercer objetivo específico, se evaluó si el pez león podría ser utilizado como especie centinela, y para ello, se tuvieron en cuenta los criterios de selección de una

especie centinela (Van Der Schalie et al., 1999; Valderrama, 2014) (Tabla 4). Tanto el pez león como la cojinúa cumplieron con ciertos criterios, pero no con todos.

En cuanto al primer criterio sobre la abundancia poblacional del pez león, en el presente estudio no se puede concluir aún sobre este criterio. Ésto, dado que aunque la especie es categorizada como una especie invasora en el Caribe colombiano (Muñoz et al., 2012), no se ha reportado aún información sobre su densidad poblacional en la zona de estudio seleccionada. Vale la pena resaltar, que la totalidad de individuos capturados fueron individuos adultos, ya que los individuos capturados se encontraban por encima de la talla de madurez sexual (TMM) de 16 cm (Myers, 1991), por lo cual se infiere que la especie se encuentra en la zona desde hace mucho tiempo (David et al., 2016). En términos cronológicos, se podría inferir que la especie se encuentra en la zona aproximadamente desde hace 10 años, teniendo en cuenta su primer avistamiento en el Caribe colombiano para el año 2008 (Guerrero y Franco 2008; Schofield et al. 2009; Muñoz et al., 2012).

Otra característica que presentó la especie como centinela, fue su fácil identificación debido a su coloración y tamaño. El arte de pesca utilizada para la captura de la especie fue el arpón, esta es una de las artes de pesca con mayor antigüedad en la zona, la cual consiste en liberar el arpón, teniendo en su punta púas que permiten atrapar al pez cuando es alcanzado (Ross et al., 2014).

El pez león se caracterizó también, por ser un pez sedentario durante el día, ya que, según Myers (1991), el pez león permanece prácticamente inmóvil en lugares poco expuestos como lo son grietas o estructuras duras durante el día, y se moviliza por la noche para capturar a sus presas, lo cual facilita su captura en horas del día (González-Corredor, 2016).

Tabla N°4. Criterios para identificar si la especie puede ser utilizada como centinela para el pez león y la cojinúa (Van Der Schalie et al., 1999; Valderrama, 2014).

Criterios especie centinela	Pez león (<i>P. volitans</i>)	Cojinúa (<i>C. crysos</i>)
Población abundante		X

Fácil identificación	X	X
Movilidad reducida (durante el día)	X	
Fácil captura	X	X

En cuanto a la cojinúa (*C. crysos*), según Smith-Vaniz et al., (1990), la especie alcanza la talla media de madurez sexual (TMM) a los 27.4 cm de longitud estándar, por lo cual logró evidenciarse que la totalidad de los individuos capturados en Punta Barú se encontraron por debajo de la talla de madurez sexual (TMM), al igual que en estudios previos en la zona (Herrera, 2016) y a lo largo del Caribe (CCI, 2010). Aunque la especie habita zonas pelágicas o zonas insulares profundas (Cervigón, 1993; CCI, 2010), los individuos juveniles pueden encontrarse flotando cerca o lejos de la costa debajo de algas, las cuales les brindan alimento y protección (Jacks, 2015), explicando su alta ocurrencia en la bahía. Otra explicación podría ser que la especie está siendo sobreexplotada en la zona, como está ocurriendo en otras zonas del Caribe (CCI, 2010), lo cual no sería un argumento a favor para ser utilizada como especie centinela de contaminación.

La cojinúa, al igual que el pez león, fue fácil de identificar, teniendo en cuenta su tono azulado plateado (Jacks, 2015). La cojinúa fue capturada en ambos sitios, utilizando el arte de pesca (línea de mano), el cual consiste según la FAO en la utilización de una línea y un anzuelo, normalmente con cebo, que se introduce en el agua desde una barca a la deriva, anclada o en movimiento (FAO, 1998). Sin embargo, esta especie no se considera sedentaria, dado que se reconoce como una especie depredadora de nado rápido y agilidad para capturar peces pequeños (Carpenter, 2002; Jacks, 2015), además de sus hábitos migratorios (Silvano et al., 2006; CCI, 2010; Cañón, 2011), lo cual puede dificultar su captura.

En cuanto a las concentraciones de Hg obtenidas para ambas especies, logró evidenciarse, que las concentraciones más elevadas se reportaron para el pez león, las cuales fueron significativamente mayores a las de la especie nativa (cojinúa). Sin embargo, vale la pena resaltar que el peso promedio del pez león fue superior al peso promedio de la cojinúa, por lo cual valdría la pena poder comparar las concentraciones

de Hg en individuos de cojinúa de peso equivalente al del pez león, para confirmar los resultados obtenidos en este estudio.

5. Conclusiones

La hipótesis de este estudio fue que el pez león (*P. volitans*) podría acumular concentraciones mayores de mercurio en sus tejidos en comparación a la especie nativa seleccionada, esto con el fin de verificar su posible uso como centinela de contaminación por mercurio. Los resultados obtenidos evidencian que la especie acumula mayores concentraciones de Hg que (*C. crysos*), además de cumplir con varios criterios para seleccionar a una especie como centinela de contaminación, por lo cual se valida la hipótesis sugerida en este estudio piloto.

Teniendo en cuenta que una de las estrategias más implementadas a nivel mundial y nacional es el consumo de *P. volitans*, las concentraciones de Hg obtenidas en este estudio evidencian que el consumo de la especie, no presenta ningún riesgo o afectación a la salud humana. Sin embargo, cabe resaltar que aunque la especie presentó concentraciones por debajo del límite establecido tanto para especies depredadoras de 1,000 µg/kg, como para recurso pesquero de 500 µg/kg (FAO, 2010), el consumo de pescado con una frecuencia elevada, puede llegar a generar afectaciones en la salud humana, lo cual se ha evidenciado en diferentes estudios (Olivero & Jhonson 2008; Gracia et al., 2010). En base a los resultados obtenidos en este estudio, la especie podría no solo ser consumida por los seres humanos, sino también, podría ser utilizada como especie centinela de contaminación, agregando una estrategia para el control poblacional de esta especie invasora.

6. Recomendaciones

Cabe resaltar que al ser el primer estudio realizado en Colombia sobre las concentraciones de Hg en la especie invasora (*P. volitans*), profundizar en estudios que evalúen las concentraciones de metales pesados u otros contaminantes en la especie, podría ser una estrategia para su control poblacional. De esta manera, institutos de investigaciones que realizan monitoreos ambientales nacionales como el INVEMAR (Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras), vinculado al MADS (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible) podrían utilizar a esta especie como indicadora de calidad ambiental. En Colombia, la técnica mayormente utilizada para capturar el pez león es el arpón. Sin embargo, en varias regiones del Caribe se han implementado otras técnicas para pescar al pez león (Moreno & Sánchez, 2017), por lo cual, capacitaciones

en Colombia de estas técnicas, incrementarían la captura del pez león, tanto para el consumo como para que sea utilizada como especie centinela de contaminación.

Por otro lado, vale la pena resaltar que los individuos de cojinúa capturados en este estudio, especialmente en Punta Barú, se encontraron por debajo de la talla de madurez sexual, por lo que podría inferirse que la especie está siendo sobreexplotada, lo cual evidencia la necesidad de implementar medidas de manejo que disminuyan la captura de la especie, con el fin de prevenir futuras afectaciones a su población, esto teniendo en cuenta su significativo valor comercial en el Caribe colombiano.

Adicionalmente, es necesario incorporar en las estrategias a implementar a las comunidades pesqueras de Cartagena, las cuales han mostrado un gran interés en los proyectos investigativos que se llevan a cabo en la zona. Cabe resaltar, que las comunidades pesqueras, juegan un papel fundamental en el cumplimiento de estrategias de gestión, no solo sobre especies invasoras como el pez león, sino también, sobre especies nativas de alto interés comercial como las expuestas en el presente estudio (barbudo, cojinúa, pargo, etc).

7. Alcances y perspectivas

A pesar de los recientes y numerosos estudios sobre el pez león (*Pterois volitans*), es de fundamental importancia seguir profundizando el conocimiento sobre la ecología general del pez león, con el fin de poder adoptar medidas efectivas para su manejo. Una de las principales limitaciones del presente estudio, por ejemplo, fue el no poder comparar las concentraciones de Hg del pez león con otras concentraciones de mercurio de la especie en el Caribe colombiano. Esto evidencia una falencia en términos investigativos, teniendo en cuenta las afectaciones que ha generado la especie a diversas poblaciones acuáticas, resultando además, en un agente de cambio ambiental sobre los ecosistemas de coral donde la especie ha sido introducida (Ericsson 2005; MinAmbiente, 2013; Bolaños-Cubillos et al., 2013).

Teniendo en cuenta que el presente estudio es un estudio piloto, vale la pena resaltar que el número de muestras fue relativamente bajo, por lo cual se recomienda en futuros estudios, tener un mayor número de muestras. Adicionalmente, se requieren de mayores esfuerzos de muestreo, por periodos de tiempo prolongados, donde se evalúen variaciones temporales de las concentraciones de Hg en los organismos (Kannan et al., 2013; Melwani et al., 2014).

Teniendo en cuenta que el peso del pez león fue significativamente mayor que el de la cojinúa, es importante comparar especies con pesos similares, esto con el fin de evaluar

si ambas especies logran acumular concentraciones de Hg parecidas. Esto ayudaría además a confirmar si efectivamente la especie podría ser utilizada como una especie centinela de contaminación en la zona.

8. Agradecimientos

Se agradece a la Facultad de Estudios Ambientales y Rurales de la Pontificia Universidad Javeriana, por el apoyo económico en materiales de laboratorio para el desarrollo del estudio y al personal del Departamento de Química por el soporte brindado en el uso del laboratorio y los equipos correspondientes. Se les agradece también a las comunidades pesqueras de la ciudad de Cartagena por su participación colectiva dentro del proyecto.

9. Referencias bibliográficas

Aguirre-Rubí, J. et al., (2017). Chemical contamination assessment in mangrove-lined Caribbean coastal systems using the oyster *Crassostrea rhizophorae* as biomonitor species. *Environmental Science and Pollution Research*, 1–20.

Alcala-Orozco, et al., (2017). Mercury in canned tuna marketed in Cartagena, Colombia, and estimation of human exposure. *Food Additives and Contaminants: Part B Surveillance*, 10(4), 241–247.

Altahona, M & Movilla, L., (2016). Análisis de las concentraciones de mercurio en peces importados en la ciudad de Barranquilla y riesgo potencial para la salud humana. *Universidad de La Costa*, 4-77.

Álvarez, S., (2013). Acumulación de Mercurio en Tejido Muscular y Hepático en Especies Ícticas en diferentes Ciénagas del Magdalena Medio. *Universidad de Antioquia*, 5-26.

Argota, G. et al., (2012). Desarrollo y bioacumulación de metales pesados en *Gambusia punctata* (Poeciliidae) ante los efectos de la contaminación acuática. *Revista Electrónica de Veterinaria*, 13(5), 1–12.

Arredondo-Chávez, et al., (2016). Spatio-temporal variation in the diet composition of red lionfish, *Pterois volitans* (*Actinopterygii: Scorpaeniformes: Scorpaenidae*), in the Mexican Caribbean: Insights into the ecological effect of the alien invasion. *Acta*

Ichthyologica et Piscatoria, 46(3), 185–200.

Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades (ATSDR)., (1995). *Receta Toxicológica del Mirex y la Clordecona (en inglés)*, 1-7.

Bolaños & Cubillos, (2013). Protocolo para la captura, extracción y disposición final del pez león (*Pterois volitans*), en Colombia, 38 p.

Campos, H., (1990). La contaminación por metales pesados en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe Colombiano. *Caldasia*, 16(77), 231–243.

CARDIQUE, (2006). Bahía de Cartagena y Canal del Dique: Ecosistemas Estratégicos, 1-10.

Castañeda, R., (2015). Los metales pesados y sus efectos ambientales, 1-51.

Charlotte, D. et al., (2016). The invasive lionfish, *Pterois volitans*, used as a sentinel species to assess the organochlorine pollution by chlordecone in Guadeloupe (Lesser Antilles). *Marine Pollution Bulletin*, 107(1), 102–106.

Chaves, I., (2016). Metodologías analíticas utilizadas actualmente para la determinación de mercurio en músculo de pescado. *Medio Ambiente Y Salud*, 16(26), 113–122.

CIOH, (2011). Climatología de los principales puertos del Caribe colombiano. Cartagena de Indias, D.T. y C., 11 p.

Corrales, D. et al., (2013). Estudio del contenido de metales pesados en dos especies de peces de la zona costera de Montevideo. *Universidad de la república de Uruguay*, 2-50.

Corredor, C., (2013). Estado del arte sobre la presencia de mercurio en peces y su efecto en la salud. Tesis de pregrado. *Pontificia Universidad Javeriana*, 51 p.
PREGRADO

Cogua, P. et al., (2012). Concentración de mercurio total y metilmercurio en sedimento y seston de la bahía de Cartagena, Caribe colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost*, 41(2), 267-285.

David, J. et al., (2016). Densidad y estructura de tallas del pez león *Pterois Volitans* (*Scorpaenidae*) en el Caribe. *Bol. Invest. Mar. Cost*, 45(2), 317–333.

Delgado, S., (2002). Especies Exóticas Invasoras. *Universidad Autónoma de ciudad de Juárez*, 1–5.

Díaz-Arriaga, (2014). Mercurio en la minería del oro: impacto en las fuentes hídricas destinadas para consumo humano. *Revista de Salud Pública*, 16, 947-957.

Evangelista, P. et al., (2016). Modeling suitable habitat of invasive Red Lionfish *Pterois Volitans* (Linnaeus, 1758) in North And South America's Coastal waters. *Aquatic Invasions*, 11(3), 313–326.

Gaioli, M. et al., (2012). Impacto del mercurio sobre la salud humana y el ambiente. *Arch Argent Pediatr*, 110(3), 259–264.

Gómez, A., (2005). Interacción del mercurio con los componentes de las aguas residuales. Tesis de pregrado. *Universidad Nacional de Colombia*, 88 p.

Gómez, E. et al., (2017). Barú: los conflictos de la paz. *Consejo comunitario Barú*, 1-6.

González & Corredor, (2016). El pez león *Pterois volitans* (*Scorpaenidae*) como estudio de caso de invasiones biológicas marinas: aspectos biológicos y ecológicos en el Caribe occidental insular colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost*, 75 p.

Gracia, H. et al., (2010). Contaminación por mercurio en humanos y peces en el municipio de Ayapel, Córdoba, Colombia, 2009. *Revista Facultad Nacional Salud Pública*, 28, 118–124.

Grisales et al., (2014). Cartagena (Caribe colombiano) basado en la medición de parámetros oceanográficos Cartagena bay water mass exchange based on Descarga Canal Bocagrande. *Bol. Cient. CIOH* (2013), 47–70.

Gu et al., (2015). Speciation and risk of heavy metals in sediments and human health implications of heavy metals in edible nekton in Beibu Gulf, China: A case study of Qinzhou Bay. *Marine Pollution Bulletin*, 101(2), 852-859.

Herrera, H., (2016). Posibles efectos de dos factores externos en las poblaciones de tres especies de peces comerciales en la bahía de Cartagena: las artes de pesca artesanal y la contaminación por metales pesados. Tesis de pregrado. *Pontificia Universidad Javeriana*, 1-54.

Hoo Fung, L. A. et al., (2013). Evaluation of dietary exposure to minerals, trace elements and heavy metals from the muscle tissue of the lionfish *Pterois volitans* (Linnaeus 1758). *Food and Chemical Toxicology*, 60, 205–212.

Huge, D. H., et al., (2014). Total mercury concentrations in lionfish (*Pterois volitans/miles*) from the Florida Keys National Marine Sanctuary, USA. *Marine Pollution*

Bulletin, 78(1–2), 51–55.

Jacks, (2015). *Caranx crysos* (Blue Runner). *The Online Guide to the Animals of Trinidad and Tobago*. 1-4.

Kehrig, H. A., et al., (2017). Biomagnificación de mercurio en la cadena trófica del Delfín Moteado del Atlántico (*Stenella frontalis*), usando el isótopo estable de nitrógeno como marcador ecológico. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 52(2), 233–244.

Koleff, P., (2011). Fundamentos para la prevención y manejo de especies exóticas invasoras en México. *Prevención Y Manejo de Especies Exóticas Invasoras En México*, 25 p.

Luis, J. et al., (2016). Fitoplancton: pequeños centinelas del océano. *Revista ciencia*, 1–9.

Mancera & Álvarez, (2006). Estado del conocimiento de las concentraciones de mercurio y otros metales pesados en peces dulceacuícolas de Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 11(1), 3–23.

Martinez, J., & Florez, N., (1993). Nativos, tierra y sociedad. Barú 1985-1905. *Universidad de Cartagena Facultad de Ciencias Humanas*, 10-50.

McDonald, J. H., (2009). Handbook of Biological Statistics. *Sparky House Publishing*, 291 p.

Melwani, A. R., & Gregorio, D et al., (2014). Mussel watch update: Long-term trends in selected contaminants from coastal California, 1977-2010. *Marine Pollution Bulletin*, 81(2), 291–302.

Ministerio de Medio Ambiente de Japón, (1968). Enfermedad de Minamata. 1-8.

Molina, C. I. et al., (2010). Implicancia ambiental del mercurio en ecosistemas acuáticos de la Amazonía: Situación en Bolivia. *Revista Virtual REDESMA Octubre*, 4(2), 26-36.

Moreno, A., & Sánchez, J., (2014). Plan para el manejo y control del pez león *Pterois volitans* en el Caribe colombiano. *Revista Loginn*, 43–52.

Muñoz-Escobar, L., & Gil-Agudelo, D. L., (2012). Composición dietaria del pez león, *Pterois volitans* (Pisces: Scorpaenidae), en Santa Marta y El Parque Nacional Natural Tayrona. *Bol. Invest. Mar. Cost*, 41 2(1112), 471–477.

Myers, R., (1989). *Micronesian Reef Fishes: A Practical Guide to the Identification of the*

Coral Reef Fishes of the Tropical Central and Western Pacific. Coral Graphics, *Barrigada, Guam*, 150 p.

Myers, R.F., (1991). Micronesian reef fishes. Coral Graphics, *Barrigada, Guam*, 2, 298.

Navarrete, S., (2014). Protocolo indicador. Densidad poblacional de pez león (*Pterois volitans*). *Indicadores de Monitoreo Bioecológico Del Subsistema de Áreas Marinas Protegidas (SAMP)*, *Bol. Invest. Mar. Cost*, 7, 24.

Navarro-Aviñó, et al., (2007). Aspectos bioquímicos y genéticos de la tolerancia y acumulación de metales pesados en plantas. *Ecosistemas*, 16(2), 10–25.

Ospina-Arango, J., et al., (2008). Madurez gonadal de la ictiofauna presente en la bahía de Cartagena, Caribe colombiano. *Boletín Científico Del Museo de Historia Natural*, 12, 117–140.

Pérez Rivera, T., & Pouilly, M., (2008). Bioacumulacion y biomagnificacion del mercurio en los peces de la cuenca Iténez. *Diagnóstico de La Contaminación Por El Mercurio En La Cuenca Iténez: Procesos Quimicos Y Bioquimicos : Exposición de Las Poblaciones Humanas*, 4, 43–61.

Pulido, E., & López, L., (2017). Cartagena en cifras. *Cámara de comercio de Cartagena*, 11 p.

Rodríguez, A., & Páramo, J., (2012). Distribución espacial del pargo rayado *Lutjanus Synagris* (*Pisces : Lutjanidae*) y Su relación con las variables ambientales en el Caribe Colombiano. *Actualidades Biológicas*, 34(96), 55–66.

Romero, (2005). Evaluación de contaminantes metálicos dispersos en una empresa metalmecánica de Puebla y su posible relación con efectos toxicológicos, 1–17.

Ross, E. et al., (2014). Artes, métodos e implementos de pesca. *Fundación Marviva*, 86 p.

Rovira, R., et al., (2010). Informe del Comité Científico de la Agencia Española de Seguridad Alimentaria y Nutrición (AESAN) en relación a los niveles de mercurio establecidos para los productos de la pesca. *Revista del comité científico*, 13, 1-8.

Smith-Vaniz, W.F., et al., (1990). Check-list of the fishes of the eastern tropical Atlantic. *Carangidae*, 729-755.

Tosic, M., et al., (2017). Water and sediment quality in Cartagena Bay, Colombia:

Seasonal variability and potential impacts of pollution. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 1-16.

Uribe, J., & Urrego, L. E., (2009). Gestión ambiental de los ecosistemas de manglar. Aproximación al caso Colombiano. *Gestión Y Ambiente*, 12(2), 57–72.

US EPA., (2007). Mercury total (organic and 7439-97-6 inorganic). *Methods*, (February), 1–17.

Valdelamar-Villegas J, et al., (2014). Avances sobre la contaminación por mercurio del molusco *Donax denticulatus*. *Memorias Del II Seminario de Ciencias Ambientales Sue-Caribe & VII Seminario Internacional de Gestión Ambiental*, 136–142.

Valderrama, (2014). Aplicación del bivalvo *Donax denticulatus*, como bioindicador de calidad ambiental en playas arenosas del Caribe colombiano. *Universidad de Cartagena facultad de Ciencias farmaceuticas*, 11-55.

Van Der Schalie, et al., (1999). Animals as sentinels of human health hazards of environmental chemicals. *Environmental Health Perspectives*, 107(4), 309–315.

Vera, C. L., (2006). Bioacumulación y biomagnificación de mercurio en cuatro especies de tiburón de la península de baja California sur, México. *Universidad Jorge Tadeo Lozano, Facultad de Biología Marina*, 8-58.

Verbel, J. O., & Restrepo, B. J., (2008). El lado gris de la minería de oro: la contaminación con mercurio en el norte de Colombia. *Universidad de Cartagena, Facultad de Ciencias Químicas y Farmacéuticas*, 138 p.

Webster, L., et al., (2009). Background Document on CEMP Assessment Criteria for QSR 2010. *Monitoring and Assessment Series*, 24 p.

6. ANEXOS

6.1. Guía para autores revista Chemosphere

GUIDE FOR AUTHORS

Your Paper Your Way

We now differentiate between the requirements for new and revised submissions. You may choose to submit your manuscript as a single Word or PDF file to be used in the refereeing process. Only when your paper is at the revision stage, will you be requested

to put your paper in to a 'correct format' for acceptance and provide the items required for the publication of your article. **To find out more, please visit the Preparation section below.**

INTRODUCTION

Submission of Papers

All manuscripts should be submitted electronically through Elsevier Editorial System (EES) which can be accessed at <http://ees.elsevier.com/chem>.

During submission papers should be marked for the attention of a subject Editor or the relevant section, if possible. Failure to provide this information will significantly delay processing of the manuscript.

Types of article

Chemosphere accepts Research Papers, Review Papers, Short Communications, Letters to the Editor, Replies and Discussion Papers. Please note that papers with a routine nature and lacking originality, novelty and uniqueness will not be accepted for publication.

A Short Communication should be of significant scientific merit (a novel finding that warrants immediate publication).

Submission checklist

You can use this list to carry out a final check of your submission before you send it to the journal for review. Please check the relevant section in this Guide for Authors for more details.

Ensure that the following items are present:

One author has been designated as the corresponding author with contact details:

- E-mail address
- Full postal address

LINE and PAGE NUMBERING (NEW AND REVISED SUBMISSIONS):

Please ensure the text of your paper is double-spaced and has consecutive(continuous) LINE numbering. Please also ensure to add PAGE numbers to the source file- this is an essential peer review requirement.

All necessary files have been uploaded:

Manuscript:

- Include keywords
- All figures (include relevant captions)
- All tables (including titles, description, footnotes)
- Ensure all figure and table citations in the text match the files provided
- Indicate clearly if color should be used for any figures in print

Graphical Abstracts / Highlights files (where applicable)
Supplemental files (where applicable)

Further considerations

- Manuscript has been 'spell checked' and 'grammar checked'
- All references mentioned in the Reference List are cited in the text, and vice versa
- Permission has been obtained for use of copyrighted material from other sources (including theInternet)
- A competing interests statement is provided, even if the authors have no competing interests to declare
- Journal policies detailed in this guide have been reviewed
- Referee suggestions and contact details provided, based on journal requirements

For further information, visit our [Support Center](#).

NEW SUBMISSION

Submission to this journal proceeds totally online and you will be guided stepwise through the creation and uploading of your files. The system automatically converts your files to a single PDF file, which is used in the peer-review process.

As part of the Your Paper Your Way service, you may choose to submit your manuscript as a single file to be used in the refereeing process. This can be a PDF file or a Word document, in any format or layout that can be used by referees to evaluate your manuscript. It should contain high enough quality figures for refereeing. If you prefer to do so, you may still provide all or some of the source files at the initial submission. Please note that individual figure files larger than 10 MB must be uploaded separately. If you use the Your Paper Your Way service, please make sure that you also provide your highlights and the six suggested referees in this document.

References

There are no strict requirements on reference formatting at submission. References can be in any style or format as long as the style is consistent. Where applicable, author(s) name(s), journal title/book title, chapter title/article title, year of publication, volume number/book chapter and the pagination must be present. Use of DOI is highly encouraged. The reference style used by the journal will be applied to the accepted article by Elsevier at the proof stage. Note that missing data will be highlighted at proof stage for the author to correct.

Formatting requirements

There are no strict formatting requirements but all manuscripts must contain the essential elements needed to convey your manuscript, for example **Abstract, Keywords, Introduction, Materials and Methods, Results, Conclusions, Artwork and Tables with Captions**.

If your article includes any Videos and/or other Supplementary material, this should be included in your initial submission for peer review purposes.

Divide the article into clearly defined sections.

Figures and tables embedded in text

Please ensure the figures and the tables included in the single file are placed next to the relevant text in the manuscript, rather than at the bottom or the top of the file. The corresponding caption should be placed directly below the figure or table.

Article structure

Please see our [Important instructions for Authors submitting to The Science of Environmental Toxicology Section](#)

Subdivision - numbered sections

Divide your article into clearly defined and numbered sections. Subsections should be numbered 1.1 (then 1.1.1, 1.1.2, ...), 1.2, etc. (the abstract is not included in section numbering). Use this numbering also for internal cross-referencing: do not just refer to 'the text'. Any subsection may be given a brief heading. Each heading should appear on its own separate line.

Introduction

State the objectives of the work and provide an adequate background, avoiding a detailed literature survey or a summary of the results.

Material and methods

Provide sufficient details to allow the work to be reproduced by an independent researcher. Methods that are already published should be summarized, and indicated by a reference. If quoting directly from a previously published method, use quotation marks and also cite the source. Any modifications to existing methods should also be described.

Theory/calculation

A Theory section should extend, not repeat, the background to the article already dealt with in the Introduction and lay the foundation for further work. In contrast, a Calculation section represents a practical development from a theoretical basis.

Results

Results should be clear and concise.

Discussion

This should explore the significance of the results of the work, not repeat them. A combined Results and Discussion section is often appropriate. Avoid extensive citations and discussion of published literature.

Conclusions

The main conclusions of the study may be presented in a short Conclusions section, which may stand alone or form a subsection of a Discussion or Results and Discussion section.

Appendices

If there is more than one appendix, they should be identified as A, B, etc. Formulae and equations in appendices should be given separate numbering: Eq. (A.1), Eq. (A.2), etc.; in a subsequent appendix, Eq. (B.1) and so on. Similarly for tables and figures: Table A.1; Fig. A.1, etc.

Essential title page information

- **Title.** Concise and informative. Titles are often used in information-retrieval systems. Avoid abbreviations and formulae where possible.
- **Author names and affiliations.** Please clearly indicate the given name(s) and family name(s) of each author and check that all names are accurately spelled. Present the authors' affiliation addresses (where the actual work was done) below the names. Indicate all affiliations with a lowercase superscript letter immediately after the author's name and in front of the appropriate address. Provide the full postal address of each affiliation, including the country name and, if available, the e-mail address of each author.
- **Corresponding author.** Clearly indicate who will handle correspondence at all stages of refereeing and publication, also post-publication. **Ensure that phone numbers (with country and area code) are provided in addition to the e-mail address and the complete postal address. Contact details must be kept up to date by the corresponding author. .**
- **Present/permanent address.** If an author has moved since the work described in the article was done, or was visiting at the time, a 'Present address' (or 'Permanent address') may be indicated as a footnote to that author's name. The address at which the author actually did the work must be retained as the main, affiliation address. Superscript Arabic numerals are used for such footnotes.

Abstract

A concise and factual abstract is required. **The abstract should state briefly the purpose of the research, the principal results and major conclusions. An abstract is often presented separately from the article, so it must be able to stand alone.** For this reason, References should be avoided, but if essential, then cite the author(s) and year(s). Also, non-standard or uncommon abbreviations should be avoided, but if essential they must be defined at their first mention in the abstract itself (and then later again when used in the text, see Abbreviations).

Highlights

Highlights are mandatory for this journal. They consist of a short collection of bullet points that convey the core findings of the article and should be submitted in a separate editable file in the online submission system. Please use 'Highlights' in the file name and include 3 to 5 bullet points (maximum 85 characters, including spaces, per bullet point). You can view [example Highlights](#) on our information site.

Keywords

Immediately after the abstract, provide a maximum of 6 keywords, using American spelling and avoiding general and plural terms and multiple concepts (avoid, for example, 'and', 'of'). Be sparing with abbreviations: only abbreviations firmly established in the field may be eligible. These keywords will be used for indexing purposes.

Abbreviations

Define abbreviations that are not standard in this field in a footnote to be placed on the first page of the article. Such abbreviations that are unavoidable in the abstract must be defined at their first mention there, as well as in the footnote. Ensure consistency of abbreviations throughout the article.

Acknowledgements

Collate acknowledgements in a separate section at the end of the article before the references and do not, therefore, include them on the title page, as a footnote to the title or otherwise. List here those individuals who provided help during the research (e.g., providing language help, writing assistance or proof reading the article, etc.).

Nomenclature and units

Follow internationally accepted rules and conventions: **use the international system of units (SI)**. If other quantities are mentioned, give their equivalent in SI. You are urged to consult IUPAC: Nomenclature of Organic Chemistry: <http://www.iupac.org/> for further information.

Math formulae

Please submit math equations as editable text and not as images. Present simple formulae in line with normal text where possible and use the solidus (/) instead of a horizontal line for small fractional terms, e.g., X/Y. In principle, variables are to be presented in italics. Powers of e are often more conveniently denoted by exp. Number consecutively any equations that have to be displayed separately from the text (if referred to explicitly in the text).

Footnotes

Footnotes should be used sparingly. Number them consecutively throughout the article. Many wordprocessors build footnotes into the text, and this feature may be used. Should this not be the case, indicate the position of footnotes in the text and present the footnotes themselves separately at the end of the article. Do not include footnotes in the Reference list.

Table footnotes

Indicate each footnote in a table with a superscript lowercase letter.

Artwork

Electronic artwork General points

- Make sure you use uniform lettering and sizing of your original artwork.
- Preferred fonts: Arial (or Helvetica), Times New Roman (or Times), Symbol, Courier.
- Number the illustrations according to their sequence in the text.
- Use a logical naming convention for your artwork files.
- Indicate per figure if it is a single, 1.5 or 2-column fitting image.
- For Word submissions only, you may still provide figures and their captions, and tables within a single file at the revision stage.
- Please note that individual figure files larger than 10 MB must be provided in separate source files. A detailed [guide on electronic artwork](#) is available.

You are urged to visit this site; some excerpts from the detailed information are given here. *Formats*

Regardless of the application used, when your electronic artwork is finalized, please 'save as' or convert the images to one of the following formats (note the resolution requirements for line drawings, halftones, and line/halftone combinations given below):

EPS (or PDF): Vector drawings. Embed the font or save the text as 'graphics'.

TIFF (or JPG): Color or grayscale photographs (halftones): always use a minimum of 300 dpi.

TIFF (or JPG): Bitmapped line drawings: use a minimum of 1000 dpi.

TIFF (or JPG): Combinations bitmapped line/half-tone (color or grayscale): a minimum of 500 dpi is required.

Figure captions

Ensure that each illustration has a caption. A caption should comprise a brief title (**not** on the figure itself) and a description of the illustration. Keep text in the illustrations themselves to a minimum but explain all symbols and abbreviations used.

Tables

Number tables consecutively in accordance with their appearance in the text. Place footnotes to tables below the table body and indicate them with superscript lowercase letters. Avoid vertical rules. Be sparing in the use of tables and ensure that the data presented in tables do not duplicate results described elsewhere in the article.

References

Citation in text

Please ensure that every reference cited in the text is also present in the reference list (and vice versa). Any references cited in the abstract must be given in full. Unpublished results and personal communications are not recommended in the reference list, but may be mentioned in the text. If these references are included in the reference list they should follow the standard reference style of the journal and should include a substitution of the publication date with either 'Unpublished results' or 'Personal communication'. Citation of a reference as 'in press' implies that the item has been accepted for publication.

Reference links

Increased discoverability of research and high quality peer review are ensured by online links to the sources cited. In order to allow us to create links to abstracting and indexing services, such as Scopus, CrossRef and PubMed, please ensure that data provided in the references are correct. Please note that incorrect surnames, journal/book titles, publication year and pagination may prevent link creation. When copying references, please be careful as they may already contain errors. Use of the DOI is encouraged.

Data references

This journal encourages you to cite underlying or relevant datasets in your manuscript by citing them in your text and including a data reference in your Reference List. Data references should include the following elements: author name(s), dataset title, data repository, version (where available), year, and global persistent identifier. Add [dataset] immediately before the reference so we can properly identify it as a data reference. The [dataset] identifier will not appear in your published article.

References in a special issue

Please ensure that the words 'this issue' are added to any references in the list (and any citations in the text) to other articles in the same Special Issue.

Reference management software

This journal has standard templates available in key reference management packages EndNote (<http://www.endnote.com/support/enstyles.asp>) and Reference Manager (<http://refman.com/support/rmstyles.asp>). Using plug-ins to wordprocessing packages, authors only need to select the appropriate journal template when preparing their article and the list of references and citations to these will be formatted according to the journal style which is described below.

Reference formatting

There are no strict requirements on reference formatting at submission. References can be in any style or format as long as the style is consistent. Where applicable, author(s) name(s), journal title/book title, chapter title/article title, year of publication, volume number/book chapter and the pagination must be present. Use of DOI is highly encouraged. The reference style used by the journal will be applied to the accepted article by Elsevier at the proof stage. Note that missing data will be highlighted at proof stage for the author to correct. If you do wish to format the references yourself they should be arranged according to the following examples:

Reference style

Text: All citations in the text should refer to:

1. *Single author:* the author's name (without initials, unless there is ambiguity) and the year of publication;
2. *Two authors:* both authors' names and the year of publication;
3. *Three or more authors:* first author's name followed by 'et al.' and the year of publication. Citations may be made directly (or parenthetically). Groups of references should be listed first alphabetically, then chronologically.

Examples: 'as demonstrated (Allan, 2000a, 2000b, 1999; Allan and Jones, 1999). Kramer et al. (2010) have recently shown'

List: References should be arranged first alphabetically and then further sorted chronologically if necessary. More than one reference from the same author(s) in the same year must be identified by the letters 'a', 'b', 'c', etc., placed after the year of publication.

6.2. MARCO TEÓRICO EXTENDIDO

6.2.1. Propósito del proyecto

La bahía de Cartagena y sus alrededores son ecosistemas sometidos a una alta presión ambiental, no solo por los impactos generados por actividades agrícolas y domésticas, si no también, por la economía industrial en el área de Mamonal, y su alto tráfico marítimo (CARDIQUE, 2006). Los diferentes aportes de contaminantes dentro y fuera de la bahía han generado afectación a la biota acuática e incluso a los seres humanos. Los metales pesados son contaminantes que pueden ser absorbidos por la biota acuática (como por ejemplo los peces), ser acumulados a lo largo de la cadena trófica y transferidos a los seres humanos a través de su consumo. El mercurio (Hg), por ejemplo, se bioacumula hasta un millón de veces a lo largo de la cadena trófica

acuática, desde la base (microorganismos) hasta los organismos de la parte superior de la cadena (peces depredadores y mamíferos) (Baptista et al. 2017; Kehrig et al., 2017). De esta forma, las especies depredadoras contienen concentraciones de Hg mucho más altas que las especies no depredadoras (Verbel & Restrepo, 2008). Teniendo en cuenta lo anteriormente mencionado, el pez león, es considerado un depredador tope según estudios dietarios, y se considera actualmente una amenaza a nivel mundial por su rápida invasión y afectación a diferentes poblaciones acuáticas. Este estudio pretende entonces, comparar las concentraciones de Hg en dos áreas con concentraciones contrastantes de Hg en la ciudad de Cartagena; Punta Barú y Bajo del medio, de individuos de la población *Pterois volitans* y la especie nativa de la zona *Caranx crysos*, con el fin de identificar por primera vez para el Caribe colombiano, si la especie *P. volitans* puede ser utilizada como centinela de contaminación por Hg.

6.2.2. Problema de investigación y justificación

El uso de metales pesados ha estado involucrado en la cultura humana desde hace mucho tiempo, pero el continuo crecimiento demográfico en zonas urbanas y su rápida industrialización, ha generado afectaciones significativas en los ecosistemas acuáticos (Romero, 2005). Algunos metales pueden encontrarse de manera natural en la corteza terrestre, pero pueden llegar a ser dañinos si su distribución en el ambiente se altera por actividades humanas (Castañeda, 2015). La contaminación por metales pesados representa, no sólo una posible amenaza al suministro de agua, sino también al recurso pesquero, generando la acumulación alrededor de la cadena trófica de los organismos acuáticos y siendo transferida a los seres humanos a través de su consumo (Corrales et al., 2013).

El mercurio (Hg), es uno de los metales pesados con mayores incidencias en la salud humana, cuando es transformado en su forma más tóxica; el metilmercurio (originado principalmente a partir de la metilación del mercurio inorgánico) (Verbel & Restrepo, 2008). El Hg ingresa de forma natural a la atmósfera y ecosistemas acuáticos como resultado del vulcanismo o la erosión, pero su principal fuente proviene de actividades antrópicas (Álvarez, 2013). Un ejemplo claro de esta problemática se evidencia en el sur del departamento de Bolívar y el norte de Antioquia, donde se constituyen las áreas con mayor densidad minera en Colombia, liberando aproximadamente de 80 a 100 toneladas de mercurio al año en el ambiente (Verbel & Restrepo, 2008), convirtiéndolos en ecosistemas con altos niveles de contaminación. La presencia de Hg en los tejidos de la biota se encuentra directamente relacionada con la industria química, el empleo de combustibles fósiles y la minería aurífera (Alvarez, 2013; Lechler et al., 2013; Limbong et al., 2013).

Teniendo en cuenta lo anteriormente mencionado, algunos organismos acuáticos han sido utilizados como indicadores de calidad ambiental alrededor de todo el mundo (Mancera & Álvarez, 2006), como por ejemplo los peces o los bivalvos. Los peces, fueron uno de los primeros organismos acuáticos en ser utilizados en los protocolos de evaluación ecotoxicológicos y siguen siendo actualmente de elección como especies centinela (Argota et al., 2012). Esto debido a que se encuentran presentes en todos los niveles tróficos, y sirven como base alimenticia para gran parte de la población humana (Pérez et al., 2008).

Existen características que permiten identificar si una especie puede ser utilizada o no como indicadora de calidad ambiental como, por ejemplo: que la especie cuente con una población abundante, presente movilidad reducida, posea una amplia distribución y su captura e identificación pueda realizarse de una forma sencilla (Valderrama, 2014). El pez león *Pterois volitans*, por ejemplo, que es una especie invasora del Caribe, presenta varias de estas características, dada su amplia distribución, alta densidad poblacional, su carácter sedentario y su elevado nivel trófico (Beeby, 2001; Basu et al., 2007; Cordonnier et al., 2016). Sin embargo, pocos estudios han aprovechado la alta abundancia de especies invasoras para ser utilizadas como especies centinela, lo cual podría contribuir, en parte, al control de las poblaciones de estas especies. Es por ello por lo que se pretende aumentar el conocimiento sobre *P. volitans*, categorizada como invasora, y estudiar por primera vez para el Caribe colombiano, si dicha especie puede ser utilizada como especie centinela de contaminación.

6.2.3. Conceptos de referencia

Especie invasora

Existen especies que pueden establecerse fuera de su área de distribución natural superando barreras ambientales, capaces de reproducirse y establecer poblaciones viables que, a lo largo del tiempo pueden llegar a modificar drásticamente su nuevo entorno (Koleff, 2011). Dichas especies pueden ser consideradas como especies invasoras, que según el convenio sobre la diversidad biológica son aquellas que prosperan sin ayuda del ser humano y amenazan hábitats naturales o seminaturales fuera de su área de distribución natural (CDB, 2009; Koleff, 2011). Es importante aclarar la diferencia entre una especie invasora y una especie exótica, las especies exóticas son especies que se encuentran fuera de su área de distribución natural (introducidas de forma antrópica o natural) y pueden llegar a convertirse en especies invasoras cuando amenazan el equilibrio del ecosistema y se convierten en una amenaza para las especies nativas (Delgado, 2002).

Cabe resaltar que el comportamiento invasivo no es restrictivo de las especies exóticas, ya que algunas especies nativas pueden volverse invasoras cuando son introducidas a otra región ecológica distinta a su área de distribución (Connabio, 2009; Koleff, 2011). Actualmente, las especies invasoras se reconocen como una de las principales causas de pérdida de biodiversidad en todo el mundo, por lo cual se han convertido en el centro de investigación de múltiples estudios (Koleff, 2011).

Bioacumulación y biomagnificación

En medios acuáticos con altos niveles de contaminación por metales pesados como el mercurio, los peces experimentan un proceso donde hay un incremento en la concentración del metal en los tejidos a lo largo de su vida (Deza, 1997; Pérez et al., 2008), al cual se le conoce como bioacumulación. En este proceso el organismo toma el químico a través el medio ambiente biótico o abiótico concentrándolo en sus tejidos durante largos periodos de tiempo (Rand et al., 1995; Argota, 2012), por lo cual se genera una relación entre la edad, inferida a través del peso o tamaño, con las tasas de

mercurio presentes en los individuos (Pérez et al., 2008). Esta bioacumulación puede ser transferida de un nivel trófico a otro, aumentando su concentración a medida que la especie aparece en una posición ascendente en la cadena (Navarro et al., 2007). De esta forma, las especies consideradas como depredadoras contienen concentraciones de mercurio mucho más elevadas a las no depredadoras (Verbel & Restrepo, 2008).

Especies Centinela de contaminación

Las especies centinela son aquellos organismos que pueden ayudar a identificar riesgos o cambios ambientales en un ecosistema (Luis et al., 2016). Se han evidenciado múltiples aplicaciones para las especies centinela, desde el monitoreo de medios ambientales, identificación de nuevas exposiciones por cambios en los comportamientos de animales silvestres y detecciones a corto plazo de posibles riesgos en la salud humana (Van Der Schalie et al., 1999). Las especies centinela son utilizadas usualmente para la ecotoxicología, donde se hace necesario el empleo de organismos que por sus características ecológicas son capaces de acumular contaminantes traza a unos niveles tal, que permiten su puesta en evidencia mucho antes que si se realizara el monitoreo en muestras abióticas (Spahn, 1999; Argota et al., 2012).

Los peces han sido utilizados como centinelas de contaminación de los ecosistemas acuáticos, dado que tienen la capacidad de bioacumular dichos compuestos, es decir una sustancia puede ser concentrada en los organismos a niveles más elevados que los niveles medioambientales existentes, en función del tiempo (Dalligner et al., 1987; Viana, 2001; Corrales, 2013). Los peces son utilizados usualmente como centinelas, cuando se habla de un ecosistema que se encuentra en desequilibrio o contaminado por metales pesados (Rand, 1995; Argora et al., 2012). La abundancia y la biodisponibilidad de los metales pesados en ambientes marinos, evaluada como su acumulación en tejidos, es de gran importancia y se ha utilizado como índice de nivel de contaminación del cuerpo de agua, siendo una herramienta bastante útil para estudiar el rol biológico de los metales presentes en organismos acuáticos (Corrales, 2013; Gu et al., 2015).

Por otro lado, los peces se encuentran en todos los niveles tróficos, y se sabe que existe una relación directa entre las concentraciones de metilmercurio y los regímenes alimenticios de las especies (Bracher et al., 2006; Altahona et al., 2016). Adicionalmente, la biomagnificación de mercurio en el tejido muscular de especies carnívoras es del 80%, afectando de esta manera, la salud de quienes los consumen (Bracher et al., 2006; Altahona et al., 2016).

Metales pesados – Mercurio

Los metales pesados se encuentran en varios reservorios o compartimientos del sistema acuático. Los primeros son los sedimentos depositados, el agua intersticial, el material suspendido y el agua superficial (Campos, 1990). Estos son contaminantes que no son normalmente eliminados de los sistemas acuáticos, ya que no están sometidos al ataque bacteriano y no se disipan, pero reaccionan de varios modos con organismos

de la biota (Clark, 1997; Corrales, 2013). La toxicidad de los metales pesados está muy relacionada con sus formas químicas (Jaramillo, 2009; Pan & Wang, 2011; Corrales, 2013). Variando tanto sus efectos, como sus concentraciones según la especie.

El mercurio, es un metal pesado que puede encontrarse en el ambiente de varias formas químicas, el mercurio elemental, el mercurio monovalente, el mercurio divalente y, por último, en sus formas orgánicas (Verbel & Restrepo, 2008). Este elemento y todos sus compuestos son tóxicos y se dispersan rápidamente en la atmósfera, usualmente en las formas más tóxicas del metal; el metilmercurio, donde más del 70% del mercurio acumulado en el tejido muscular de peces, se encuentra en formas metiladas (Redmayne et al., 2000; Álvarez, 2013). La metilación se realiza usualmente en los sedimentos de las aguas oceánicas o en aguas continentales, los compuestos metilados del mercurio como CH_3HgCl y $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$, siguen dos rutas biogeoquímicas, la ruta anaeróbica, utilizando bacterias anaeróbicas las cuales metilan el mercurio inorgánico y la segunda vía, la cual involucra el uso de bacterias aeróbicas, las cuales facilitan la formación de complejos entre el ion mercurio (II) con el grupo sulfhídrico del aminoácido (Verbel & Restrepo, 2008). El mercurio es particular entre otros metales, porque es el único metal que es líquido a temperatura ambiental y posee una presión de vapor elevada. Lo cual hace que permanezca mucho tiempo en suspensión en la atmósfera, característica responsable de su amplia resiliencia y distribución mundial (Roulet 2001, O`Driscoll et al., 2005; Molina et al., 2010).

En cuanto a sus repercusiones en la salud humana, el mercurio como contaminante ambiental posee tres aspectos importantes para su estudio toxicológico: la percepción de riesgo por la exposición a millones de personas a través del consumo de pescado, la emisión de vapor de mercurio por las amalgamas dentales y el etilmercurio en forma timerosal, molécula antiséptica utilizada en vacunas (Clarkson, 2002; Verbel & Restrepo, 2008).

El consumo de pescado, se considera la principal fuente exposición hacia los seres humanos del metilmercurio, donde alrededor del 90% del metilmercurio presente en los alimentos es absorbido a través del tracto gastrointestinal tanto por los seres humanos como por los animales (Verbel & Restrepo, 2008). El nivel de toxicidad en seres humanos varía según la forma química, la concentración, la duración, la vía y la ventana de vulnerabilidad en el momento de la exposición (Gaioli et al., 2012), pero inducen de igual forma, cambios en los sistemas neuronales de los seres humanos (Verbel & Restrepo, 2008).

6.2.4. Antecedentes

Estudios sobre la ecotoxicología de peces para evaluar niveles de contaminantes en ecosistemas acuáticos han sido realizados alrededor de todo el mundo. En el Mediterráneo, por ejemplo, se han desarrollado diversos análisis de este tipo, entre ellos, uno de fundamental importancia, fue un estudio publicado en el año 2010, donde se evaluaron las concentraciones de mercurio y metilmercurio para dos especies de atún altamente consumidas por la población; atún blanco (*Thunnus alalunga*) y atún rojo (*Thunnus thynnus*). Las concentraciones de mercurio en estas especies variaron entre 0.84 a 1.45 mg/kg^{-1} y 0.16 a 2.59 mg/kg^{-1} de peso húmedo, las cuales excedieron los

límites establecidos para el consumo humano por la comisión europea de $1 \mu\text{g/g}^{-1}$ para peso húmedo. Se evidenció, además, que del 100% de mercurio encontrado en ambas especies del 70 a 75% se encontraba de forma metilada en sus tejidos, por lo cual se evidencia una afectación a los seres humanos por la alta tasa de consumo de estas especies.

Además del Mediterráneo, países como México han presentado estudios sobre especies con elevados niveles de mercurio, como por ejemplo la aguja azul (*Makaira nigricans*), el tiburón carcarriniforme (*Carcharhinus sp.*), y el atún pequeño (*Euthynnus alletteratus*), donde las concentraciones variaron entre 1.08 a 10.52 mg/kg^{-1} de peso húmedo. En este estudio se evidenció una correlación positiva entre el peso de los individuos y las concentraciones de mercurio encontradas, como también una correlación entre la posición en la cadena trófica de las especies y la acumulación del metal en sus tejidos.

En Colombia se han realizado estudios de ecotoxicología tanto en peces dulceacuícolas como en marinos, esto con el fin de identificar los niveles de contaminación a los que están sometidos dichos ecosistemas, de los cuales se pesca y comercializa el pescado que consume la población. En cuanto a peces dulceacuícolas se realizó un estudio donde se utilizaron bioensayos como criterio para comprobar los efectos de la contaminación acuática evaluando por lo menos tres parámetros (metales pesados, temperatura y efluentes), en época seca y lluviosa, para ocho especies de peces; el carpín dorado (*Carassius auratus*), tilapia roja (*Oreochromis spp*), cachama roja (*Piractus brachypomus*), bocachico (*Prochilodus magdalenae*), tetra plateada (*Astyanax fasciatus*), cachama negra (*Colossoma bidens*), pez mosquito (*Gambusia affinis*) y la guapucha (*Grundulus bogotensis*). En cuanto a las concentraciones de mercurio se evidenció que esta variaba según la posición trófica de los individuos y de sus hábitos alimenticios (Mancera & Álvarez, 2006), lo cual genera un alto interés en desarrollar estudios sobre las especies depredadoras, las cuales llegan a acumular las mayores concentraciones de dichos metales, que son ingeridos posteriormente por los seres humanos, afectando el sistema nervioso central y periférico de consumidores frecuentes.

Se han evidenciado igualmente casos con afectaciones por mercurio a poblaciones cuya fuente de alimento principal es el pescado, como lo son gran parte de las poblaciones pesqueras de nuestro país. En el año 2009, se realizó un estudio en el municipio de Ayapel, Córdoba, donde se tomaron 112 muestras de cabello (el análisis de mercurio en el cabello de las personas ayuda a establecer riesgos de intoxicación mercurial a la que está expuesta la población (WHO, 1990; Verbel & Restrepo, 2008)). Se tomaron muestras de los habitantes del municipio, con una edad mayor a los 14 años y muestras del tejido muscular de 7 especies de peces en la ciénaga de Ayapel, con el fin de identificar las concentraciones de mercurio. Se encontró que la concentración media de Hg-T en cabello de los habitantes de la zona de estudio era superior a las permisibles internacionalmente de $1 \mu\text{g/g}$. La concentración de mercurio en cabello y el número de días de consumo de pescado mostraron una correlación lineal, lo cual es consistente con los niveles de Hg-T hallados en los peces que constituyen la base alimenticia de los habitantes de esta zona (Gracia et al., 2010). Investigaciones realizadas en la costa Caribe colombiana reportaron una relación estadísticamente significativa entre los

niveles de mercurio total en cabello y el consumo de pescado (Gracia et al., 2010), lo cual puede llegar a generar afectaciones de mediano a largo plazo a poblaciones consideradas como consumidoras frecuentes. Un estudio similar fue realizado en la población de Caimito (Sucre), donde se pretendía determinar la concentración de mercurio total en el cabello de los habitantes, de los peces, sedimentos y macrófitas presentes en los cuerpos de agua que rodean este municipio (Verbel & Restrepo, 2008). Se tomaron muestras de un total de 94 habitantes entre los 15 y 65 años, donde no se presentaron correlaciones significativas ni por la edad ni por el sexo, pero al igual que en el estudio anterior, se presentó una correlación positiva entre la concentración y la frecuencia de consumo de pescado. Uno de los aspectos más interesantes de este estudio fue la correlación observada entre la concentración de mercurio en cabello con la aparición de tos ($R^2=0.27$, $p=0.01$), inestabilidad emocional ($R^2=0.23$, $p=0.03$), y en menor proporción con dolor de estómago ($R^2=0.18$, $p=0.08$) (Verbel & Restrepo, 2008). Teniendo en cuenta los casos anteriormente mencionados, es de vital importancia aumentar los estudios en poblaciones cuyo sustento diario se basa en el consumo y venta del pescado, siendo estas las más afectadas por la exposición al metilmercurio, la forma más tóxica del metal.

Por otro lado, se han desarrollado estudios a lo largo del Caribe colombiano, en la bahía de Cartagena por ejemplo se realizó la captura de tres especies de peces comerciales, la cojinúa (*Caranx crysos*), pargo (*Lutjanus synagris*) y barbudo (*Sciades herzbergii*) en los corregimientos de Caño del Oro, Ararca y Barú. Estas áreas fueron seleccionadas, con el fin de identificar un gradiente de contaminación con respecto a su lejanía o cercanía a la desembocadura del Canal del Dique. Las capturas fueron realizadas en época seca y época lluviosa, para evaluar si existían diferencias significativas en las concentraciones, respecto a la época de captura. Se obtuvieron los siguientes resultados: de los 6 metales analizados, sólo se detectaron tres (Cr, Hg y Pb), en altas concentraciones. Cromo fue el metal que tuvo mayor concentración en músculo en época seca para las tres especies de estudio. Se obtuvo variabilidad espacial y temporal respecto a las concentraciones de metales en estas especies (Herrera, 2016). Por otro lado, un resultado interesante que presentó este estudio fue que, aunque la mayoría de las especies son consideradas depredadoras la cojinúa (*Caranx crysos*), acumulo las mayores concentraciones de mercurio (Hg) en sus tejidos por bioacumulación, lo cual permitiría concluir que esta especie podría utilizarse como centinela de contaminación por mercurio en las áreas seleccionadas.

No sólo los peces han sido evaluados como indicadores de calidad ambiental en esta zona, sino también los bivalvos (estos juegan un papel trascendental en el reciclado de nutrientes y la regulación del material orgánico suspendido en el agua, así como en la productividad primaria de dichos ecosistemas, debido a su alta capacidad de filtración y bio-acumulación) (Verbel & Restrepo, 2008). En el año 2014, con el propósito de evaluar la aplicación del chipi chipi rosado, *Donax denticulatus*, para monitorear la calidad ambiental, se capturaron organismos de esta especie, en las playas de Castillogrande en Cartagena (Bolívar), Berrugas (Sucre) y Riohacha (Guajira) (Valdelamar et al., 2014), donde se registraron bajos valores en las concentraciones de Mercurio, Plomo y Cadmio, además poca dependencia entre las concentraciones de Hg, Pb y Cd con el

tamaño de los individuos, lo cual evidencia un resultado completamente opuesto a los estudios realizados en peces, donde usualmente la talla presenta una relación directa con las concentraciones presentes en el pez.

El bivalvo ostra de mangle (*Crassostrea rhizophorae*), fue utilizado con el fin de evaluar el estado de contaminación de manglares en el Caribe colombiano (Aguirre - Rubí et al., 2017). Estos ecosistemas son considerados como ecosistemas estratégicos debido a los servicios ambientales que ofrecen; a nivel biológico, por ejemplo, juegan un papel fundamental en el ciclo del carbón dado que son sumideros de CO₂ y fuentes de carbón oceánico (Duke et al., 2007; Uribe & Urrego, 2009). A pesar de su importancia, los manglares están desapareciendo en el mundo en un a tasa anual del 1% al 2%, una velocidad mayor o igual que la desaparición de los arrecifes coralinos o de los bosques tropicales (Duke et al., 2007; Uribe & Urrego, 2009). Aunque los efectos biológicos por contaminantes tales como metales pesados y otros tipos de contaminantes han sido poco estudiados en el Caribe colombiano, en el año 2009 la especie fue utilizada como especie centinela de contaminación, con el fin de evaluar la salud de los ecosistemas de manglar en la zona (Aguirre - Rubí et al., 2017).

Aunque diferentes especies han sido utilizadas para evaluar los niveles de contaminación por metales pesados en todo el mundo y en el Caribe colombiano, es de vital importancia resaltar que el pez león es una especie que ya fue utilizada como indicadora de calidad ambiental. Se trata de un estudio que fue realizado en Guadalupe, donde se evidenció una contaminación por compuestos organoclorados utilizados con el fin de combatir una plaga asociada a los cultivos de banano. Se realizó la captura de 97 individuos de *Pterois volitans*, en diez áreas diferentes de la isla, entre el 2013 y 2014. Las mayores concentraciones se presentaron en individuos con mayor cercanía a las plantaciones y sus concentraciones decrecían con la distancia a estas. *P. volitans* presentó las concentraciones más altas en comparación a cinco especies capturadas en sitios similares. Debido a su posición en la cadena trófica, el pez león presentó afectaciones por bioacumulación del insecticida clordecona (sólido-cristalino, con un proceso de degradación lenta y alta persistencia en el ambiente) y pudo ser utilizada como especie centinela para evaluar y controlar el nivel de contaminación del ambiente marino por el contaminante. Por otro lado, al igual que en el presente estudio, se realizaron comparaciones entre el pez león y otras especies, en dos áreas, la primera afectada directamente por la contaminación de clordecona y la segunda no (Cordonnier et al., 2016).

6.3. METODOLOGÍA EXTENDIDA

6.3.1. Área de estudio

Bahía de Cartagena

La Bahía de Cartagena, presenta dos entradas de renovación de aguas oceánicas, Bocachica y Bocagrande (Urbano et al., 1992; Ospina et al., 2008). Posee un área aproximada de 72 km² y cuenta con una profundidad media de 21 m, lo que la convierte en un semi-embalse de 1.600 millones de m³ de agua, el cual recibe un importante

aporte de residuos y contaminantes (Garay et al., 1986; Ospina et al., 2008). La bahía recibe grandes descargas de agua dulce desde el Canal del Dique hacia el sur de la bahía, que producen condiciones estuarinas, que se encuentran fuertemente relacionadas con la variabilidad estacional de la escorrentía de la cuenca hidrográfica del río Magdalena (Tosic et al., 2017). Sus condiciones estacionales están caracterizadas por tres épocas; entre el mes de enero y abril (fuertes vientos con baja escorrentía), entre mayo y agosto (vientos débiles con escorrentía intermedia) y entre septiembre y diciembre donde se presentan vientos débiles con alta escorrentía (Tosic et al., 2017). La época en la que se desarrolló el presente estudio hace parte de la época seca, caracterizada por fuertes vientos con baja escorrentía, donde se evidencia un aumento de la salinidad del agua y una disminución en la temperatura del agua superficial y de fondo en los puntos dentro y fuera de la bahía, debido a la influencia del sistema de surgencia del sur del Caribe (Tosic et al., 2017). La circulación del viento puede explicar, además, mejoras en cuanto a los niveles de oxígeno durante las bajas temperaturas en el agua y puede contribuir a la resuspensión de sedimentos del fondo que dan como resultado una mayor turbidez en el agua (Tosic et al., 2017). El comportamiento del viento durante la época seca, junto con la morfología submarina de la bahía, puede restringir el intercambio de masas de agua provenientes del Mar Caribe y disipar el oleaje (Restrepo et al., 2013; Herrera, 2016), lo cual genera las condiciones reductoras del metabolismo anaeróbico contribuyendo a la acidificación del agua en este periodo (Spiro et al., 2003., Herrera, 2016). La carga de sedimento anual media transportado por el Canal Dique entre 1984 y 2010 fue de 6.7 Mt / a, de los cuales 1.9 Mt / a se entregan finalmente a la Bahía de Cartagena (Tosic et al., 2017). El aporte fluvial afecta a la bahía dependiendo de la época del año (Ospina et al., 2008), durante época seca hay un flujo de descarga del Canal del Dique de 85.7 m³/s, mientras que para la época de lluvias el resultado fue de 295.2 m³/s (Grisales et al., 2014). Las mayores concentraciones de mercurio en la bahía se presentaron durante la época lluviosa para el mes de noviembre, donde se evidenciaron concentraciones para Caño del Oro de 1,339 ± 113 µg/kg.

La Bahía de Cartagena se reconoce, además, como un ecosistema con altos niveles de contaminación, que sumado a la descarga anual que recibe del Canal del Dique, cuenta con la disposición del 40% de aguas residuales domésticas sin tratamiento, vertimiento ocasional de hidrocarburos y residuos, desagüe de embarcaciones a flote, entre otros (CARDIQUE, 2016). La autoridad ambiental local CARDIQUE, ha llevado a cabo un programa bianual de monitoreo de la calidad del agua de la superficie del mar desde el año 2000, donde se evidencian los altos niveles de coliformes, nutrientes y turbidez tanto en el canal, como en la bahía (INVEMAR, 2001e2015; Tosic et al., 2017). Se han encontrado, además, concentraciones significativas de metales pesados en los sedimentos de la superficie de la bahía. El mercurio presentó un rango de 65-302 µg/kg, con valores promedio dentro del canal de (91 ± 56 mg/ kg) y valores más bajos fuera de este (promedio: 29 ± 25 µg/kg) (Tosic et al., 2017). En cuanto a las concentraciones de metilmercurio entre la bahía y el canal, se identificó que aproximadamente 2 del 20% del metilmercurio detectado se encontraba disponible para ser absorbido a través del tejido de los organismos acuáticos. Teniendo en cuenta las concentraciones de mercurio en los puntos seleccionados para el presente estudio, los niveles más bajos de mercurio fueron encontrados en punta Barú (promedio de 29 ± 25 µg/kg) (Tosic et al., 2017) y las

mayores concentraciones se encontraron entre Caño del Oro y Bocachica (1339 ± 113 $\mu\text{g}/\text{kg}$). A pesar, de las bajas concentraciones obtenidas en puntos fuera de la bahía, el mercurio fue uno de los metales encontrados en mayor concentración tanto en organismos marinos como aves costeras y poblaciones humanas en comunidades pesqueras, como lo son Caño del Oro y Bocachica (Tosic et al., 2017).

Contexto biofísico

La ciudad de Cartagena está localizada en el norte del departamento de Bolívar sobre la orilla del Mar Caribe. Se encuentra a $10^{\circ} 25' 30''$ latitud Norte y $075^{\circ} 32' 25''$ de longitud Oeste respecto al Meridiano de Greenwich. Entre los elementos geográficos más importantes de la ciudad se encuentran las formaciones insulares de Barú y Tierra Bomba junto con otras islas menores, el Archipiélago del Rosario, la Bahía de Cartagena, Bahía de Barbacoas, y lagunas costeras como la Ciénaga de La Virgen. La zona es además un área de confluencia marina y fluvial debido a la presencia de las desembocaduras del Canal del Dique que generan formaciones del tipo delta en la Bahía de Cartagena y Barbacoas (CIOH, 2011).

El área cuenta con una humedad promedio del 90%, con un clima semiárido. El régimen climático de la región se encuentra bajo la influencia de los desplazamientos Norte-Sur de la zona de Convergencia Intertropical, la cual es un cinturón semicontinuo de bajas presiones localizado entre las regiones Subtropicales de los hemisferios Norte y Sur (CIOH, 2011). Las precipitaciones se caracterizan, por una época húmeda que va desde el mes de abril al de noviembre, incluso en ocasiones se extiende hasta la segunda semana del mes de diciembre.

El período seco inicia desde el mes de diciembre hasta marzo, con promedios entre 1.0 y 37.0 mm/mes. Asimismo, el número de días con precipitación oscila a lo largo del año entre 0 y 17 días. Las temperaturas máximas presentan valores de 31.5°C y las mínimas entre 26.8°C y 27.1°C (CIOH, 2011).

Contexto Socioeconómico

La ciudad presenta un alto tráfico marítimo, con un total de 44% de exportaciones y el 21% de las importaciones del país. Cartagena cuenta con una bahía conformada por 52 muelles, de los cuales 17 están dedicados al comercio internacional. La ciudad representa una participación del 12.5% en el tráfico total de carga del país (CARDIQUE, 2006).

Canal del Dique

El canal del Dique está localizado al Norte del departamento de Bolívar, este comunica el río Magdalena con la bahía de Cartagena. El canal facilita la movilización de carga y transporta alrededor de 10 millones de metros cúbicos de sedimentos al año de los cuales, el 35% llegan directamente a la bahía de Cartagena (CARDIQUE, 2006).

Adicionalmente, Barú es una zona costera ubicada en la península, cerca de la ciudad de Cartagena. El área delimita la bahía, y está favorecida para actividades portuarias debido a la profundidad de sus aguas y a la protección de los vientos (Martinez & Florez, 1993). Su población se dedica en ciertos casos a la pesca de mar abierto.

Caño del Oro es un corregimiento del distrito de Cartagena, ubicado en la isla de Tierra Bomba, donde la mayoría de la población se dedica pesca, siendo esta actividad su única fuente de ingreso (Herrera, 2016).

6.3.2. Diseño del estudio

Este estudio se desarrolló en la ciudad de Cartagena, en dos áreas de muestreo:

- Punta Barú
- Bajo del medio

Teniendo en cuenta los puntos de muestreo seleccionados para la captura de *C. crysos* en el año 2016, se tomaron los mismos puntos de captura para dicha especie y para *P. volitans*.

Tabla N°5. Sitios de captura con sus respectivas coordenadas.

Corregimiento	Sitio de captura	Coordenadas		Número de individuos colectados de <i>Pterois volitans</i> (n)	Número de individuos colectados de <i>Caranx crysos</i> (n)
Barú	Punta de Barú	Norte 10°07'49.88"	Oeste 75°42'25.75"	7	7
Caño del oro	Bajo del Medio	10°19'17.16"	75°31'58.25"	5	7

Se realizaron capturas en dos sitios de muestreo y se colectaron entre 5 y 7 individuos de cada especie, por sitio.

Tabla N°6. Formato de toma de datos para pescadores.

Fecha y hora de pesca	Especie	Persona que colecta los datos	Lugar de captura	Sexo del pescado (espichar un poco el estómago, si salen	Talla (cm)	Peso (g)	Arte de pesca (trasmallo, etc.) y comentarios (decir si observan
-----------------------	---------	-------------------------------	------------------	--	------------	----------	--

				huevitos, es hembra, sino es macho)			algo raro en el pescado)

6.3.3. Análisis químicos

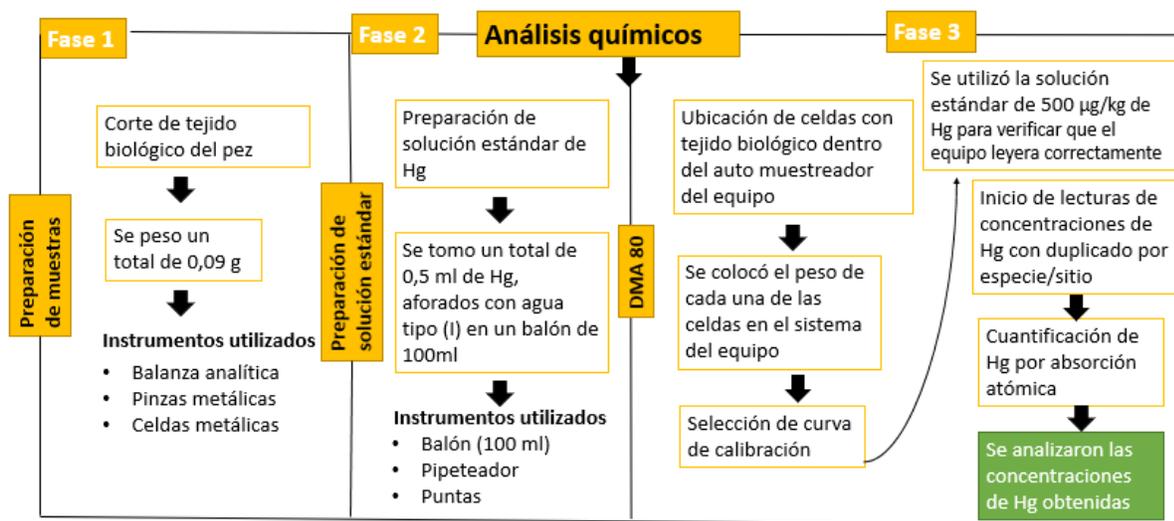


Figura N°10. Diagrama de flujo de las etapas de los análisis químicos realizados.

Existen diferentes metodologías para la determinación de mercurio en los tejidos de los peces, la metodología más utilizada es la absorción atómica con la técnica de vapor frío (ASA) (Panichev et al., 2015; Chaves, 2016), Esta técnica permite la determinación directa con la única condición de que el mercurio contenido sea reducido al estado metálico Hg^0 (Chaves, 2016). Posteriormente, el vapor formado es arrastrado por un gas inerte hacia una celda de cuarzo en la cual se produce el proceso de la absorción atómica (Chaves, 2016). En cuanto a sus desventajas el método requiere de una mayor inversión de tiempo y puede ser complicado debido a la posibilidad de pérdidas por volatilización o digestión incompleta, así como la contaminación de las muestras (Kuboyama et al., 2005; Chaves, 2016). En el presente estudio, se utilizó un analizador directo de mercurio DMA, esta técnica se reconoce como una de las mejores alternativas propuestas para la determinación de trazas de mercurio en matrices complejas (Butala et al., 2006; Ipolyi et al., 2004; Ikem et al., 2005; Carbonell et al., 2009; Torres et al., 2012 y Viera et al., 2014; Chaves, 2016). Este equipo puede analizar tanto muestras sólidas como líquidas y no requiere ningún tratamiento previo. La eficiencia del equipo depende la homogeneidad de la muestra que se esté tratando (Chaves, 2016). El único inconveniente presentado por este método es que la cantidad

de la muestra se limita a 100 mg, sin embargo, el método DMA ofrece límites de detección y cuantificación más bajos que el método CV AAS (Vieira et al., 2014; Chaves, 2016).

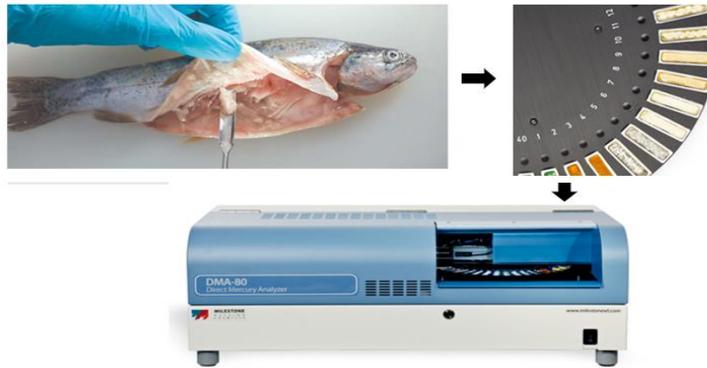


Figura N°11. Proceso de análisis para tejido biológico de pez en el analizador directo de mercurio DMA 80. Fotografías tomadas de: <https://www.milestonesrl.com/es/mercurio/dma-80.html?view=featured>

6.3.4. Resultados

Con el fin de identificar qué especie sería comparada con *P. volitans*, se realizó el cálculo de tres índices (Figura 11;23) entre cuatro especies en las cuales se midieron concentraciones de mercurio en estudios previos (Herrera, 2016; Aguirre-Rubí et al., 2017). De las cuatro especies, tres son especies de peces: cojinúa (*C. crysos*), barbudo (*S. herzbergii*), pargo (*L. synagris*); y una especie de bivalvo, la ostra de mangle (*C. rhizophorae*).

Índice de contaminación acumulada

*CPI (por sus siglas en inglés para Cumulative Pollution index)

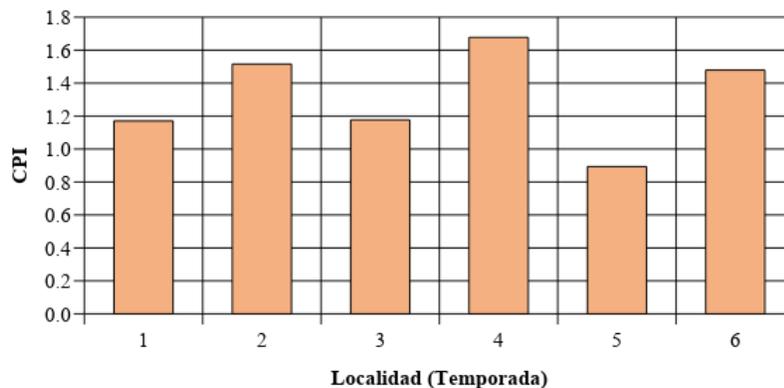


Figura N°12. CPI ostra mangle (*C. rhizophorae*) por localidad y temporada.

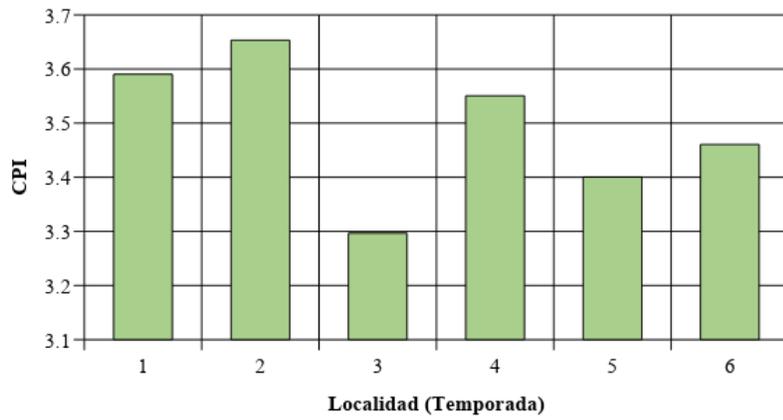


Figura N°13. CPI de barbudo (*S. herzbergii*) por localidad y temporada.

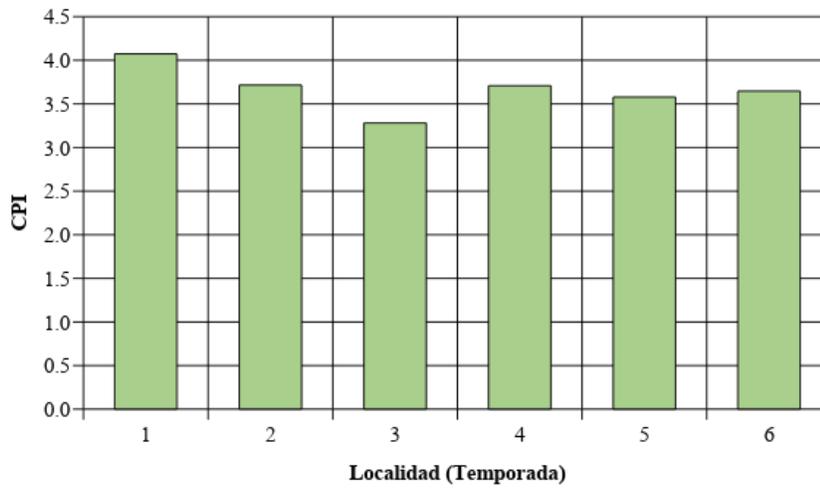


Figura N°14. CPI de cojinúa (*C. crysos*) por localidad y temporada.

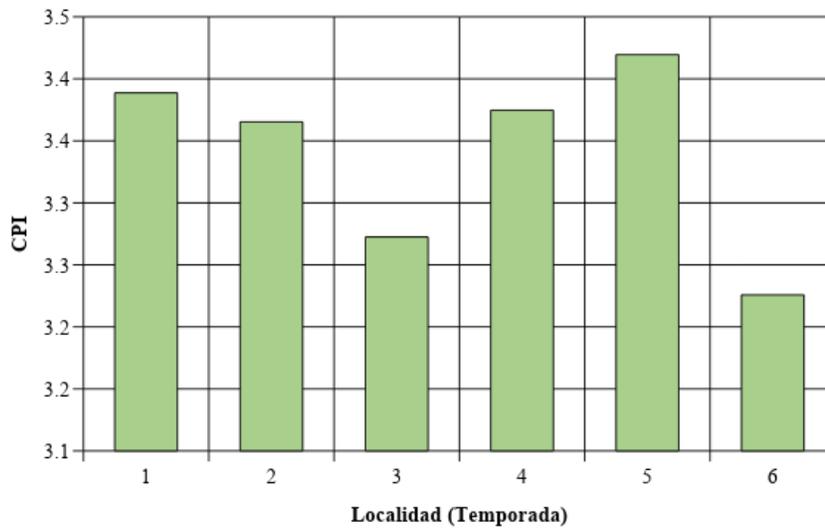


Figura N°15. CPI de pargo (*L. synagris*) por localidad y temporada.

Índice de carga del contaminante

*PLI (por sus siglas en inglés para Pollution load index).

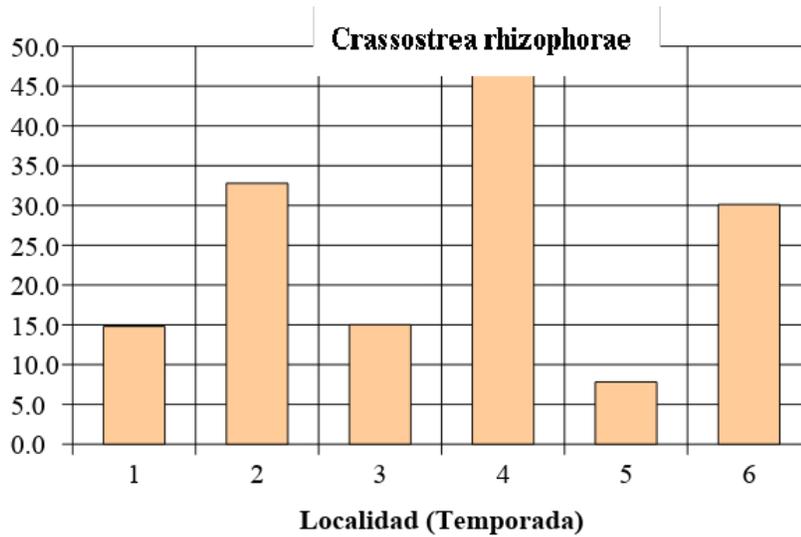


Figura N°16. PLI ostra mangle (*C. rhizophorae*) por localidad y temporada.

Barbudo (*Sciades herzbergii*)

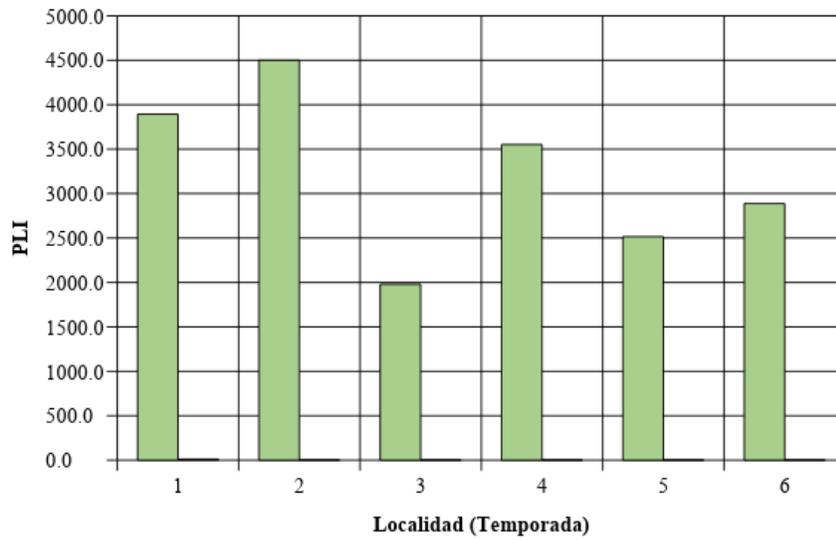


Figura N°17. PLI barbudo (*S. herzbergii*) por localidad y temporada.

Cojinúa (*Caranx crysos*)

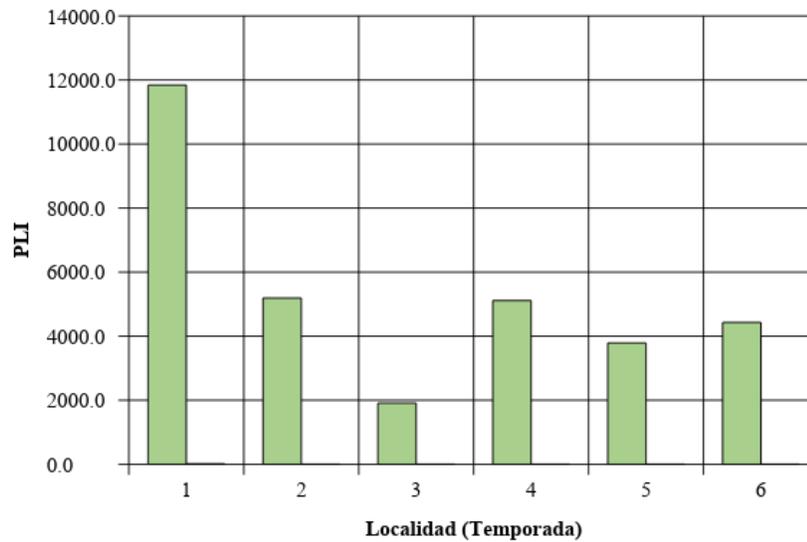


Figura N°18. PLI cojinúa (*C. crysos*) por localidad y temporada.

Pargo (*Lutjanus synagris*)

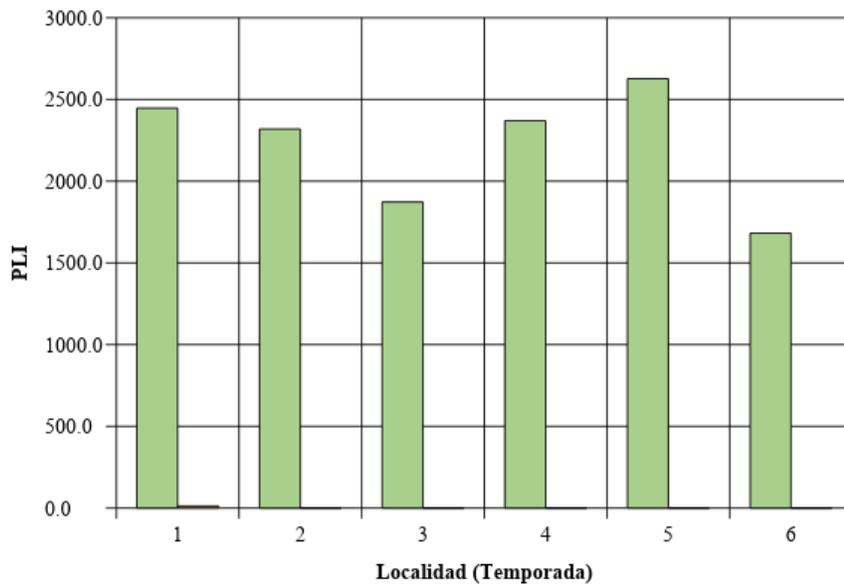


Figura N°19. PLI pargo (*L. synagris*) por localidad y temporada.

Factor de bioacumulación

*BAF (por sus siglas en inglés para Biacumulation factor).

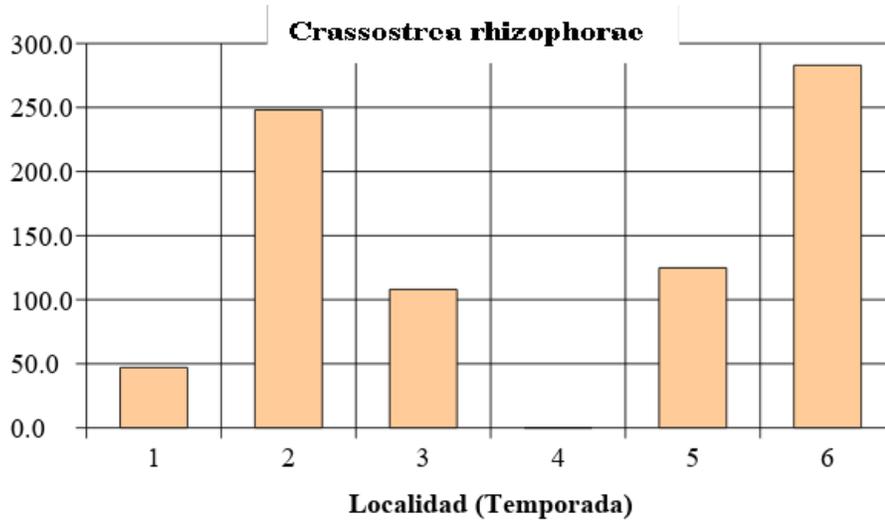


Figura N°20. BAF ostra mangle (*C. rhizophorae*) por localidad y temporada.

Barbudo (*Sciades herzbergii*)

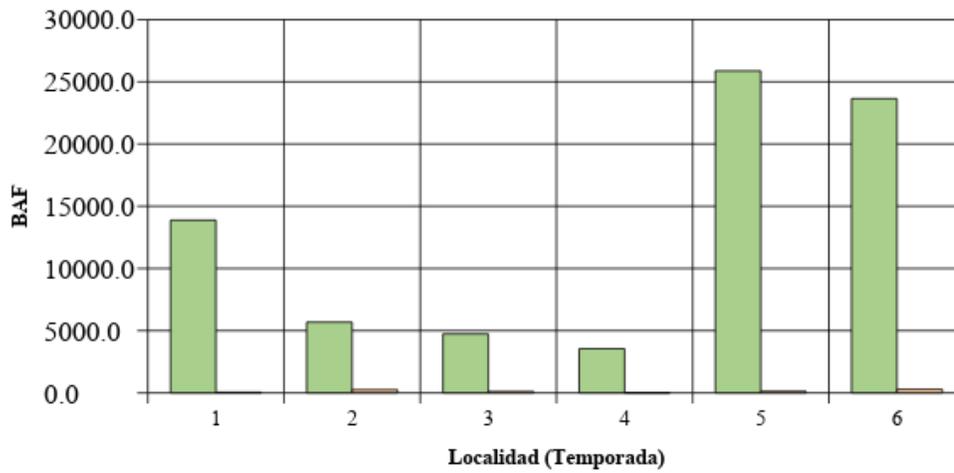


Figura N°21. BAF barbudo (*S. herzbergii*) por localidad y temporada.

Cojinua (*Caranx crysos*)

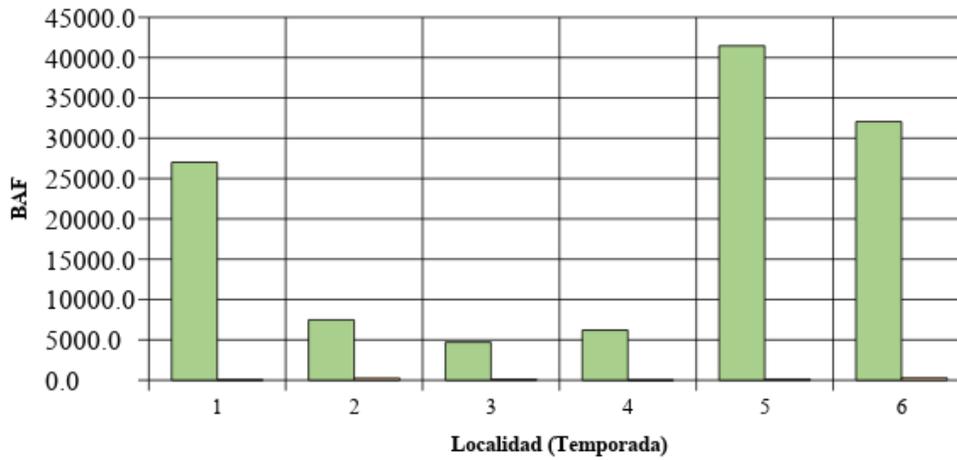


Figura N°22. BAF cojinúa (*C. crysos*) por localidad y temporada.

Pargo (*Lutjanus synagris*)

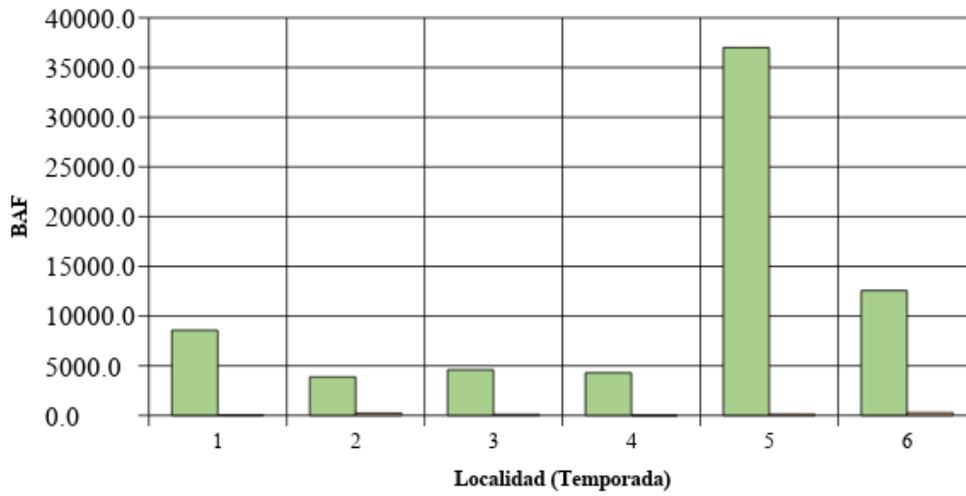


Figura N°23. BAF pargo (*L. synagris*) por localidad y temporada.