



UNIVERSIDAD DEL SINÚ

Elías Bechara Zainúm

EVALUACIÓN DE LA BIOACUMULACIÓN DE MERCURIO EN EL BIVALVO
Isognomon alatus (GMELIN, 1791) Y SU RELACIÓN CON LA ÉPOCA
CLIMÁTICA EN CARTAGENA DE INDIAS, CARIBE COLOMBIANO

SKASQUIA SHARLIN UCROS RODRIGUEZ
FREDDY ARTURO ARAQUE ROMANY

Trabajo Investigativo para optar al título de Biólogo Marino

Directora
Dra. PATRICIA ROMERO MURILLO

UNIVERSIDAD DEL SINÚ SECCIONAL CARTAGENA
FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES
ESCUELA DE BIOLOGÍA MARINA
CARTAGENA DE INDIAS
2023



DEDICATORIA

Mi trabajo investigativo se lo dedico con todo mi amor y cariño a mis padres, Juan Carlos Ucros Porras y Piedad Cristina Rodriguez Jimenez, quienes se esforzaron grandemente en ayudarme a realizar mis sueños, nunca me limitaron y siempre me brindaron todo lo que está en sus manos. También a mi bisabuela Georgina Méndez quien desde niña me impulso a ser una gran profesional y a mi abuelita Miriam Manjarez Pineda que durante su vida siempre fue un ejemplo de superación y que hoy me cuida desde el cielo.

Los amo mucho.

Skasquia Ucros Rodriguez

“El mar conmueve el corazón, inspira la imaginación y le brinda alegría al alma”

Wyland

A mi abuelo principalmente, por siempre inculcarme conocimientos y su amor por lo que se hace. A mis padres, por todo el amor brindado y motivarme siempre a seguir adelante y no desfallecer. A mis hermanos, por brindarme su hombro y apoyo moral siempre. Al café y al azúcar, por siempre estar conmigo en las noches de desvelo.

Freddy Araque Romany

"No hay obstáculos imposibles; solo hay voluntades fuertes y débiles"

Julio Verne



AGRADECIMIENTOS

Agradecemos en primer lugar a Dios, por brindarnos salud y vida para llegar hasta este momento. Deseamos expresar agradecimiento a nuestra directora de proyecto, la Dra. Patria Romero Murillo, por su dedicación, apoyo, esfuerzo y dirección brindada a nuestro trabajo investigativo. Gracias por la confianza y consagración ofrecida a nosotros.

También al cuerpo de docentes de la escuela de Biología Marina por su apoyo profesional, los buenos momentos vividos y todas las enseñanzas transmitidas. Especialmente al docente Esteban Zarza Gonzales por su orientación, apoyo y atención en nuestras primeras salidas de campo, al docente Carlos Henry por su ayuda brindada en el transcurso de la realización de nuestro proyecto, y al Dr. Ricardo Sarmiento por su orientación y ayuda en la parte de las gráficas estadísticas de nuestro proyecto.

A la Universidad del Sinú, Seccional Cartagena, por prestarnos sus laboratorios para la realización de nuestro proyecto y su financiamiento por medio del proyecto docente dentro del cual se encontraba este. A la Universidad de Medellín por el apoyo prestado para los análisis de mercurio en los organismos y el material suspendió. Asimismo, a las auxiliares de laboratorio, Mercy Berrio y Thania Ozuna, por todos sus servicios, ayuda y dedicación mientras realizábamos la fase de laboratorio. También a nuestro compañero y amigo Juan Villalba quien nos apoyó en las salidas de campo y en el laboratorio y con el que estamos muy agradecidos por ayudarnos sin esperar nada a cambio.

Yo Skasquia Ucros Rodriguez, deseo bríndale mis agradecimientos de forma individual a mi familia, especialmente a Nancy Rodriguez, Carmen Jimenez, Icela Rodriguez, Malena Rodriguez, Lilibeth Rodriguez y Lisbeth Rodriguez por todos los apoyos brindados cuando los tiempos fueron difíciles. A mi vecina la señora Irene Alfaro quien desde el inicio de este sueño declaró que llegaría a realizar grandes cosas y ora a Dios para que me acompañe y me ayude a que todo salga bien. Además, a mi mejor amiga Keyla Gomez y a mi pareja y compañero de aventuras Sebastián González por todos sus consejos, guías y acompañamientos a lo largo de este camino. Finalmente, a todos mis amigos y seres queridos que siempre los llevo en mi corazón, destacando a mis amigas Katherin Garcia, Isabella posada y Laura Llano por ser acompañarme a lo largo de camino y brindarme su sincera amistad.

Yo Freddy Araque Romany agradezco de forma individual a mis amigos más cercanos a Juan Diego Montoya, Leonardo Arbeláez y María José Ochoa por creer en mí, a mi familia, especialmente a mi abuela Elsa Moscote, a mi abuela Leonor Blanco por sus enseñanzas y por extender su apoyo e interés, a mis tíos por estar presentes conmigo en mi proceso y a mis profesores del colegio por aportar sus escalones en el conocimiento.



TABLA DE CONTENIDO

	<u>Pág.</u>
1. INTRODUCCIÓN	13
2. JUSTIFICACIÓN.....	15
3. REVISIÓN LITERARIA	16
3.1. MARCO TEÓRICO	16
3.1.1. Aspectos generales de <i>Isognomon alatus</i>	16
3.1.2. Contaminación por mercurio en la Bahía de Cartagena.....	17
3.1.3. Generalidades del mercurio como contaminantes en ambientes estuarinos	18
3.1.4. Biomonitores y biomonitoreo ambiental.....	19
3.1.5. Relación de la contaminación por metales con el material suspendido y los bivalvos en áreas estuarinas	19
3.2. ESTADO DEL ARTE / ANTECEDENTES.....	20
4. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA / PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN..	21
5. OBJETIVOS.....	24
5.1. OBJETIVO GENERAL	24
5.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	24
6. HIPÓTESIS	25
7. METODOLOGÍA	25
7.1. TIPO DE INVESTIGACIÓN	25
7.2. DISEÑO MUESTRAL	25
7.3. ÁREA DE ESTUDIO.....	26
7.4. FASE DE CAMPO	28
7.5. FASE DE LABORATORIO.....	28
7.5.1. Preparación de organismos y toma de medidas morfológicas....	28
7.5.2. Pretratamiento de muestras	28
7.5.3. Análisis de mercurio	29
7.5.4. Estándares de calidad en el laboratorio.....	29
7.6. ANÁLISIS DE INFORMACIÓN	29



7.6.1. Análisis estadístico.....	29
7.6.2. Factor de bioconcentración	30
8. RESULTADOS.....	30
8.1. PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS Y AMBIENTALES	30
8.2. CONCENTRACIÓN DE MERCURIO TOTAL PARA BIVALVOS Y MATERIAL SUSPENDIDO EN SITIOS Y ÉPOCAS	32
8.3. FACTOR DE BIOCONCENTRACIÓN.....	37
9. DISCUSIONES.....	39
9.1. CONCENTRACIÓN DE MERCURIO TOTAL CON RESPECTO AL MATERIAL SUSPENDIDO	39
9.2. CONCENTRACIÓN DE MERCURIO TOTAL EN BIVALVOS	41
9.3. INTERACCIÓN ENTRE LAS CONCENTRACIONES DE MERCURIO TOTAL EN MATERIAL SUSPENDIDO, BIVALVOS Y LOS FACTORES DE BIOCONCENTRACIÓN	44
9.4. LÍMITES PERMISIBLES POR LAS AUTORIDADES PARA LAS CONCENTRACIONES DE MERCURIO TOTAL EN BIVALVOS	46
10. CONCLUSIONES	47
11. RECOMENDACIONES	48
12. BIBLIOGRAFÍA	48
13. ANEXOS	55



LISTA DE TABLAS

Tabla 1: Características de los sitios de muestreos. Donde CV2 es Ciénaga de los Vásquez, CH Ciénaga Honda y CV1 es Ciénaga de la Virgen.	27
Tabla 2: Promedios de las precipitaciones y temperaturas ambientes con respecto a las de épocas climáticas.	31
Tabla 3: Promedios de las tallas y pesos de cada sitio y época. LI es época de lluvias, T es temporada de transición, S es época seca, CV2 es Ciénaga de los Vásquez, CH Ciénaga Honda y CV1 es Ciénaga de la Virgen.	32
Tabla 4: Prueba post hoc de Tukey para la interacción en muestras de mercurio total de <i>I. alatus</i> . Las diferencias son significativas.	36
Tabla 5: Modelo lineal generalizado (GLM) de las concentraciones de HgT en <i>I. alatus</i> , material suspendido y factor de bioacumulación con relación a las épocas climáticas, sitios e interacción. Valores significativos estadísticamente ($p < 0,05$) con ***	38
Tabla 6: Concentraciones de HgT ($\mu\text{g/g p.s}$) en plancton y material suspendido.	41
Tabla 7: Concentraciones de HgT ($\mu\text{g/g p.s}$) en las referencias encontradas para diferentes especies de bivalvos.	43
Tabla 8: Factor de bioconcentración de HgT en muestras de bivalvos y agua marina o sedimentos en las referencias encontradas.....	46
Tabla 9: Límites permisibles por las autoridades nacionales e internacionales, expresado en $\mu\text{g/g}$	47



LISTAS DE FIGURAS

Figura 1: Diferentes vistas de la ostra plana <i>Isognomon alatus</i> . A) vista de la distribución de los órganos internos de la especie. B) Individuo cerrado donde se aprecian sus características morfológicas externas. C) vista externa de las dos valvas. D) vista interna de las dos valvas. Foto de Ucros-Rodriguez.	17
Figura 2: Ciénaga de los Vásquez. Foto de Ucros-Rodriguez.	22
Figura 3: Ciénaga Honda. Foto de Ucros-Rodriguez.	22
Figura 4: Ciénaga dela Virgen. Foto de Ucros-Rodriguez.	23
Figura 5: Diseño muestral. Donde CV1 (Ciénaga de la Virgen), CV2 (Ciénaga de los Vásquez) y CH (Ciénaga Honda). Mapa realizado con Programa QGIS Desktop 3.22.3 (QGIS Development Team, 2023).	26
Figura 6: Promedios de las salinidades por sitio de muestreo durante las tres épocas climáticas. LI es época de lluvias, T es temporada de transición, S es época seca, CV2 es Ciénaga de los Vásquez, CH Ciénaga Honda y CV1 es Ciénaga de la Virgen. En los años 2022 y 2023.	31
Figura 7: Figura de Box-plot del material suspendido en el agua según la interacción . LI es época de lluvias, T es temporada de transición, S es época seca, CV2 es Ciénaga de los Vásquez, CH Ciénaga Honda y CV1 es Ciénaga de la Virgen.	33
Figura 8: Concentración de mercurio total (HgT) en tejido blando de <i>I. alatus</i> . LI es época de lluvias, T es temporada de transición, S es época seca, CV2 es Ciénaga de los Vásquez, CH Ciénaga Honda y CV1 es Ciénaga de la Virgen. En los años 2022 y 2023.	34
Figura 9: Concentración de mercurio total (HgT) en material suspendido. LI es época de lluvias, T es temporada de transición, S es época seca, CV2 es Ciénaga de los Vásquez, CH Ciénaga Honda y CV1 es Ciénaga de la Virgen. En los años 2022 y 2023.	35
Figura 10: Figura de Box-plot de las concentraciones de mercurio total (HgT) en tejido blando de <i>I. alatus</i> según la interacción. LI es época de lluvias, T es temporada de transición, S es época seca, CV2 es Ciénaga de los Vásquez, CH Ciénaga Honda y CV1 es Ciénaga de la Virgen.	36
Figura 11: Gráfico Box-plot de las concentraciones de mercurio total en el material suspendidos según la interacción. LI es época de lluvias, T es temporada de transición, S es época seca, CV2 es Ciénaga de los Vásquez, CH Ciénaga Honda y CV1 es Ciénaga de la Virgen.	37
Figura 12: Gráfico Box-plot del factor de bioconcentración de mercurio total ($\mu\text{g/g}$ p.s) entre <i>I. alatus</i> y el material suspendido. LI es época de lluvias, T es temporada de transición, S es época seca, CV2 es Ciénaga de los Vásquez, CH Ciénaga Honda y CV1 es Ciénaga de la Virgen.	38



LISTA DE ECUACIONES

Ecuación 1: Fórmula para determinar el factor de bioconcentración.....	30
---	----



LISTA DE ANEXOS

Anexo 1: Límites permisibles por las autoridades en contenido de mercurio total ($\mu\text{g/g}$) en las muestras de bivalvos. Los rangos límites para el Programa de Vigilancia de Mejillones de la NOAA de EE. UU son bajo (0,00-0,07 $\mu\text{g/g}$), medio (0,08-0,15 $\mu\text{g/g}$) y alto (0,16-0,33 $\mu\text{g/g}$). Para el Ministerio de Salud y Protección social colombiano el límite es superior a 0,10 $\mu\text{g/g}$. Donde **CV2** representa a Ciénaga de los Vásquez, **CH** es Ciénaga Honda y **CV1** simboliza a Ciénaga de la Virgen. El **código** está compuesto por sitio-punto-replica. El **color azul** representa al Programa de Vigilancia de Mejillones de la NOAA de EE. UU., el más claro es el rango bajo y el tono más fuerte es el rango medio. El **color gris** es el límite establecido por el Ministerio de Salud en el año 2013.....55



Evaluación de la bioacumulación de mercurio en el bivalvo *Isognomon alatus* (Gmelin, 1791) y su relación con la época climática en Cartagena de Indias, Caribe colombiano

Título corto: Evaluación de la bioacumulación de mercurio en el bivalvo *Isognomon alatus* (Gmelin, 1791) en Cartagena de Indias

RESUMEN

La Bahía de Cartagena representa un cuerpo de agua costero de gran importancia donde convergen algunas actividades económicas y turísticas importantes en la ciudad, como el desarrollo urbano, pesca artesanal, actividades marítimas y portuarias, entre otras. Sin embargo, ha sido identificado a su vez como una zona con gran concentración de metales pesados, entre ellos el mercurio (Hg), un metal con gran potencial tóxico y fácilmente bioacumulable por la biota presente en esta área. Los bivalvos, a pesar de no ser grupo ampliamente utilizado en la detección de metales en el ambiente, representan un conjunto de organismos con gran potencial como biomonitores, dentro de estos se encuentra *Isognomon alatus*. El cual presenta gran distribución en el Mar Caribe con tolerancia a concentraciones altas de metales y cambios de salinidad, pH y temperatura. Asimismo, no se ha tenido en cuenta por más de 30 años en las investigaciones realizadas en la ciudad, a pesar del potencial mencionado y su importante presencia a lo largo de la bahía. Este estudio evaluó la bioacumulación de Hg en *I. alatus* en tres sitios a lo largo de la Bahía de Cartagena, Ciénaga Honda (CH), Ciénaga de la Virgen (CV1) y Ciénaga de los Vázquez (CV2). Así como en tres diferentes épocas climáticas (lluvia, transición y seca). Se recolectaron 828 individuos con un tamaño ≥ 5 cm, los cuales fueron lavados, secados y almacenados a -20°C posterior a su registro de medidas y peso. A su vez, se filtraron muestras de agua con material suspendido en filtros Whatman, separándolas en 3 réplicas por sitio de muestreo. Se secaron las muestras a 60°C por 48 horas, y se determinó la concentración de mercurio total según el método EPA 7473 basado en la descomposición térmica y espectroscopía de absorción atómica. Se presentó la concentración más alta (CV1 con $0,12 \pm 0,02$ $\mu\text{g/g p.s}$) y baja (CV2 con $0,06 \pm 0,01$ $\mu\text{g/g p.s}$) de HgT para los bivalvos en época seca. Mientras que para las concentraciones del material suspendido la más alta (transición: $0,37 \pm 0,12$ $\mu\text{g/g p.s}$) y baja (lluvias: $0,12 \pm 0,01$ $\mu\text{g/g p.s}$) se midieron en CV1. Así mismo CV2 presentó diferencias significativas en relación con los otros los sitios (CH: 0,0003 y CV1: 0,000001). Los valores de concentración de Hg obtenidos en el material suspendido presentan los registros más bajos en comparación a valores máximos de otros estudios. Este no tuvo mayor impacto en la concentración de Hg para los individuos de *I. alatus*, quienes pueden adquirir metales mediante la absorción cuando el agua entra en contacto con branquias y otros tejidos. *I. alatus* es idóneo para realizar biomonitoreo de mercurio ya que cumple con las características de un biomonitor y detecta concentraciones de este metal en el ambiente. Finalmente, los bivalvos sobrepasaron los límites establecidos por entes nacionales e internacionales, lo cual define a la Bahía de Cartagena como un cuerpo de agua afectado por las concentraciones de mercurio, por lo que se recomienda investigar más a fondo sobre esta temática.

Palabras claves: Bahía de Cartagena, Biomonitor, *Isognomon alatus*, Material suspendido, Mercurio.



Mercury bioaccumulation evaluation in the bivalve *Isognomon alatus* (Gmelin, 1791) and its relationship with the climatic season in Cartagena de Indias, Colombian Caribbean.

Short title: Mercury bioaccumulation evaluation in the bivalve *Isognomon alatus* (Gmelin, 1791) in Cartagena de Indias.

ABSTRACT

The Cartagena's Bay represents a highly important coastal body of water where some important economic and tourist activities converge in the city, such as urban development, artisanal fishing, maritime and port activities, among others. However, it has also been identified as an area with a high concentration of heavy metals, including mercury (Hg), a metal with great toxic potential and easily bioaccumulated by the biota present in this area. Bivalves, despite not being a group widely used in the detection of metals in the environment, represent a group of organisms with great potential as biomonitors, including among them *Isognomon alatus*, which has a wide distribution in the Caribbean Sea with tolerance to high concentrations of metals and changes in salinity, pH and temperature. Likewise, it has not been taken into account for more than 30 years in the investigations carried out in the city, despite the aforementioned potential and its important presence throughout the bay. This study evaluated Hg bioaccumulation in *I. alatus* at three sites along the Bahía de Cartagena, Ciénaga Honda (CH), Ciénaga de la Virgen (CV1), and Ciénaga de los Vázquez (CV2). As well as in three different climatic seasons (rainy, transition and dry). 828 individuals with a size ≥ 5 cm were collected, which were washed, dried and stored at -20°C after recording their measurements and weight. At the same time, water samples with suspended material were filtered in Whatman filters, separating them into 3 replicates per sampling site. The samples were dried at 60°C for 48 hours, and the total mercury concentration was determined according to the EPA 7473 method based on thermal decomposition and atomic absorption spectroscopy. The highest (CV1 with 0.12 ± 0.02 $\mu\text{g/g p.s}$) and low (CV2 with 0.06 ± 0.01 $\mu\text{g/g p.s}$) concentration of HgT for bivalves in the dry season was presented. While for the concentrations of the suspended material the highest (transition: 0.37 ± 0.12 $\mu\text{g/g p.s}$) and low (rain: 0.12 ± 0.01 $\mu\text{g/g p.s}$) were measured in CV1. Likewise, CV2 presented significant differences in relation to the other sites (CH: 0.0003 and CV1: 0.0000001). The Hg concentration values obtained in the suspended material present the lowest records compared to maximum values from other studies. This had no major impact on Hg concentration for *I. alatus* individuals, who can acquire metals through absorption when water comes into contact with gills and other tissues. *I. alatus* is ideal for performing mercury biomonitoring since it meets the characteristics of a biomonitor and detects concentrations of this metal in the environment. Finally, the bivalves exceeded the limits established by national and international entities, which defines the Cartagena's bay as a body of water affected by mercury concentrations, for which it is recommended to investigate further on this subject.

Keywords: Biomonitor, Cartagena Bay, *Isognomon alatus*, Mercury, Suspended material.



UNIVERSIDAD DEL SINU

Elías Bechara Zainúm



1. INTRODUCCIÓN

Los estuarios son ecosistemas que poseen condiciones especiales debido a la mezcla de agua dulce y salada, que le proporcionan factores ambientales dinámicos con altos niveles de productividad (Kehrig *et al.*, 2009). También, presentan un gradiente ambiental con particularidades físicas, químicas y biológicas como salinidad, granulometría, flora y fauna. Asimismo, es una de las vías principales de transferencia de aguas, nutrientes, sedimentos y contaminantes de los continentes a los océanos. Estos últimos ocasionan efectos ecológicos y toxicológicos en poblaciones, comunidades y ecosistemas a los que llegan (Pereira *et al.*, 2020). Por esta razón, en la actualidad, estos ambientes sufren grandes alteraciones en su dinámica ecológica debido a la gran cantidad de desechos que ingresan a ellos, a causa del incremento en las actividades industriales y urbanización (Laino-Guanes *et al.*, 2015; Okereafor *et al.*, 2020).

Entre estos compuestos se encuentran los metales, los cuales son elementos químicos ubicados en la parte izquierda de la tabla periódica y que se clasifican en alcalinos y alcalinotérreos. Las características propias de cada metal están dadas por su estructura electrónica y en general predominan los enlaces metálicos (entre átomos del mismo elemento) e iónicos (entre un metal y un no metal). Con estos forman diferentes tipos de compuestos, metales en estado elemental, compuestos inorgánicos (halogenuros, hidroxilos, oxácidos) y orgánicos (alquilos, acetatos, fenilos) (Ferrer, 2003). Cabe destacar que algunos son esenciales para los organismos vivos, pero al superar ciertos niveles producen alteraciones a las funciones fisiológicas e inclusive enfermedades (Calbet *et al.*, 2016). Pero, otros como el arsénico (As), cadmio (Cd), cromo (Co), mercurio (Hg) y plomo (Pb) tienen un alto potencial tóxico y no cumplen con una función fisiológica en los seres vivos por lo que se les considera compuestos altamente peligrosos. Se ha llegado a detectar que algunos de los metales pueden considerarse como agentes genotóxicos, es decir, que pueden causar modificaciones en la información genética (Laino-Guanes *et al.*, 2015).

En los estuarios los metales son principalmente transportados de manera disuelta o en forma de partículas. Los sedimentos de estos medios cumplen un papel importante en procesos de adsorción, desorción y disolución de dichos elementos. Por lo cual presentan comportamientos no conservativos, es decir, no consiguen sedimentarse, degradarse biológicamente y precipitarse por factores fisicoquímicos. La distribución de los metales en los estuarios se debe principalmente a los gradientes físicos que causan una estratificación asociada gradientes de salinidad. Esto afecta la sedimentación, partición, movilización y transporte de los metales en el agua, lo que causa una residencia mayor en el estuario (de Souza-Machado *et al.*, 2016). Así mismo, los metales en estos ambientes son de un interés particular ya que son residentes por periodos largos, bioacumulables, no se degradan, pueden llegar a ser tóxicos para los seres vivos y depositarse en los sedimentos. De estos últimos se pueden resuspender a la columna de agua mediante proceso de



perturbación antropogénica y quedar disponibles para ser introducidos en la cadena trófica (Jonathan *et al.*, 2017; Pereira *et al.*, 2020).

La contaminación generada por los metales se puede determinar mediante el análisis de aguas, sedimentos o inclusive la misma biota (Cogua *et al.*, 2012). Una forma de que este tipo de contaminantes ingresen en la red trófica es mediante el material suspendido, orgánico o inorgánico, que se encuentra en la columna de agua y que interactúa con los metales mediante la unión o absorción de estos (de Souza-Machado *et al.*, 2016). Luego son consumidos por animales filtradores como los bivalvos, los cuales son buenos biomonitores por sus características ecológicas y porque pueden acumular diversos contaminantes en su organismo, debido a mecanismos fisiológicos que evitan grandes daños a su salud (Wang & Lu, 2017; Rodrigues *et al.*, 2022).

Ahora bien, el mercurio es un metal que se produce de forma natural y no es esencial para los seres vivos ya que es altamente tóxico (Briant *et al.*, 2017; Pereira *et al.*, 2020). Las especiaciones de este en aguas naturales son ion metálico (H^{+2}), organometálico (ej: metilmercurio) y su forma metálica (Hg^0). Las características de cada especie y las interacciones con el medio con el que se rodean determina su transporte, transformaciones químicas o mecanismos de eliminación, como la sedimentación y volatilización. En los cuerpos de agua el mercurio se puede encontrar de manera libre (Hg^{+2}) o forman compuestos orgánicos o inorgánicos, que tienen una elevada tendencia a adsorberse en las partículas sólidas. También se puede encontrar en forma mercuriosa (Hg_2^{+2}) o metálica (Hg^0) (Salas, 2008).

Para el ser humano la principal vía de exposición a este metal es la alimentación y el mercurio se encuentra en forma metálica y/u organometálico. Si se exceden ciertos niveles de bioacumulación en el organismo se puede generar afectaciones en riñones, trastornos metabólicos, inmunológicos, neurológicos, entre otros, debido a que el mercurio orgánico es neurotóxico (Briant *et al.*, 2017; Okereafor *et al.*, 2020). En muchos estuarios el principal reservorio de mercurio corresponde a los sedimentos y este se encuentra en su especiación de ion libre (Hg^{+2}) (Kimbrough *et al.*, 2008). Llegan a estos cuerpos en su forma metálica (Hg^0) mediante aguas contaminadas con residuos de minerías, descargas de aguas industriales, fertilizantes, entre otros (Salas, 2008; Moncaleano-Niño *et al.*, 2022).

En cuanto a la Bahía de Cartagena las investigaciones sobre la contaminación generada por metales iniciaron a finales de 70's e inicios de los 80's. Este estudio se enfocó en las concentraciones de mercurio en los sedimentos y agua (Espinosa-Díaz *et al.*, 2021), por lo que dejaron a un lado el análisis de la interacción de este metal con la fauna (Campos, 1988). Con el transcurrir de los años y hasta estos días se han realizado estudios de las concentraciones de Hg en la bahía en peces de importancia comercial, aves costeras, pescadores, cangrejos, entre otros, (Olivero-Verbel *et al.*, 2008; Campos & Marrugo-Negrete, 2022).

Este trabajo está enmarcado en la línea de investigación de Ecología y Desarrollo Sostenible del semillero SINBIOMA y el grupo de investigación GIBEAM. Ambos



pertenecientes a la Escuela de Biología Marina, dentro de los proyectos de investigación docente "Identificación de herramientas biológicas en bivalvos con potencial para monitoreo y captura de metales en la Bahía de Cartagena y alrededores, Caribe colombiano Fase I" e "Identificación de herramientas biológicas en bivalvos con potencial para monitoreo de metales en la Bahía de Cartagena y alrededores, Caribe colombiano Fase II: Respuestas Genéticas y Moleculares" con los códigos BIOM-PD/2020-04 y BIOM/PD-2022-05 respectivamente.

2. JUSTIFICACIÓN

En la Bahía de Cartagena se han desarrollado a lo largo de su historia diversas actividades antropogénicas que han contribuido a la presencia de mercurio en este cuerpo de agua (Moncaleano-Niño *et al.*, 2022). Según el estudio de Espinosa-Díaz *et al.* (2021) la evolución de la concentración de mercurio en los sedimentos tiende a presentar un aumento y dividirse en dos periodos. Entre los años 1970 a 1974 el tiempo de vida media ambiental era de $3,0 \pm 0,4$ años, mientras que de 1974 hasta el 2010 este fue de $8,6 \pm 0,3$ años. Así mismo a lo largo del tiempo se han registrado las concentraciones de mercurio mediante monitoreos de agua, sedimentos, material suspendido, fauna (Campos & Marrugo-Negrete, 2022) y cabellos y sangre humana (Manjarres-Suarez & Olivero-Verbel, 2020).

Ahora bien, la acumulación de mercurio es una problemática de gran importancia desde el punto de vista de la salud pública y ambiental, ya que produce afectaciones a fauna y los seres humanos (Putri *et al.*, 2012). La Bahía de Cartagena no queda por fuera de esta situación y las personas y animales que son dependientes a esta pueden presentar deterioro en su salud por las concentraciones de mercurio que presenta la bahía (Moncaleano-Niño *et al.*, 2022).

A nivel mundial las investigaciones que utilizan *I. alatus* para medir las concentraciones de metales en las aguas marinas han sido de muy poco interés. Solo se han encontrado estudios en Malasia (Yap *et al.*, 2011), las costas francesas (Briant *et al.*, 2017), Puerto Rico (Rodrigues *et al.*, 2022), República Dominicana (Sbriz *et al.*, 1998), Venezuela (Jaffé *et al.*, 1998) y San Andrés (Romero-Murillo *et al.*, 2023). En Colombia, a pesar de ser una especie nativa de distribución amplia sólo se registra en la bahía el estudio con esta especie de Campos (1988), el cual presenta una información desactualizada y no posee datos sobre Hg. Igualmente, dicha investigación tiene como resultado que este bivalvo cumple con todas las características necesarias para ser utilizado como un biomonitor. Junto a esto, en la actualidad la disminución de *Crassostrea rhizophorae* hace que *I. alatus* sea una especie de interés para los pescadores y un biomonitor (Siung, 1980).



La presente investigación está enfocada en la determinación de las concentraciones de Hg en *I. alatus* y el material suspendido en la Bahía de Cartagena. Esto con la finalidad de aportar y actualizar la información sobre los niveles de Hg que se presentan en este cuerpo hídrico. Particularmente en una especie nativa con gran potencial de biomonitoreo que por la disminución de *C. rhizophora* ha tomado más importancia en la comunidad de pescadores. Así como contribuir en el aumento de los estudios que utilizan a *I. alatus* como un biomonitor de metales.

3. REVISIÓN LITERARIA

3.1. MARCO TEÓRICO

3.1.1. Aspectos generales de *Isognomon alatus*

Isognomon alatus es un bivalvo perteneciente a la familia Isognomonidae que según Siung (1980) se encuentran en zonas tropicales y presenta una distribución amplia. Desde Florida (EEUU) hasta Tobago y Mar Caribe, siendo una especie nativa del Caribe colombiano. Según este autor, su hábitat corresponde a bosques de manglares ya que se encuentra adherido a raíces de *Rhizophora mangle*, sobre el sustrato lodoso de aguas poco profundas o sustrato artificial (embarcaderos, pilotes, etc.). Las conchas son planas (Fig. 1A, 1B) con una forma circular o alargada según la superficie en donde se encuentre o el hacinamiento en las agregaciones de individuos en donde crecen. Presenta una bisagra recta y alargada (Fig. 1C), un tamaño entre 4-9 cm y una coloración que oscila entre marrón-rojizo, amarillo y marrón casi negro, la que depende de la etapa del ciclo de vida en que se encuentre el individuo. Además, esta especie soporta salinidades entre 10-40 ‰, poseen líneas de crecimiento en la superficie de las valvas y en su interior tienen una capa nacarada perlada que llega hasta la línea paleal (Fig. 1D).

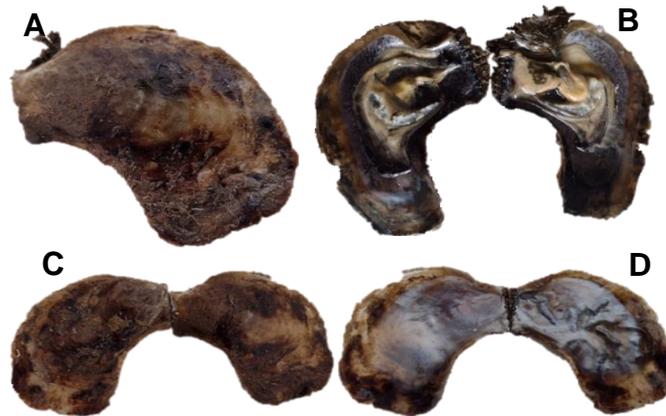


Figura 1: Diferentes vistas de la ostra plana *Isognomon alatus*. **A)** vista de la distribución de los órganos internos de la especie. **B)** Individuo cerrado donde se aprecian sus características morfológicas externas. **C)** vista externa de las dos valvas. **D)** vista interna de las dos valvas. Foto de Ucros-Rodriguez.

3.1.2. Contaminación por mercurio en la Bahía de Cartagena

En la Bahía de Cartagena se realizan diferentes tipos de actividades como son el desarrollo urbano, turismo, pesca artesanal, industria, servicios marítimos y portuarios, entre otras, que ocasionan una gran presión antropogénica a este cuerpo hídrico (Okerefor *et al.*, 2020; Espinosa-Díaz *et al.*, 2021). En la actualidad la ciudad hace uso de un emisario submarino para la disposición de las aguas residuales domésticas, pero el sistema de emergencias descarga a la bahía el drenaje urbano sin tratar (Caballero-Gallardo *et al.*, 2020). Además, la zona industrial de esta ciudad, que cuenta con más de 70 industrias, se localizan alrededor de este espejo de agua y en su mayoría descargan sus residuos de forma directa o indirecta. Sumado a este se encuentran numerosos puertos, con 57 áreas de atraque recreativas e industriales, y la importante operación marítima que implica, aproximadamente 5.000 atraques/año de buques de carga, servicios y cruceros (Tosic *et al.*, 2019).

Otra fuente de alta presión es el Canal del Dique, un brazo del Río Magdalena, que drena el 7% de las aguas que tiene el río más grande de Colombia hacia la bahía (Cogua *et al.*, 2012). Con un aporte aproximado de 34-55 m³/s en temporada seca (febrero a abril) y 225-300 m³/s en época de lluvias (septiembre a noviembre) (Espinosa-Díaz *et al.*, 2021). Además, deposita 2.000 t/día de sedimentos (Caballero-Gallardo *et al.*, 2020). Todo esto ocasiona que el canal aporte altas cargas de contaminantes industriales, residuos de minería y agroquímicos, lo que contribuyen a que se presente Hg en la bahía. Otra causa de la presencia de este



metal en este cuerpo hídrico fue provocada por el vertimiento de aguas residuales procedentes de la planta de cloro-álcali (Tosic *et al.*, 2019).

Toda esta contaminación de metales que se genera en las costas por fuentes antropogénicas ocasiona afectaciones ecotoxicológicas en los diferentes niveles de organización de la vida (Pereira *et al.*, 2020). Ya que estos son compuestos peligrosos debido a sus características de toxicidad, frecuencia en el tiempo e incorporación y bioacumulación a lo largo de la cadena trófica (Olivero-Verbel *et al.*, 2008; Jonathan *et al.*, 2017). Cabe destacar que el tiempo de residencia y permanencia de los metales en el medio es difícil de cuantificar (Barokah *et al.*, 2019).

3.1.3. Generalidades del mercurio como contaminantes en ambientes estuarinos

Los metales llegan a las zonas costeras principalmente por medio de los ríos o descargas de aguas continentales y al ingresar a los cuerpos de aguas marinas pueden ser bioacumulados en los tejidos de organismos filtradores (Acosta *et al.*, 2002; Laino-Guanes *et al.*, 2015). La concentración de metales tiende a ser muy baja en las aguas de las zonas costeras por la interacción de varios factores oceanológicos y la capacidad que estas tienen para precipitarse o disolverse. También logran un aumento o disminución en el agua según las precipitaciones de las épocas climáticas (Pereira *et al.*, 2020). Por otro lado, la biodisponibilidad de los metales está determinada por su partición geoquímica, factores fisiológicos de los organismos y las condiciones ambientales (Caballero-Gallardo *et al.*, 2020; Wang, 2013).

En la Bahía de Cartagena se observa que hay diferentes tipos de contaminantes como los metales. Principalmente Hg, Cd y Pb provenientes de vertidos industriales, aguas fluviales y fertilizantes (Espinosa-Díaz *et al.*, 2021; Moncaleano-Niño *et al.*, 2022;).

Con respecto al Hg, es conocido como el metal con mayor potencial tóxico y capacidad de bioacumulación en la biota. Así mismo tiene la posibilidad de biomagnificarse en la trama trófica (Pereira *et al.*, 2020) transformándose a sus formas orgánicas y actúan como un contaminante orgánico (Cogua *et al.*, 2012). Este metal no es esencial para los organismos y se encuentra en los ecosistemas a causa de diversas actividades antropogénicas mencionadas anteriormente (Espinosa-Díaz *et al.*, 2021; Moncaleano-Niño *et al.*, 2022). Por estas actividades el Hg que se encuentra en el medio se ha triplicado (Briant *et al.*, 2017) y puede llegar a los organismos mediante la dieta, la cual es una de las principales vías de acumulación de los metales (Wang, 2002^b). Las concentraciones altas de mercurio en los organismos pueden ocasionar lesiones renales, neurológicas, diabetes, cáncer y trastornos cardiovasculares (Okereafor *et al.*, 2020).



3.1.4. Biomonitores y biomonitorio ambiental

Una forma de rastrear los metales biodisponibles en el ambiente es a través de biomonitores, los cuales son organismos utilizados para identificar de manera anticipada la presencia y toxicidad de contaminantes encontrados en el ambiente (Jonathan *et al.*, 2017). Según Amiard-Triquet, (2013) estos pueden permanecer atrapados en el sedimento sin causar daño y los organismos pueden revelar cambios a nivel morfológico, fisiológico y de supervivencia. Por tanto, en los individuos se puede determinar la bioacumulación como la retención y acumulación de sustancias tóxicas persistentes que ingresan mediante la ingestión.

Para que una especie tenga esta consideración dicho contaminante se debe acumular en sus tejidos y generar pocos daños fisiológicos en el individuo. Los bivalvos son considerados como biomonitores porque presentan distribución geográfica amplia, gran abundancia, un ciclo de vida mayor al año, son sésiles, toleran alteraciones de los factores fisicoquímicos y tienden a acumular altas cantidades de contaminantes para así reflejar la situación del ambiente en donde desarrollan la gran mayoría de su vida (Amiard-Triquet, 2013; Rodrigues *et al.*, 2022; Romero-Murillo *et al.*, 2023).

La acumulación de contaminantes, como es el caso de los metales, puede verse influenciada por las épocas climáticas, debido al aumento o disminución de las descargas fluviales (Wang, 2002^a). También, hay que tener en cuenta que existe una relación entre la salinidad, que pueden beneficiar o no la afinidad de los metales en la unión con moléculas orgánicas transportadas en el material suspendido (de Souza-Machado *et al.*, 2016). Se Resalta que el mercurio es un metal que se puede encontrar fácilmente en el ambiente estuarino (Hg^{+2}), tiene una alta capacidad para unirse a la materia orgánica y bioacumularse en los tejidos de organismos filtradores (Hg^{+2} o MeHg). Así mismo ir aumentar su concentración en los niveles tróficos superiores (Wang, 2002^b, 2013).

3.1.5. Relación de la contaminación por metales con el material suspendido y los bivalvos en áreas estuarinas

El material suspendido orgánico e inorgánico se ubica en la columna de agua, presenta un transporte fácil con las corrientes y una afinidad alta a distintos componentes que se encuentran en el ambiente. Lo que le proporciona una facilidad para ser consumidos por organismos sésiles con capacidad filtradora (de Souza-Machado *et al.*, 2016). Según Wang (2002^a, 2002^b) la porción orgánica de materia ha sido estudiada mayormente por la presencia de metales que se encuentran en medio y que al llegar a los ecosistemas los contaminan por ser elementos difíciles degradar.

Los bivalvos al ser organismos filtradores de materia suspendida se alimentan de detritus, fitoplancton, bacterias y microzooplancton que se encuentran en la columna de agua (material suspendido) (Siung, 1980). Estos moluscos presentan características y mecanismos para la eliminación de algunos metales, por ejemplo,



la metalotioneína genera enlaces con algunos metales por su afinidad y así producir una desintoxicación de estos. (Wang, 2013). Sin embargo, cuando estos contaminantes llegan a ciertos niveles de incorporación en su cuerpo son peligrosos para todos aquellos que los consumen (Wang, 2002^b; Pereira *et al.*, 2020).

3.2. ESTADO DEL ARTE / ANTECEDENTES

La temática de las concentraciones de mercurio en bivalvos no es muy explorada de manera local. Para el caso de este grupo con relación al material suspendido se reporta que poseen un gran potencial para ser biomonitores de metales (Rodrigues *et al.*, 2022). Además, se puede presentar una relación entre las concentraciones de Hg con épocas climáticas y sitios evaluados (Moncaleano-Niño *et al.*, 2022). Estas concentraciones se encuentran por debajo de los límites permisibles (Barokah *et al.*, 2019).

Para Calbet *et al.* (2016) las concentraciones del agua no son mediciones adecuadas como indicadores de bioacumulación para eslabones superiores de la red trófica, y la bioacumulación en las cadenas tróficas marinas no son representadas por un modelo lineal luego de realizar mediciones de 13 metales en dos sitios de muestreo en Singapur, donde no identificaron un patrón entre los lugares claro de las concentraciones de metales en el material suspendido.

En Brasil Kehrig *et al.* (2009) realizaron un estudio de plancton y material suspendido en lo que se determinó Hg, MeHg, Selenio (Se), Cd, Pb y Cobre (Cu) en 6 sitios. Para cada sitio los resultados obtenidos fueron 63.8, 363.4, 310.3, 157.7, 76.6 y 57.9 $\mu\text{g/g}$ p.s, pero no se determinaron diferencias significativas entre los lugares de muestreo.

Cogua *et al.* (2012) en la Bahía de Cartagena reportaron concentraciones de HgT bajas en material suspendido y sedimentos, con una fracción aproximadamente del 10% que puede estar disponible para ingresar a la red trófica. Estas muestras fueron recogidas durante febrero, abril, junio, julio y octubre en 5 sitios. En este estudio se obtuvieron valores similares a lo largo del año (0,16 $\mu\text{g/g}$ p.s), con una excepción en junio de 0,19 $\mu\text{g/g}$ p.s.

En las costas francesas y dos islas presentes en el Mar Caribe (Antillas francesas) Briant *et al.* (2017) encontraron que las muestras de *I. alatus* fueron pocas para ser comparadas con de las otras especies según el criterio estadístico ya que solo se encontraron en las dos islas del Caribe. En cuanto a las otras especies se detectaron que las concentraciones de HgT fueron significativas y no presentaron una disminución en las costas francesas desde 1987. Para esto se recolectaron 192 bivalvos en 77 sitios durante febrero y marzo de 2014. Se reportaron que *I. alatus* en los sitios de muestreo de Punta J'ai Fouillé (Guadalupe) y Le Marin-La Duprey



(Martinica) presentaron concentraciones de 0,07 y 0,06 $\mu\text{g/g}$ p.s de Hg respectivamente.

Para República Dominicana Sbriz *et al.* (1998) determinaron que la mayoría de los niveles de contaminantes de esta investigación eran similares o más bajos que los reportados para Sur y Centroamérica, con excepción del Hg. Así mismo se detectó una marcada diferencia entre las concentraciones de Cd y Cu en los individuos de *I. alatus* y *C. rhizophorae*, los cuales fueron de 10 a 100 veces menores en la primera especie. Como muestras utilizaron ostras (*C. rhizophorae* e *I. alatus*) y sedimentos.

En Colombia Campos, (1988) determinó que *I. alatus* y *C. rhizophorae* son apropiados para realizar monitoreos porque satisfacen las características de un biomonitor. Esto se determinó después de realizar monitoreos en la Bahía de Cartagena, la Ciénaga Grande de Santa Marta y la Bahía de Santa Marta con las especies de, *I. alatus*, *Donax denticulatus* e *I. bicolor*, analizando concentraciones de Cd, Cu y Pb.

Moncaleano-Niño *et al.* (2022) en la Bahía de Cartagena detectaron que la contaminación generada por metales era persistente con variaciones en la concentración tanto en el espacio como en la época, mediante el biomonitor *C. rhizophorae*. Además, el Cd fue el único metal que presentó concentraciones elevadas en algunos sitios y épocas climáticas. En el caso del Hg las concentraciones estuvieron por debajo de los límites permisibles y el factor de concentración estuvo en un rango intermedio (1 a 10).

4. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA / PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN

Los estuarios que se encuentran en Suramérica se están afectados altamente por los centros urbanos, la expansión de las industrias y las actividades agrícolas (Sbriz *et al.*, 1998; Pereira *et al.*, 2020). Cartagena no escapa de esta problemática (Moncaleano-Niño *et al.*, 2022) y esto se puede ver reflejado en los diferentes sitios de muestreo.

Ciénaga de los Vásquez (Fig. 2), el cual es el sitio control, está ubicada al costado noreste de la Península de Barú y está delimitada por terrazas marinas y manglares (de Andrés, 2005). Es una laguna costera con una boca de aproximadamente 460 m de ancho y un fondo regular y somero con profundidad máxima de 3,5 m y sedimentos medios y gruesos en la boca y finos en la parte norte y centro. Presenta corrientes mareales de importancia al ser semidiurnas y con amplitud media menor a 50 cm, lo que ocasiona oleaje que produce erosión costera y deriva litoral. La materia orgánica sus pendida es más abundante en el norte y centro de la ciénaga



y está asociada a los sedimentos finos, los cuales pueden llegar mediante las corrientes del Canal de Dique o escorrentías (Ruffinatti & de Carvajal, 1999).



Figura 2: Ciénaga de los Vásquez. Foto de Ucross-Rodriguez.

Ciénaga Honda se encuentra ubicado en la parte occidental del corregimiento de Pasacaballos y está separada de la Bahía de Cartagena por medio de una barrera arrecifal que tienen un largo de 1.250 m. En esta ciénaga presenta una vegetación predominante de manglar (de Andrés, 2005) ya que es un cuerpo de aguas estuarino. Tiene una profundidad media de 0,95 m, con sedimentos mixto y de color café (cajos y bivalvos). Se resalta que esta ubica a 18 km de Cartagena, al lado de la desembocadura del Canal del Dique y se puede ingresar a esta por medio de vía marítima o terrestre (Torres *et al.*, 2021). Las principales fuentes de contaminación son la intervención por la industria camaronera y los contaminantes presentes en las aguas de canal y la bahía (de Andrés, 2005; Torres *et al.*, 2021).



Figura 3: Ciénaga Honda. Foto de Ucross-Rodriguez.



Y la Ciénaga de la Virgen que está ubicada en la parte nororiental de la ciudad de Cartagena y se cataloga como una laguna costera estuarina. Esta cuenta con una superficie de 20 km², una profundidad aproximada de 1,5 m y está separada del Mar Caribe por una barrera arenosa de 10 km de longitud que presenta permeabilizaciones en varios sitios (Torregroza-Fuentes *et al.*, 2014), así mismo, esta posee una forma triangular, estrecha en el norte y amplia al sur. Su vegetación está compuesta por un bosque de manglar que presenta 3 especies, *R. mangle* (mangle rojo), *Avicennia germinans* (mangle negro) y *Laguncularia racemosa* (mangle blanco) (Vergara & Carbal, 2017). A la ciénaga llegan las aguas provenientes de ocho arroyos rurales y 20 canales de la ciudad, también recibe ~60% de las aguas servidas de Cartagena (~114.000 m³/día). Después de construcción de la Doble Calzada de la Vía al Mar el intercambio del agua con el Mar Caribe se vio reducido y provocó problemas ambientales como eutrofización, aumento en la salinidad, muerte de peces, reducción del flujo lagunar y pérdida de la dinámica ambiental (Maldonado *et al.*, 2011). Cabe mencionar que en la parte septentrional de la ciénaga se encuentran barrios marginales producto de invasiones y rellenos de manglares y están formados mayormente de personas desplazadas (Vergara & Carbal, 2017).



Figura 4: Ciénaga de la Virgen. Foto de Ucros-Rodríguez

De Andrés (2005) menciona que Ciénaga de los Vásquez se encuentra por fuera de la bahía, lo cual da un indicio que esta puede presentar menores concentraciones de HgT con respecto a los otros sitios de muestreo ya que no recibe la gran cantidad de contaminantes que tienen los demás. La relevancia que tienen estos tres sitios está en la ubicación que presentan y las diferentes fuentes de contaminantes que poseen.



Por otra parte, el mercurio ha sido un contaminante de especial preocupación para la Bahía de Cartagena ya que se encuentran en diferentes niveles tróficos, que van desde macroinvertebrados (0,04-0,09 ug/g), vertebrados (0,002-0,5 ug/g) y seres humanos (0,1-21,8 ug/g) (Olivero *et al.*, 2008; Moncaleano-Niño *et al.*, 2022). En el estudio de Manjarrez-Suarez & Olivero-Verbel (2020) reportaron concentraciones elevadas de mercurio en habitantes de la bahía y que son suficientes para causar efectos tóxicos en el cuerpo.

En Cartagena el estudio de metales en organismos se ha centrado en peces de interés comercial (Olivero-Verbel *et al.*, 2009). En Colombia los bivalvos son utilizados como biomonitores y en Cartagena la pesca artesanal de ostras tiene una importancia económica, ya que ocupan el tercer lugar después de las actividades industriales y agropecuarias (Manjarrez-Paba *et al.*, 2008). Se resalta que los bivalvos no son muy utilizados en la bahía como biomonitores de mercurio ya que solo se encontró el estudio de Moncaleano-Niño *et al.* (2022). Sin embargo, en la Bahía de Cartagena no hay estudios recientes sobre la bioacumulación en el bivalvo *I. alatus*, el último fue el realizado por Campos, (1988) y no fue determinada la concentración de Hg. Por lo tanto, esta investigación busca establecer ¿Cuál es la variación espacial y temporal de la acumulación de Hg en el bivalvo *Isognomon alatus* presente en Cartagena de Indias?

5. OBJETIVOS

5.1. OBJETIVO GENERAL

Analizar los cambios espaciales y temporales de la acumulación de Hg en el bivalvo *Isognomon alatus* en Cartagena de Indias para las épocas climáticas establecidas (lluvia, transición y seca).

5.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- ✓ Determinar las concentraciones de Hg en los bivalvos y el material suspendido en tres zonas de Cartagena.
- ✓ Analizar la influencia de la época climática sobre la concentración de Hg en *I. alatus* y material suspendido.



6. HIPÓTESIS

Se presentan diferencias significativas de los niveles de acumulación de mercurio en *Isognomon alatus* entre los sitios de muestreo (Ciénaga de la Virgen, Ciénaga Honda y Ciénaga de los Vásquez), según las diferentes épocas climáticas (lluvia, transición y seca) que se presentan en Cartagena.

7. METODOLOGÍA

7.1. TIPO DE INVESTIGACIÓN

Esta es una investigación cuantitativa de tipo descriptiva enfocada en determinar los niveles de Hg en el bivalvo *I. alatus* y el material suspendido.

7.2. DISEÑO MUESTRAL

En esta investigación se hicieron tres muestreos, cada uno en una época climática (transición: junio-julio, lluvias: octubre-noviembre y seca: marzo). En donde se evaluaron tres sitios, en cada uno de estos se tomaron tres réplicas, cada réplica está formada por un pool de por 10 organismos, con la finalidad de obtener al menos 0,2 g de peso seco (p.s) de tejidos de bivalvos para la determinación de Hg. Además, se tomaron 2L de agua por réplica para evaluar la concentración de Hg en el material suspendido (Fig. 5).

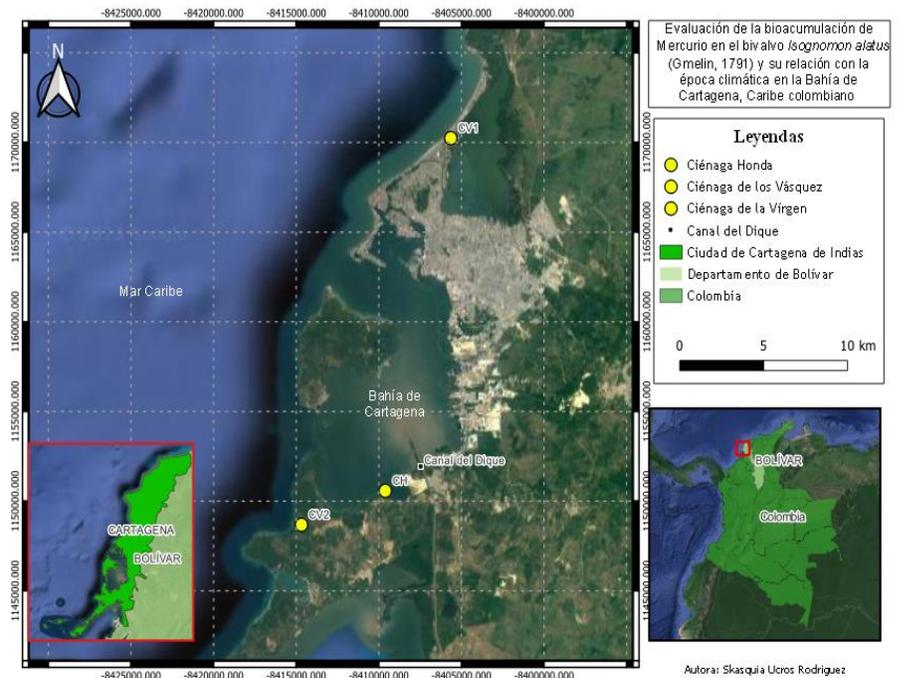
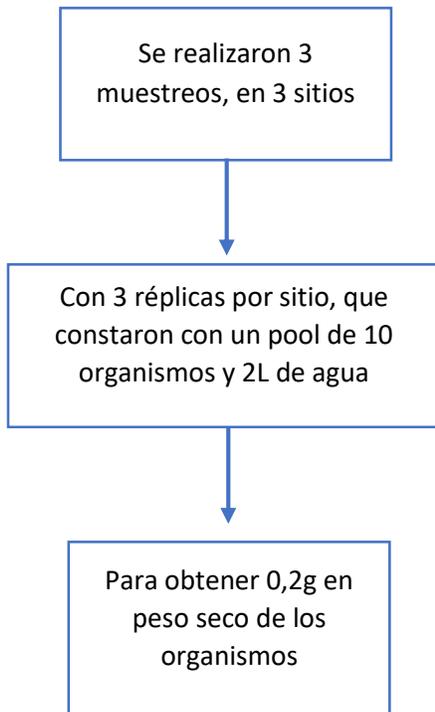


Figura 5: Diseño muestral. **CV1** (Ciénaga de la Virgen), **CV2** (Ciénaga de los Vásquez) y **CH** (Ciénaga Honda). Mapa realizado con Programa QGIS Desktop 3.22.3 (QGIS Development Team, 2023).

7.3. ÁREA DE ESTUDIO

En la Costa Caribe colombiana, en el departamento de Bolívar se encuentra la Bahía de Cartagena, ubicada entre los paralelos 10°16'N y 75°36'W (Cogua *et al.*, 2012). Este cuerpo de agua es un sistema semicerrado, el cual tiene dos aberturas (Bocagrande y Bocachica) que permiten una comunicación directa con el Mar Caribe. Lo que promueve una renovación periódica de las aguas, a causa de la circulación impulsada por los vientos y las corrientes (Tosic *et al.*, 2019). Cuenta con un área aproximada de 83 Km² y una profundidad media de 19 m (Caballero-Gallardo *et al.*, 2020), con condiciones climáticas 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 cuando se presentan vientos débiles con alta escorrentía (Osorio *et al.*, 2016). Los datos publicados por el Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas (CIOH), en 2022 presentan un promedio anual respecto a la temperatura ambiente de la Ciudad de Cartagena que oscila entre los 26,8-32°C, con una salinidad superficial promedio de 30-34 UPS y una precipitación multianual de 1.087,0 mm/año. Además, octubre se presenta como el mes más lluvioso según el promedio de precipitación (238,8 mm/mes).



Los muestreos se realizaron el 29. VI, 22 (CV1) y el 06. VII, 22 (CV2 y CH) correspondientes a temporada de transición, el 31. X, 22 (CV2 y CH) y 3. XI, 22 (CV1) para época de lluvias y el 2 (CV2 y CH) y 3. III. 23 (CV1) en época seca. En la tabla 1 se dan las coordenadas de cada sitio de muestreo. Hay que tener en cuenta que los lugares de muestreo fueron escogidos por las características que se observan en la tabla 1. Además, de la presencia del biomonitor *I. alatus*, la cual fue determinada mediante un premuestreo.

Tabla 1: Características de los sitios de muestreos. Donde **CV2** es Ciénaga de los Vásquez, **CH** Ciénaga Honda y **CV1** es Ciénaga de la Virgen.

Sitio	Latitud	Longitud	Descripción del sitio	Fuentes de contaminación	Referencias
CV2-1	10°15'45"N	75°35'06"W	Ciénaga marina delimitada por terrazas y manglares, con una boca ancha, un fondo regular y somero.	Aguas provenientes del Canal de Dique y de escorrentías	Ruffinatti & de Carvajal (1999); de Andrés (2005)
CV2-2	10°15'39"N	75°35'13"W	Ubicada por fuera de la bahía		
CV2-3	10°15'50"N	75°35'24"W			
CH-1	10°16'37"N	75°32'42"W	Ciénaga estuarina separada de la bahía por una barrera arrecifal, presenta una vegetación predominante de manglar y una profundidad somera.	Intervención por la industria camaronera y los contaminantes presentes en las aguas de canal y la bahía	de Andrés (2005); Torres <i>et al.</i> (2021).
CH-2	10°16'36"N	75°32'05"W	Ubicada dentro la bahía y al lado del canal		
CH-3	10°17'06"N	75°32'04"W			
CV1-1	10°27.108'N	75°30.487'W	Laguna costera estuarina separada del Mar Caribe por una barrera arenosa con permeabilidad en varios sitios, profundidad somera y vegetación de bosque de manglar.	Aguas provenientes de arroyos rurales y canales urbanos, aguas servidas de la ciudad y residuos sólidos y aguas domesticas provenientes de barrios perimetrales	Maldonado <i>et al.</i> (2011); Torregroza-Fuentes <i>et al.</i> (2014); Vergara & Carbal (2017)
CV1-2	10°27.202'N	75°30.508'W	Ubicada al nororiente de la ciudad pero unida a la bahía mediante canales		
CV1-3	10°27.273'N	75°30.631'W			



7.4. FASE DE CAMPO

Antes de la realización de las salidas de campo el material a utilizar fue lavado con jabón neutro libre de fosfatos, agua desionizada y ácido clorhídrico (HCl) y secado al ambiente (Rodrigues *et al.*, 2022).

Se recolectaron 90 individuos de *I. alatus* por sitio de muestreo, con tamaño mayor o igual a 5 cm de longitud, los tres puntos estaban distantes entre sí y se encontraban en la zona mareal o submareal poco profunda. De acuerdo con Garay-Tinoco (2003), se tomaron las coordenadas geográficas con un GPS de marca GARMIN ETREX 32x. Los bivalvos se empacaron (por grupos de 30 individuos) en bolsas plásticas con cierre hermético debidamente rotuladas y se refrigeraron a ~4°C en una nevera de icopor con hielo. Para el material suspendido se recolectaron 2L de agua por replicas en botellas de plástico, previamente lavadas y esterilizadas, se homogeneizaron por agitación y se guardaron en refrigeración a ~4°C (Kehrig *et al.*, 2009).

Para determinar las condiciones del agua se tuvieron en cuenta las recomendaciones de Garay-Tinoco (2003). Se midió la salinidad con un refractómetro marca Refractometer modelo RHS-10ATC, calibrado previamente. Para este estudio se contó con licencia permanente para la recolecta de organismos autorizada por CARDIQUE mediante la resolución N°- 0438 del 11 de abril del 2022. La cual cumple con el capítulo 08, sección 2, del Decreto N°1076 del 2015 en su artículo 2.2.2.8.2.1. del Ministerio del Medio Ambiente y La Resolución N°0068 del 2002 del Ministerio del Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible.

7.5. FASE DE LABORATORIO

7.5.1. Preparación de organismos y toma de medidas morfológicas

Una vez los organismos llegan al laboratorio se procedió a limpiar y lavar las valvas con agua desionizada. Luego se dividieron aleatoriamente en grupos de 10 organismos por réplica. Se midió la longitud y pesó de cada individuo, se abrieron y se extrajo el tejido blando (Garay-Tinoco, 2003).

7.5.2. Pretratamiento de muestras

Los tejidos blandos fueron pesados y almacenados en un frasco plástico a -20°C hasta la determinación de metales (Rodrigues *et al.*, 2022). Las muestras de agua, se filtraron 2L por replica de agua en filtros Whatman de 47 mm de longitud y 0,7 micras de diámetro de poro (Garay-Tinoco, 2003; Kehrig *et al.*, 2009).



7.5.3. Análisis de mercurio

Las muestras de *I. alatus* fueron sometidas a secado al horno a 60° C durante 48 h, posteriormente fueron homogenizadas con ayuda de un mortero y aproximadamente 0,2 g fueron usados para el análisis de mercurio (Jonathan *et al.*, 2017). Por su parte, los filtros fueron secados a 60°C durante 48 h, posteriormente se determinó su peso seco en una balanza analítica (Shimadzu ATX224R). Para estimar el contenido gravimétrico de material suspendido y se obtuvieron submuestras de cada filtro para la cuantificación de mercurio total (Oursel *et al.*, 2014). La concentración de HgT fue determinada según el método EPA 7473 con un analizador directo de mercurio Lumex RA-915lab (Lumex Instruments®), el cual realiza la descomposición térmica de la muestra entre 550 a 850°C. Posteriormente se detectó del mercurio elemental por espectroscopía de absorción atómica a una longitud de onda de 254nm con corrección de fondo Zeeman (US EPA, 2007).

7.5.4. Estándares de calidad en el laboratorio

Para que el análisis de mercurio cumpliera con los estándares de calidad en el laboratorio se implementó el procedimiento de aseguramiento/control de calidad (QA/QC) (Jaffé *et al.*, 1998; Sbriz, 1998). Para los equipos, se utilizó los materiales de referencia IAEA-461 y IAEA 457 que fueron empleados para la elaboración de curvas de calibración. El área del pico generado por la señal de absorbancia y la masa de HgT del estándar externo se encontró en el rango de 3,9 a 92 ng (HgT) para las ostras y 1,2 a 14,2 ng (HgT) para material suspendido. El valor del coeficiente de determinación R^2 fue fijado en 0,99 como criterio de aceptación de la curva. El límite de cuantificación fue de 0,6 ppb para material suspendido y 2,7 ppb para ostras.

Para el procedimiento analítico, como controles de calidad fueron medidos un blanco y material de referencia certificado (NIST SRM 2976 tejido de mejillón para análisis de mercurio) por cada 10 muestras analizadas. El porcentaje de recuperación de HgT en el material de referencia fue del $105,4 \pm 3,8\%$ y $102,0 \pm 3,4\%$ para ostras y materia suspendido respectivamente. Esto con la finalidad de establecer las variaciones analíticas (límite de detección, porcentaje de recuperación y errores relativos) para que los resultados de esta investigación puedan ser reproducibles y replicables (Yap *et al.*, 2011; Pereira *et al.*, 2020).

7.6. ANÁLISIS DE INFORMACIÓN

7.6.1. Análisis estadístico

Los datos obtenidos se organizaron en Excel. Recolectándose un total de 828 individuos de *I. alatus*, los cuales fueron organizados en tres replicas por puntos en cada sitio de muestreo de las diferentes épocas climáticas.



Para los resultados obtenidos de concentración de HgT en bivalvos y material suspendido se realizó por separado el análisis estadístico en el Software RStudio 2022.07.2. Con este, se verificaron los supuestos con las pruebas de normalidad de Kolmogorov-Smirnov y homocedasticidad de Bartlett con un valor de significancia de 95%. Posterior a esto se realizó el análisis de varianza de ANOVA de una vía o Kruskal Wallis, según la naturaleza de los datos, para los valores de HgT por épocas, sitios e interacción (sito-época). En donde se presentaron diferencias significativas se realizó la prueba post-hoc de Tukey o Dunn según el caso. Además, se realizaron Box-plot para determinar los datos atípicos, pero estos no se eliminaron por la importante información que brindan al estudio.

7.6.2. Factor de bioconcentración

El factor de bioconcentración (FBC) se utilizó para determinar el nivel en que un organismo puede bioacumular contaminantes del ambiente y se puede establecer mediante un órgano en específico o en el individuo completo (Pereira *et al.*, 2020). Este factor se calculó mediante la división de la concentración de Hg en el organismo entre la reportada para el material suspendido (Ecuación 1). Este se estimó en los 3 puntos de cada sitio de muestreo durante las diferentes épocas climáticas (Moncaleano-Niño *et al.*, 2022; Romero-Murillo *et al.*, 2023). Si el resultado de este es ≥ 1 se determina que sí ocurrió bioacumulación, pero por el contrario si es < 1 se considera que este proceso no sucede. Además, si valor es positivo indica que las concentraciones en los organismos son más altas que la determinada para el material suspendido (Pereira *et al.*, 2020).

$$FBC = \frac{\text{Concentración de HgT en el organismo}}{\text{Concentración de HgT en el material suspendido}}$$

Ecuación 1: Fórmula para determinar el factor de bioconcentración.

8. RESULTADOS

8.1. PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS Y AMBIENTALES

Los datos de precipitación y la temperatura ambiente fueron obtenidos de las estaciones Santa Ana, Bayunca y Aeropuerto del Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM, s.f). En ella se obtuvieron los registros que se observan en la tabla 2. Con los datos reportados se puede observar que el mes con mayores precipitaciones fue noviembre del año 2022, cabe destacar



que para los meses de muestreos se presentaba el fenómeno de La Niña. Para la temperatura ambiente los valores fueron muy similares en todas las épocas climáticas.

Tabla 2: Promedios de las precipitaciones y temperaturas ambientes con respecto a las de épocas climáticas. Datos tomados del IDEAM (s.f).

Fecha de muestreo	Época climática	Precipitaciones (mm)	Temperatura ambiente (°C)
29 de junio del 2022	Transición	245,47 ± 82,74	25,0
6 de julio del 2022		155,53 ± 59,28	28,4
31 de octubre del 2022	Lluvia	159,9 ± 62,37	28,1
3 de noviembre del 20202		511,8 ± 52,04	27,1
2 y 3 de marzo del 2023	Seca	0	27,4

El promedio de los registros de salinidad se encuentra en la figura 6. Se identificó que en la temporada de transición se presentaron salinidades más bajas en todos los sitios. Mientras que en la época seca se presentaron los valores más altos, a excepción de CH en la época de lluvias en donde la salinidad estuvo por encima de la época seca.

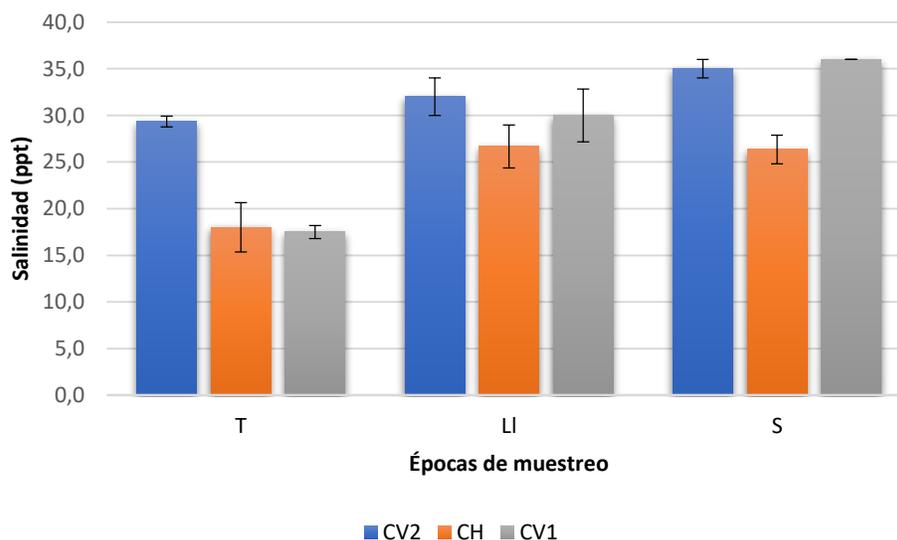


Figura 6: Promedios de las salinidades por sitio de muestreo durante las tres épocas climáticas. **LI** es época de lluvias, **T** es temporada de transición, **S** es época seca, **CV2** es Ciénaga de los Vásquez, **CH** Ciénaga Honda y **CV1** es Ciénaga de la Virgen. En los años 2022 y 2023.



8.2. CONCENTRACIÓN DE MERCURIO TOTAL PARA BIVALVOS Y MATERIAL SUSPENDIDO

Con la información biométrica en bivalvos se determinó que los promedios generales fueron $6,4 \pm 0,8$ cm y $23,54 \pm 8,12$ g en tallas y pesos respectivamente. En cuanto a las tallas la mayor y menor se obtuvieron CH, la primera en época seca y la segunda en temporada de transición (Tab. 3). Para el caso de los pesos el mayor se presentó en CV1 en época de lluvias y el más bajo en CV2 en temporada de transición (Tab. 3). Cabe mencionar que estas dos categorías no presentan una correlación entre sí (0,24, p de 0,06).

Tabla 3: Promedios de las tallas y pesos de cada sitio y época. **LI** es época de lluvias, **T** es temporada de transición, **S** es época seca, **CV2** es Ciénaga de los Vásquez, **CH** Ciénaga Honda y **CV1** es Ciénaga de la Virgen.

Época	Sitio	Talla (cm)	Peso (g)
LI	CV2	$6,1 \pm 0,62$	$20,34 \pm 4,45$
	CH	$6,5 \pm 0,98$	$25,82 \pm 6,36$
	CV1	$6,4 \pm 0,61$	$28,56 \pm 6,66$
T	CV2	$6,5 \pm 0,86$	$17,08 \pm 5,18$
	CH	$6,3 \pm 0,74$	$22,79 \pm 8,65$
	CV1	$6,3 \pm 0,78$	$26,72 \pm 9,99$
S	CV2	$6,7 \pm 0,98$	$20,69 \pm 5,19$
	CH	$6,9 \pm 1,06$	$27,52 \pm 8,48$
	CV1	$6,4 \pm 0,65$	$26,71 \pm 8,12$

En la época seca se determinó la mayor cantidad de material suspendido. Seguida de la temporada de transición y de ultimo, pero no menos importante, la época de lluvias (Fig. 7). En CV1 se presentaron los valores más altos en cuanto a la época climática seca y temporada de transición ya que se exceptúa la época de lluvias debido a que en los tres sitios presentaron valores cercanos.

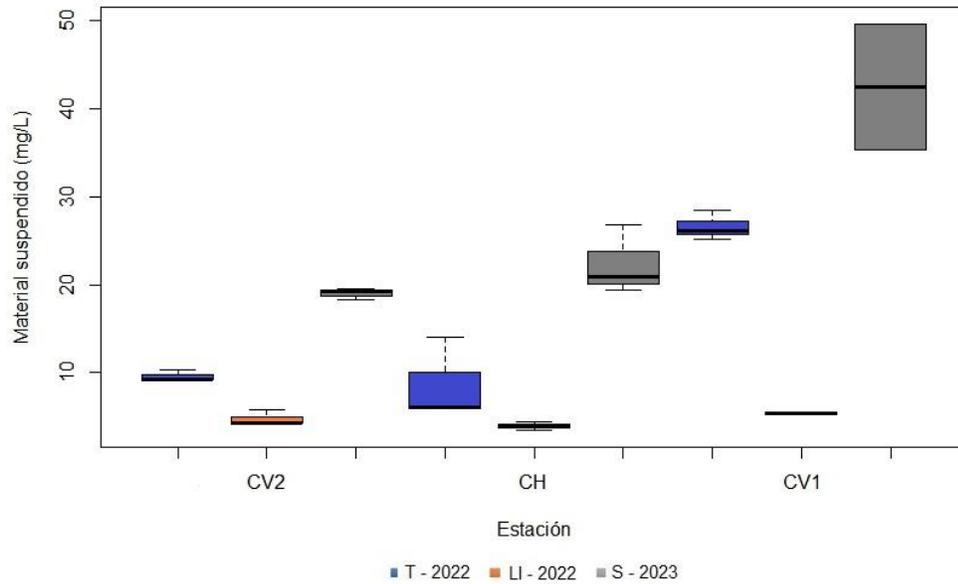


Figura 7: Figura de Box-plot del material suspendido en el agua según la interacción. **LI** es época de lluvias, **T** es temporada de transición, **S** es época seca, **CV2** es Ciénaga de los Vásquez, **CH** Ciénaga Honda y **CV1** es Ciénaga de la Virgen.

La concentración más alta y baja de HgT en bivalvos se presentó en la época seca en CV1 con $0,12 \pm 0,02 \mu\text{g/g p.s}$ y en CV2 con $0,06 \pm 0,01 \mu\text{g/g p.s}$ respectivamente (Fig. 8). Por otro lado, las concentraciones promedio disminuyeron de la siguiente manera $CV1-S > CH-T = CH-LI > CV1-T = CV1-LI > CH-S > CV2-LI = CV2-T > CV2-S$. Además, se observó que los valores obtenidos en los tres sitios para las épocas de transición y lluvia fueron similares (CV2 $0,10 \pm 0,01 \mu\text{g/g p.s}$, CH $0,10 \pm 0,02 \mu\text{g/g p.s}$ y CV1 $0,09 \pm 0,01 \mu\text{g/g p.s}$).

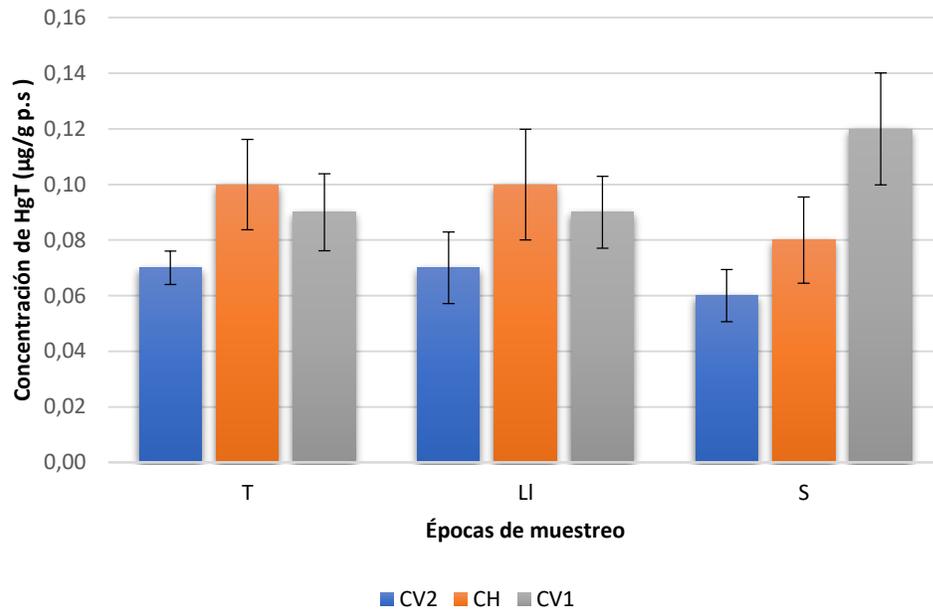


Figura 8: Concentración de mercurio total (HgT) en tejido blando de *I. alatus*. **LI** es época de lluvias, **T** es temporada de transición, **S** es época seca, **CV2** es Ciénaga de los Vásquez, **CH** Ciénaga Honda y **CV1** es Ciénaga de la Virgen. En los años 2022 y 2023.

La concentración más alta y baja de HgT de material suspendido se midieron en CV1 en la temporada de transición ($0,37 \pm 0,12 \mu\text{g/g p.s.}$) y en época de lluvias ($0,12 \pm 0,01 \mu\text{g/g p.s.}$) respectivamente (Fig. 9). Asimismo, las concentraciones disminuyeron en el orden a continuación: CV1-T > CV2-S > CH-T > CH-S > CH- LI > CV1-S > CV2-T > CV2-LI > CV1-LI.

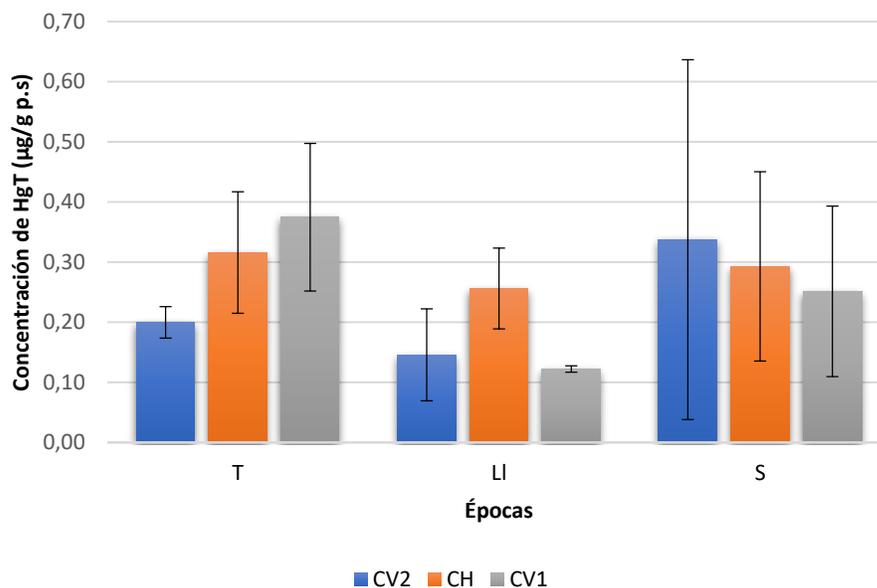


Figura 9: Concentración de mercurio total (HgT) en material suspendido. **LI** es época de lluvias, **T** es temporada de transición, **S** es época seca, **CV2** es Ciénaga de los Vásquez, **CH** Ciénaga Honda y **CV1** es Ciénaga de la Virgen. En los años 2022 y 2023.

Las concentraciones de HgT en *I. alatus* presentaban un comportamiento normal dado por $p > 0,05$ en las pruebas de normalidad de Kolmogorov-Smirnov (0,07) y homocedasticidad de Bartlett (0,47). La prueba de análisis de varianza ANOVA a una sola vía, para la interacción, mostró diferencias estadísticamente significativas de $1,56e^{-08}$ ($p > 0,05$). La prueba post hoc de Tukey determinó que éstas se presentaban entre nueve comparaciones como lo muestra la tabla 4 y la figura 10.

El análisis de varianza para las épocas, arrojó que no hay diferencia significativa entre las medias de sus datos (0,76). En el caso de los sitios se presentaron diferencias significativas entre sus valores ($1,11e^{-07}$) y Tukey indicó que estos se presentaban entre CV2 con CH y CV1 (0,0003 y 0,0000001 respectivamente).



Tabla 4: Prueba post hoc de Tukey para la interacción en muestras de mercurio total de *I. alatus*. Las diferencias son significativas.

Interacción	p
CV1-S y CV2-T	0,00
CH-LI y CV2-LI	0,05
CV1-S y CV2-LI	0,00
CH-T y CV2-S	0,01
CH-LI y CV2-S	0,00
CV1-T y CV2-S	0,03
CV1-LI y CV2-S	0,00
CV1-S y CV2-S	0,00
CV1-S y CH-S	0,00

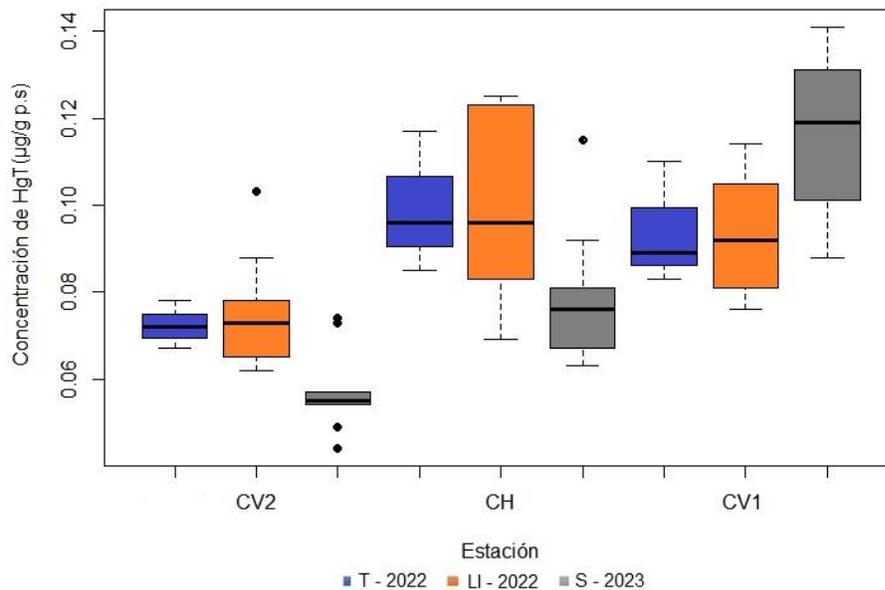


Figura 10: Figura de Box-plot de las concentraciones de mercurio total (HgT) en tejido blando de *I. alatus* según la interacción. **LI** es época de lluvias, **T** es temporada de transición, **S** es época seca, **CV2** es Ciénaga de los Vásquez, **CH** Ciénaga Honda y **CV1** es Ciénaga de la Virgen.



El material suspendido se presentó un comportamiento que no es normal ya que la prueba de normalidad fue de 0,02 y la de homocedasticidad presentó un valor de 0,00. La prueba de análisis de Kruskal Wallis mostró que no hay diferencias estadísticamente significativas para la interacción (0,05), épocas (0,06) y sitios (0,15) (Fig. 11).

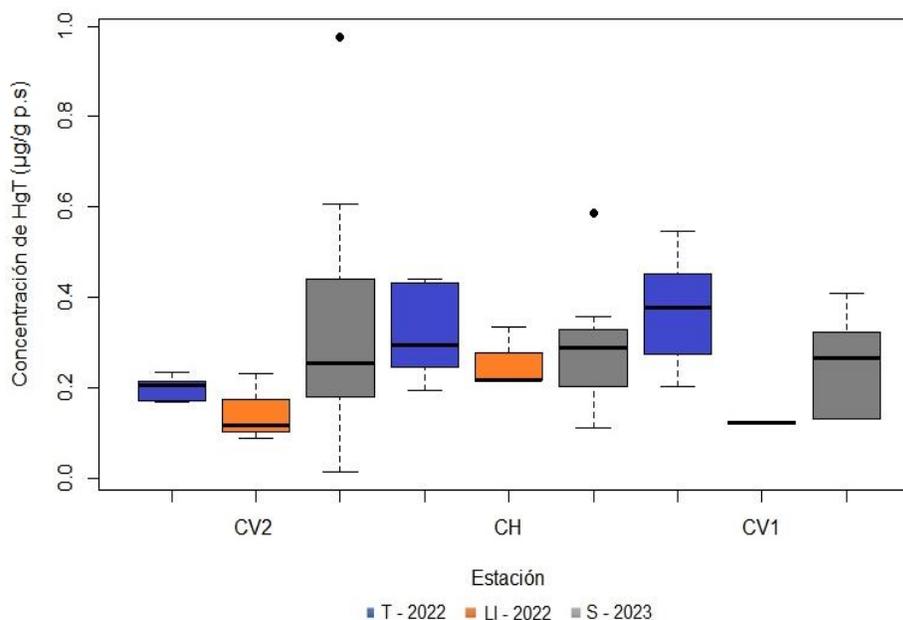


Figura 11: Gráfico Box-plot de las concentraciones de mercurio total en el material suspendidos según la interacción. **LI** es época de lluvias, **T** es temporada de transición, **S** es época seca, **CV2** es Ciénaga de los Vásquez, **CH** Ciénaga Honda y **CV1** es Ciénaga de la Virgen.

8.3. FACTOR DE BIOCONCENTRACIÓN

El factor de bioconcentración (FBC) mostró que los bivalvos no concentraban el HgT ya que todos los valores estuvieron por debajo de 1, con excepción de CV-2 en época de lluvias (Fig. 12). Igualmente, el FBC no presentó correlación con las concentraciones de HgT en *I. alatus* ni las reportadas para el material suspendido (-0,15 con p y 0,48, y 0,10 con p 0,64, respectivamente). Los valores más altos se determinaron en CV2 y CV1 en época de lluvias.

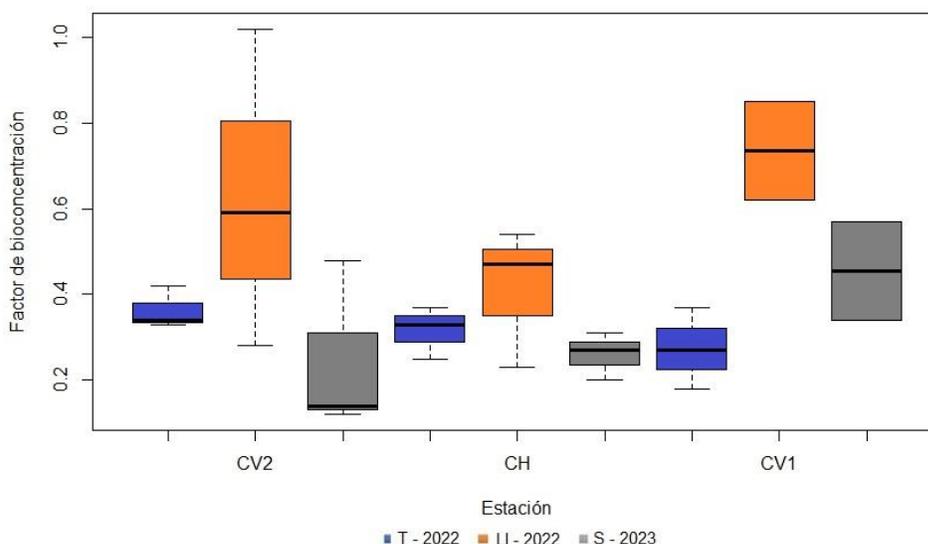


Figura 12: Gráfico Box-plot del factor de bioconcentración de mercurio total ($\mu\text{g/g p.s}$) entre *I. alatus* y el material suspendido. **LI** es época de lluvias, **T** es temporada de transición, **S** es época seca, **CV2** es Ciénaga de los Vásquez, **CH** Ciénaga Honda y **CV1** es Ciénaga de la Virgen.

El Modelo lineal generalizado (GLM) confirmó interacción época versus sitio, lo que indica que no es un solo factor lo que índice en las diferencias presentadas en los sitios de muestreo. Sino que es la relación de los sitios y las épocas las que revelan estas diferencias (Fig. 10 y Tab. 5).

Tabla 5: Modelo lineal generalizado (GLM) de las concentraciones de HgT en *I. alatus* con relación a las épocas climáticas, sitios e interacción. Valores significativos estadísticamente ($p < 0,05$) con ***

	Fuente	Estimación	Error estándar	Valor T	P
	Intercepto	1,19E-01	1,95E-02	5,797	2,81e-07 ***
Rango en bivalvos	Época	-2,72E-02	8,14E-03	-3,336	0,00147 ***
	Sitios de muestreo	-9,83E-03	9,01E-03	-1,091	0,27950
	Interacción	1,22E-02	3,77E-03	3,245	0,00194 ***



9. DISCUSIONES

9.1. CONCENTRACIÓN DE MERCURIO TOTAL CON RESPECTO AL MATERIAL SUSPENDIDO

El contenido de material suspendido de cada época y sitio de muestreo puede ser un indicativo de la presencia de contaminantes orgánicos e inorgánicos que llega a la Bahía de Cartagena. Ya que las aguas provenientes del canal del Dique y los diferentes asentamientos urbanos, industriales y portuarios cercanos a dicho cuerpo de agua ocasionan un gran aporte de estas partículas (Tosic *et al.*, 2019; Espinosa-Díaz *et al.*, 2021). Esto se puede relacionar con el estudio de Barokah *et al.*, (2019), el cual se desarrolló en la Bahía de Yakarta que tiene características similares como asentamientos urbanos, turismos, puertos, aguas fluviales provenientes de 13 ríos, desechos de las urbes e industrias, entre otras, similares a las que presentan la Bahía de Cartagena. Así mismo el material suspendido en la columna de agua proviene de efectos producidos por los procesos de resuspensión de sedimentos que suceden en la bahía y que cumple un papel importante en los procesos de adsorción, desorción y disolución de los metales (Espinosa-Díaz *et al.*, 2021).

Además, la concentración del material suspendido registrada en CV1 para la época seca llegó a valores superiores a las demás interacciones, como consecuencia de la entrada de agua marina que contribuye a procesos de resuspensión de sedimentos por el aumento en las corrientes (Bainbridge *et al.*, 2018). Se resalta que la Ciénaga de la Virgen sufre un proceso de sedimentación el cual puede aportar también en el aumento del material suspendido presente en este cuerpo de agua (Vergara & Carbal, 2017).

Se detectó un patrón en el comportamiento de los resultados obtenidos para las tres épocas climáticas (seca > transición > lluvias) en todos los sitios, este difiere a los resultados encontrados por Cogua *et al.* (2012) quienes reportan que el valor de la materia orgánica presentó valores más elevados en la época de lluvias ($26,4 \pm 1,7\%$). Lo anterior se puede atribuir al aumento de los niveles de precipitaciones que se presentaron en la zona como consecuencia del fenómeno de La Niña (IDEAM, s.f.), lo que ocasiona que el material suspendido se diluya al presentar un aumento en las cantidades de aguas lluvias (de Souza-Machado *et al.*, 2016).

Para la época seca y de transición se presentó una disminución en las concentraciones de HgT en comparación a lo registrado por Calbet *et al.* (2016), quienes especifican que el tiempo de residencia del agua puede determinar la presencia y concentración de los metales. Por lo anterior, se puede explicar que la Bahía al ser un cuerpo de agua semicerrado presenta recambios de agua periódicos por entradas fluviales y acción de los vientos (Cogua *et al.*, 2012). En cuanto a CV2,



presentó un comportamiento inverso a los demás sitios, debido a la resuspensión de los sedimentos provocados por las corrientes y la poca profundidad de la ciénaga. Ya que los sedimentos finos son más afines con la materia orgánica suspendida (Ruffinatti & de Carvajal, 1999).

Finalmente, las concentraciones de HgT detectadas en el material suspendido, para los sitios, superaron los resultados registrados a nivel internacional por Calbet *et al.* (2016) en la Isla Jurong (Singapur) (Tab. 6), que se encuentra densamente poblada e industrializada. Para el caso de Suramérica el rango obtenido en CV2 superó el valor mínimo y máximo obtenido por Kehrig *et al.* (2009) en la Bahía de Guanabara (Brasil), la cual está altamente eutrofizada ya que recibe gran cantidad de aguas domésticas e industriales sin tratar, con una terminal petrolera y gran actividad marítima y urbana.

En cuanto a la Bahía de Cartagena el presente estudio superó los valores reportados por Cogua *et al.* (2012) (Tab. 6). Quienes presentaron concentraciones de 0,14-0,19 $\mu\text{g/g}$ p.s y salinidades de 0,3-35,2 ppt., el valor mínimo de salinidad se presentó en frente de la desembocadura del Canal del Dique. Mientras que en el presente estudio el rango de salinidad fue de 17-36 ppt. Según Espinosa-Díaz *et al.* (2021) el aumento de las concentraciones de HgT en la Bahía están relacionados a la adhesión que presenta el Hg a los granos finos del material en suspensión. Los cuales por su peso pueden permanecer por más tiempo en la columna de agua y mediante las corrientes trasladarse a sitios como CV2. Estos autores mencionan que las actividades antropogénicas que aportan a HgT a la bahía son las áreas de reparación y mantenimiento de embarcaciones, las actividades industriales y los cambios en las descargas del agua proveniente del canal.

Se debe resaltar que la contaminación producida por la planta de clora-álcali aun repercute en la actualidad (Cogua *et al.*, 2012; Espinosa-Díaz *et al.*, 2021). Asimismo, se debe mencionar que en los sedimentos profundos de la Bahía de Cartagena se conserva aún estos contaminantes junto con los expulsados mediante los grandes vertimientos industriales y urbanos que se realizaron entre 1970-90's como lo mencionan Espinosa-Díaz *et al.* (2021).

**Tabla 6:** Concentraciones de HgT ($\mu\text{g/g p.s}$) en plancton y material suspendido.

País	Muestra	Sitios	Concentración	Referencia
Singapur	Plancton	-	No alcanzaron los límites de detección	Calbet <i>et al.</i> (2016)
Bahía de Cartagena, Colombia	Material suspendido	-	0,19-0,14	Cogua <i>et al.</i> (2012)
Brasil	Material suspendido	E1	0,64	Kehrig <i>et al.</i> (2009)
		E2	0,36	
		E3	0,31	
		E4	0,16	
		E5	0,08	
Bahía de Cartagena, Colombia	Material suspendido	CV2	0,01-0,98	Presente estudio
		CH	0,11-0,59	
		CV1	0,12-0,55	

9.2. CONCENTRACIÓN DE MERCURIO TOTAL EN BIVALVOS

Las concentraciones de HgT en bivalvos para CV2 fueron las más bajas en todas las épocas climáticas, ese sitio está por fuera de la Bahía de Cartagena y es el punto control. Por esto, una fuente contaminación de HgT son los sedimentos finos arrojados por el Canal del Dique, ya que por su liviano peso permanecen más tiempo en la columna de agua y las corrientes los arrastren hasta este sitio (Caballero-Gallardo *et al.*, 2020). Otra fuente de contaminación de HgT en esta ciénaga son las aguas de escorrentía que llega a ella y las resuspensión de sedimentos ocasionada por las corrientes y la poca profundidad (somero, máx. 3,5 m) (Ruffinatti & de Carvajal, 1999).

En cuanto a los promedios de las concentraciones de HgT en los bivalvos de CV2 para las épocas de transición y lluvias fueron similares. Esto se deben al aumento de las precipitaciones y por ende más ingreso de aguas a este cuerpo, que a su vez provoca un mayor recambio y afinidad de los metales y material suspendido. Lo que causa que los organismos aumenten la cantidad de filtración de material suspendido contaminado (Pereira *et al.*, 2020; Rahman *et al.*, 2020). Cabe mencionar que las concentraciones en este sitio fueron similares a las reportadas por Moncaleano-Niño *et al.* (2022) en la Bahía de Cartagena, se recalca que el sitio está por fuera de la bahía. Estos niveles se presentaron por el aumento de las concentraciones de metales en la Bahía por las diferentes actividades antropogénicas y que llegan a la ciénaga por medio de las corrientes (Tosic *et al.*, 2019).



En cuanto a las concentraciones de HgT en bivalvos para CH en época de lluvias y transición, se observaron que son concentraciones altas en comparación a las encontradas por Moncaleano-Niño *et al.* (2022). Esto se debe a los diferentes gradientes de contaminación presentes en la Bahía principalmente la descarga de aguas fluviales continentales que traen consigo una alta cantidad de metales (Espinosa-Díaz *et al.*, 2021) y que se vieron magnificadas por el aumento de las precipitaciones que se registraron en los continentes a causa del fenómeno de La Niña (IDEAM, s.f). Esto también ocurre para CV1, donde se presenta una gran cantidad de agua marina en la Bocana y descargas de agua domesticas urbanas, que provocan un aumento de la contaminación para las épocas mencionadas (Vergara & Carbal, 2017)

Para las concentraciones de HgT en bivalvos de CV1 en la época seca los valores de $0,12 \pm 0,02 \mu\text{g/g p.s}$, son más altos que los reportados en los estudios de Moncaleano-Niño *et al.* (2022). Esto se debe a la sedimentación que presenta la Ciénaga de la Virgen y que impide la renovación de estos, lo que produce que los metales se adhieran al material suspendido y los sedimentos (Calbet *et al.*, 2016; Vergara & Carbal, 2017). Lo mencionado anteriormente causa que los organismos en época seca realicen más filtración de alimento ya que hay mayor concentración de material suspendido y por ende los niveles de metales en sus tejidos es más alto (Rahman *et al.*, 2020).

Ahora bien, en el presente estudio las concentraciones de HgT detectadas en *I. alatus* se encontraron en un rango de $0,04-0,10 \mu\text{g/g p.s}$ para CV2, $0,06-0,13 \mu\text{g/g p.s}$ en CH y $0,08-0,14 \mu\text{g/g p.s}$ para CV1. Lo anterior contrasta con los resultados encontrados en República Dominicana por Sbriz, (1998), donde las concentraciones se encontraron muy por encima de los máximos para todos los sitios (Tab. 7). En cuanto al reporte realizado en las islas francesas del Caribe, los niveles para *I. alatus* se encontraron con valores similares, con excepción del dato mínimo en CV1 (Briant *et al.*, 2017). En el anterior estudio también se presentaron concentraciones en las costas francesas, pero para *C. gigas*, *Mytilus edulis* y *M. galloprovincialis*, donde los máximos estuvieron muy por encima de lo registrado en este estudio. Aunque en México las concentraciones registradas para *C. gigas* estuvieron por debajo de los mínimos encontrados en la presente investigación (Jonathan *et al.*, 2017).



Tabla 7: Concentraciones de HgT ($\mu\text{g/g p.s}$) en las referencias encontradas para diferentes especies de bivalvos.

País	Especie	Sitio	Número de muestreos	Concentración	Referencia
Islas francesas del Caribe	<i>I. alatus</i>	Le Marin-La Duprey		0,06	
		Punta J'ai Fouillé	2 (febrero y marzo de 2014)	0,07	Briant <i>et al.</i> (2017)
Costas francesas	<i>C. gigas</i>	-		0,10-0,38	
	<i>M. edulis</i>	-		0,05-0,66	
	<i>M. galloprovincialis</i>	-		0,07-0,70	
Indonesia	<i>P. viridis</i>	-	1 (octubre del 2016)	0,23-0,26	Barokah <i>et al.</i> (2019)
México	<i>C. gigas</i>	-	Un período de un año (marzo del 2011 a marzo del 2012)	0,01-0,02	Jonathan <i>et al.</i> (2017)
Bahía de Cartagena Colombia	<i>C. rhizophorae</i>	Ctg-1	3 (octubre del 2012, marzo y octubre del 2013)	0,07-0,09	Moncaleano-Niño <i>et al.</i> (2022)
		Ctg-2		0,04-0,07	
Brasil	<i>C. rhizophorae</i>	-	2 (diciembre del 2017 y junio del 2018)	0,01-0,13	Pereira <i>et al.</i> (2020)
Indonesia	<i>P. viridis</i>	E1	4 (entre febrero y abril del 2009)	0,0017	Putri <i>et al.</i> (2012)
		E2		0,0025	
		E3		0,012	
República Dominicana	<i>I. alatus</i>	-	Durante un período de 2 semanas en agosto de 1990	0,59 y 0,98	Sbriz, 1998
	<i>C. rhizophorae</i>	-		0,49-7,02	
Bahía de Cartagena Colombia	<i>I. alatus</i>	CV2	3 (junio-julio, octubre-noviembre del 2022 y marzo del 2023)	0,04-0,10	Presente estudio
		CH		0,06-0,13	
		CV1		0,08-0,14	

Por otra parte, las concentraciones de HgT en los bivalvos para la temporada de transición fue de 0,07-0,12 $\mu\text{g/g p.s}$, en la época de lluvias de 0,06-0,13 $\mu\text{g/g p.s}$ y para la época seca de 0,04-0,14 $\mu\text{g/g p.s}$. Lo que muestra que los valores más altos se registran en época seca, esto es contrario a los resultados obtenidos por Moncaleano-Niño *et al.* (2022) (LI 0,07-0,09 $\mu\text{g/g p.s}$ y S 0,04-0,07 $\mu\text{g/g p.s}$) y Pereira *et al.* (2020) (LI 0,01-0,13 $\mu\text{g/g p.s}$ y S 0,01-0,07 $\mu\text{g/g p.s}$) donde los máximos estuvieron en época de lluvias. Cabe resaltar que el rango de la época de lluvias se encontraba por debajo de los registros reportados por Barokah *et al.*



(2019), los cuales muestrearon durante la misma temporada. Además, Moncaleano-Niño *et al.* (2022) tampoco encontraron diferencias significativas en las concentraciones de HgT entre las diferentes épocas climáticas como se determinó en el presente estudio mediante análisis el GLM.

Cabe mencionar que al realizar muestreos en diferentes épocas en los mismos sitios puede ocasionar que los resultados obtenidos sean diferentes u opuestos (Nur & Karneli, 2015). Lo anterior se puede ver reflejado en las concentraciones de HgT reportadas para *P. viridis* en Indonesia donde se presentaron dos estudios, en el realizado por Barokah *et al.* (2019) los valores fueron muy elevados, en oposición con Putri *et al.* (2012). Aunque también puede suceder que las características y las actividades que se realizan en los sitios de muestreo ocasionen una diferencia marcada entre los valores reportados en un mismo organismo, pero en diferente sitio. Lo anterior se puede ver aparecido en las concentraciones de HgT en *C. rhizophorae*, donde en República Dominicana presento niveles altos mientras que en Brasil estuvieron bajos (Sbriz, 1998; Pereira *et al.*, 2020).

9.3. INTERACCIÓN ENTRE LAS CONCENTRACIONES DE MERCURIO TOTAL EN MATERIAL SUSPENDIDO, BIVALVOS Y LOS FACTORES DE BIOCONCENTRACIÓN

El factor de bioconcentración presentó un comportamiento diferente a los reportados por otros autores (Tab. 8). Al encontrar que no se presenta bioconcentración entre los organismos y el material suspendido, se infiere que este metal se queda adherido en el material suspendido y no ocurre una transferencia a los bivalvos. Cabe mencionar que estos moluscos pueden absorber pequeñas cantidades de metales libres en la columna de agua mediante los canales de respiración y la difusión desde la concha (Barokah *et al.*, 2019).

El factor de bioconcentración presentó los promedios más altos en la época de lluvias debido a la fácil dilución del Hg metálico en el agua, lo que causa un incremento en los niveles del FCB. Los valores medios se presentaron en la temporada de transición donde no son tan marcadas las lluvias y los pequeños aportes de estas facilitan en proporciones más bajas la dilución del Hg en el agua. Mientras que los FBC's más bajos se presentaron en época seca, influenciados por una menor dilución y concentración del Hg en el agua (Barokah *et al.*, 2020; Moncaleano-Niño *et al.*, 2022) a excepción de CV1 por lo mencionado anteriormente.

Respecto a CV2, en la época de lluvias fue el único intercepto donde se presentó bioconcentración, esto se atribuye a que la concentración de HgT en el material



suspendido y en el bivalvo fueron muy similares. Así se refleja la capacidad de absorción del Hg por los tejidos del bivalvo, lo que indica que estos organismos absorben los iones metálicos libres encontrados en la solución acuosa de una forma más eficiente y se aumenta el proceso de bioacumulación de los organismos (Jonathan *et al.*, 2017).

En CV1 se obtuvo que la bioconcentración fue mayor en época de lluvias ya que se presenta un incremento en la entrada de aguas provenientes de la urbe, que ocasiona un recambio de aguas superficiales y sedimentos (Vergara & Carbal, 2017). En segundo lugar, se encuentra la época seca, donde los niveles del oxígeno disuelto y pH pueden favorecer a los procesos de bioconcentración en los bivalvos; así como la resuspensión de sedimentos ocasionada por las corrientes. Por último, la temporada de transición presentó el valor de bioconcentración más bajo ya que en esta los procesos de remoción de aguas y los parámetros fisicoquímicos como el oxígeno disuelto y pH son más bajos (Cogua *et al.*, 2012; Barokah *et al.*, 2019).

En el material particulado las concentraciones de HgT más elevadas estuvieron en temporada de transición o en época seca. Mientras que para la concentración en bivalvos y el FBC se presentaron en época de lluvias. Esto se asocia a la especiación de mercurio que presenta el material suspendido, tanto orgánico como inorgánico (Salas, 2008). Así como, en los bivalvos en donde la alimentación no es la única entrada de metales a los individuos, también pueden ingresar mediante la absorción cuando el agua está en contacto con branquias y otros tejidos (Barokah *et al.*, 2019).

Los valores obtenidos para los FBC's indicaron que los organismos no presentaban bioconcentración de HgT, lo cual está en contraposición con los resultados obtenidos por estudios realizados en Indonesia, México, Brasil y en la Bahía de Cartagena (Tab. 8). Esto se puede presentar debido a que no se da la suficiente metilación en el material suspendido y por ende los organismos no bioconcentran el metal (Cogua *et al.*, 2012; Rincon *et al.*, 2017). Además de esto, hay que tener en cuenta que para que ocurra el proceso de metilación el agua debe tener ciertos niveles de oxígeno disuelto, pH y potencial redox (Barokah *et al.*, 2019). Cabe destacar que el FBC no presentó correlación con las concentraciones de HgT en *I. alatus* y material suspendido, lo cual concuerda con los resultados obtenidos por Moncaleano-Niño *et al.* (2022).

**Tabla 8:** Factor de bioconcentración de HgT en muestras de bivalvos y agua marina o sedimentos en las referencias encontradas.

País	Muestra	Valor	Referencia
Indonesia	Agua y <i>P. viridis</i>	3,49-5,82	Barokah <i>et al.</i> (2019)
	Sedimentos y <i>P. viridis</i>	0,27-0,34	
México	Agua marina y <i>C. gigas</i>	282	Jonathan <i>et al.</i> (2017)
	Sedimentos y <i>C. gigas</i>	2,88	
Bahía de Cartagena, Colombia	Sedimentos y <i>C. rhizophorae</i>	0,40-1,68	Moncaleano-Niño <i>et al.</i> (2022)
Brasil	Sedimentos y <i>C. rhizophorae</i>	≥ 1	Pereira <i>et al.</i> (2020)
Indonesia	Agua y <i>P. viridis</i>	64,68-210,01	Putri <i>et al.</i> (2012)
Bahía de Cartagena, Colombia	Material suspendido e <i>I. alatus</i>	0,12-1,02	Presente estudio

9.4. LÍMITES PERMISIBLES POR LAS AUTORIDADES PARA LAS CONCENTRACIONES DE MERCURIO TOTAL EN BIVALVOS

Las concentraciones de HgT en bivalvos no estuvieron por encima de la normativa del Ministerio de Salud chileno ni los límites establecidos por la Unión Europea (Tab. 9). En cuanto a la normativa de Administración de Alimentos y Medicamentos de los Estados Unidos el límite de concentración media (0,012 µg/g) fue superado por todos los datos, aunque el máximo (0,25 µg/g) no fue superado por ningún valor. Pero de los 63 registros obtenidos en este estudio, 53 se ubican dentro del rango medio establecido por el Programa de Vigilancia de Mejillones de la NOAA y los 10 restantes se situaron en el rango bajo (Anexo 1). De estos últimos en época de lluvias se presentaron 2 en CV2 (0,06 µg/g) y en la época seca se obtuvieron 7 en CV2 (0,04-0,06 µg/g) y 1 en CH (0,06 µg/g). En cuanto al límite establecido por el Ministerio de Salud y Protección Social de Colombia solo fue superado por 21 registros (Anexo 1). Para la temporada de transición se registró 2 en CH (10 y 12 µg/g) y 1 en CV1 (11 µg/g), en temporada de lluvias se obtuvieron 1 en CV2 (0,10 µg/g), 5 en CH (0,10-0,13 µg/g) y 4 en CV1 (0,10-0,11 µg/g) y en la época seca se registraron 1 en CH (12 µg/g) y 7 en CV1 (0,10-0,14 µg/g).

**Tabla 9:** Límites permisibles por las autoridades nacionales e internacionales, expresado en µg/g.

Entidad	Muestra evaluada	Límite permisible	Referencia
Administración de Alimentos y Medicamentos de los Estados Unidos (FDA)	Ostras	0,012	Administración de Alimentos y Medicamentos de los Estados Unidos (2019)
Min. Salud de Chile	Mariscos	0,5	Ministerio de Salud (2018)
Min. Salud de Colombia	Calidad alimenticia	0,1	Ministerio de Salud y Protección Social (2013)
Programa de Vigilancia de Mejillones de la NOAA de EE. UU.	Ostras	0,00-0,07 0,08-0,15 0,16-0,33	Kimbrough <i>et al.</i> (2008)
Unión Europea	Mariscos	0,5	Revisión Unión Europea (2019)

10. CONCLUSIONES

- ✓ En bivalvos, CV1 y CH son los sitios donde se encontró una mayor concentración de mercurio, estos presentan más fuentes de contaminación.
- ✓ CV2 presentó valores reportados anteriormente para la Bahía, lo que puede evidenciar el aumento en las concentraciones de HgT en los organismos.
- ✓ Las concentraciones de material suspendido en la columna de agua con respecto a las épocas climáticas presentaron un patrón (seca > transición > lluvias) en todos los sitios, debido a la cantidad de aguas lluvias que diluyeron dicho material.
- ✓ El material suspendido no tuvo mayor impacto en la concentración de Hg para los individuos de *I. alatus* ya que los metales también pueden ser adquiridos mediante la absorción cuando el agua está en contacto con branquias y otros tejidos.
- ✓ Se encontraron diferencias significativas respecto a la concentración de mercurio en *I. alatus* al momento de comparar entre sitios de muestreo debido a las diferentes fuentes de contaminantes que estos presentan y las características propias de cada ciénaga.
- ✓ Las concentraciones de mercurio total para los bivalvos fueron influenciadas por la época climática a causa de la intrusión de las aguas provenientes de la



- desembocadura del Canal del Dique y las diferencias presentadas para las precipitaciones de las épocas climáticas.
- ✓ El factor de bioconcentración demostró que no se presenta el proceso de bioconcentración teniendo en cuenta que para calcular este se utilizó la concentración total de mercurio en el material suspendido y no la fracción que esta biodisponible para los bivalvos.
 - ✓ La concentración de HgT de *I. alatus* en la Bahía de Cartagena sobrepasa los niveles permitidos de acuerdo con diferentes entes nacionales e internacionales.

11. RECOMENDACIONES

Para trabajos futuros se recomienda realizar toma de parámetros fisicoquímicos como pH, temperatura y oxígeno disuelto ya que estos pueden ayudar a mejorar la interpretación de como el HgT pasa del material suspendido a los bivalvos. Así mismo, realizar muestreos de las concentraciones de HgT en sedimentos de los sitios de muestreo, ya que estos funcionan como un reservorio de contaminantes que pueden afectar mediante la resuspensión los niveles que presentan los organismos. Por lo anterior hay que tener en cuenta los sedimentos profundos al realizar acciones de manejo en la Bahía de Cartagena, porque estas pueden propiciar procesos de resuspensión. Finalmente realizar un monitoreo por un tiempo prolongado ayuda a determinar la evolución interanual del nivel de contaminantes y su comportamiento.

12. BIBLIOGRAFÍA

- Acosta, V., Lodeiro, C., Senior, W., & Martinez, G. (2002). Niveles de metales pesados en sedimentos superficiales en tres zonas litorales de Venezuela. *Interciencia* 27(12), 686-690. ISSN 0378-1844
- Administración de alimentos y medicamentos de los Estados Unidos (FDA). (2009). Mercury Level in Comercial Fish and Shellfish (1990-2012). <https://www.fda.gov/food/environmental-contaminants-food/mercury-levels-commercial-fish-and-shellfish-1990-2012>.
- Amiard-Triquet, C. (2013). *Ecological Biomarkers, Indicators of Ecotoxicological Effects*. En Autoedición. (pp. 45-175). Taylor & Francis Group.



- Bainbridge, Z., Lewis, S., Bartley, R., Fabricius, K., Collier, C., Waterhouse, J., ... & Brodie, J. (2018). Fine sediment and particulate organic matter: A review and case study on ridge-to-reef transport, transformations, fates, and impacts on marine ecosystems. *Marine Pollution Bulletin*, 135, 1205-1220. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.08.002>
- Barokah, G. R., Dwiytino, D., & Nugroho, I. (2019). Kontaminasi logam berat (Hg, Pb, dan Cd) dan batas aman konsumsi kerang hijau (*Perna viridis*) dari perairan Teluk Jakarta di musim penghujan. *Jurnal Pascapanen dan Bioteknologi Kelautan dan Perikanan*, 14(2), 95-106. <http://dx.doi.org/10.15578/jpbkp.v14i2.611>
- Briant, N., Chouvelon, T., Martinez, L., Brach-Papa, C., Chiffolleau, J. F., Savoye, N., ... & Knoery, J. (2017). Spatial and temporal distribution of mercury and methylmercury in bivalves from the French coastline. *Marine Pollution Bulletin*, 114(2), 1096-1102. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.10.018>
- Caballero-Gallardo, K., Alcalá-Orozco, M., Barraza-Quiroz, D., De la Rosa, J., & Olivero-Verbel, J. (2020). Environmental risks associated with trace elements in sediments from Cartagena Bay, an industrialized site at the Caribbean. *Chemosphere*, 242, 125173. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125173>
- Calbet, A., Schmoker, C., Russo, F., Trottet, A., Mahjoub, M. S., Larsen, O., ... & Drillet, G. (2016). Non-proportional bioaccumulation of trace metals and metalloids in the planktonic food web of two Singapore coastal marine inlets with contrasting water residence times. *Science of the Total Environment*, 560, 284-294. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.234>
- Campos, N. H. (1988). Selected bivalves for monitoring of heavy metal contamination in the Colombian Caribbean. In *Metals in coastal environments of Latin America* (pp. 270-275). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Campos, N. H., & Marrugo-Negrete, J. L. (2022). Mercury in the Colombian Caribbean: The Bay of Cartagena, A Model in Resilience. In *Marine Pollution-Recent Developments*. IntechOpen. <http://dx.doi.org/10.5772/intechopen.107240>
- CIOH (Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas). (06 de marzo del 2022). *Graficas multianuales principales parámetros meteorológicos sobre la ciudad de Cartagena*. CIOH (Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas). Recuperado el 06 de marzo del 2022 de <https://www.cioh.org.co/meteorologia/Climatologia/ResumenCartagena4.php>
- Cogua, P., Campos, N. H. & Duque, G. (2012). Concentración de mercurio total y metilmercurio en sedimento y seston de la Bahía de Cartagena, caribe



- colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* 41(2), 267-285. ISSN 0122-9761.
- de Andrés, J. B. V. (2005). Capacity building to improve adaptability to sea level rise in two vulnerable points of the Colombian coastal areas (Tumaco-Pacific coast and Cartagena-Caribbean coast) with special emphasis on human populations under poverty conditions.
- de Souza-Machado, A. A., Spencer, K., Kloas, W., Toffolon, M., & Zarfl, C. (2016). Metal fate and effects in estuaries: a review and conceptual model for better understanding of toxicity. *Science of the Total Environment*, 541, 268-281. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.045> 0048-9697/
- Decreto 0007 del 2018 (Ministerio de Salud). Por medio del cual se modifica el decreto supremo N° 977, de 1996, del Ministerio de Salud, Reglamento sanitario de los alimentos. 02 de julio del 2018
- Espinosa-Díaz, L. F., Sánchez-Cabeza, J. A., Sericano, J. L., Parra, J. P., Ibarra-Gutierrez, K. P., Garay-Tinoco, J. A., ... & Díaz-Asencio, M. (2021). Sedimentary record of the impact of management actions on pollution of Cartagena bay, Colombia. *Marine Pollution Bulletin*, 172, 112807. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112807>
- Ferrer, A. (2003). Intoxicación por metales. In *Anales del sistema sanitario de Navarra* (Vol. 26, pp. 141-153). Gobierno de Navarra. Departamento de Salud.
- Garay-Tinoco, J. A., Pinilla-González, C. A., & Díaz-Merlano, J. M. (2003). Manual de técnicas analíticas para la determinación de parámetros fisicoquímicos y contaminantes marinos (aguas, sedimentos y organismos).
- Instituto de Hidrología, Meteorología, y Estudios Ambientales (s.f.). *Consulta- Descarga de datos hidrometeorológicos*. (Conjunto de Datos). <http://dhime.ideam.gov.co/atencionciudadano/>
- Jaffé, R., Leal, I., Alvarado, J., Gardianali, P. R. & Sericano, J. L. (1998). Baseline study on the levels of organic pollutants and heavy metals in bivalves from the Morrocoy National Park, Venezuela. *Marine Pollution Bulletin* 36(11), 925-929. 0025-326X/98
- Jonathan, M. P., Muñoz-Sevilla, N. P., Góngora-Gómez, A. M., Varela, R. G. L., Sujitha, S. B., Escobedo-Urías, D. C., ... & Villegas, L. E. C. (2017). Bioaccumulation of trace metals in farmed pacific oysters *Crassostrea gigas* from SW Gulf of California coast, Mexico. *Chemosphere*, 187, 311-319. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.08.098>
- Kehrig, H. A., Palermo, E. F. A., Seixas, T. G., Branco, C. C., Moreira, I., & Malm, O. (2009). Trophic transfer of methylmercury and trace elements by tropical estuarine seston and plankton. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 85(1), 36-44. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2009.05.027>



- Kimbrough, K. L., W. E. Johnson, G. G. Lauenstein, J. D. Christensen and D. A. Apeti. 2008. An Assessment of Two Decades of Contaminant Monitoring in the Nation's Coastal Zone. Silver Spring, MD. NOAA Technical Memorandum NOS NCCOS 74. 34 pp.
- Laino-Guanes, R. M., Bello-Mendoza, R., González-Espinosa, M., Ramírez-Marcial, N., Jiménez-Otárola, F., & Musálem-Castillejos, K. (2015). Concentración de metales en agua y sedimentos de la cuenca alta del río Grijalva, frontera México-Guatemala. *Tecnología y ciencias del agua*, 6(4), 61-74. ISSN 0187-8336.
- Manjarrez-Paba, G., Castro-Angulo, I., & Utria-Padilla, L. (2008). Bioacumulación de cadmio en ostras de la bahía de Cartagena: Bio-accumulation cadmium in oysters of Cartagena bay. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 7(13), 11-20. ISSN 1692-3324.
- Manjarres-Suarez, A., & Olivero-Verbel, J. (2020). Hematological parameters and hair mercury levels in adolescents from the Colombian Caribbean. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(12), 14216-14227. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-07738-z>
- Maldonado, W., Baldiris, I., & Díaz, J. (2011). Evaluación de la calidad del agua en la Ciénaga de la Virgen (Cartagena, Colombia) durante el período 2006-2010. *Revista Guillermo de Ockham*, 9(2), 79-87. ISSN: 1794-192X
- Moncaleano-Niño, A., Gómez-Cubillos, M., Luna-Acosta, A., Villamil, L., Casseres-Ruiz, S. & Ahrens, M. (2022). Monitoring metallothionein-like protein concentrations and cholinesterase activity in tropical cup oysters as biomarkers of exposure to metals and pesticides in the Southern Caribbean, Colombia. *Environmental Science and Pollution Research*, 29, 25157–2518. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-17644-7> (R)
- Nur, F., & Karneli, K. (2015). Kandungan Logam Berat Timbal (Pb) Pada Kerang Kima Sisik (*Tridacna squmosa*) di Sekitar Pelabuhan Feri Bira. *In Prosiding Seminar Nasional Biologi* (Vol. 1, No. 1). <https://doi.org/10.24252/psb.v1i1.2137>
- Okereafor, U., Makhatha, M., Mekuto, L., Uche-Okereafor, N., Sebola, T., & Mavumengwana, V. (2020). Toxic metal implications on agricultural soils, plants, animals, aquatic life and human health. *International journal of environmental research and public health*, 17(7), 2204. <https://doi.org/10.3390/ijerph17072204>
- Olivero-Verbel, J., Johnson-Restrepo, B., Baldiris-Avila, R., Güette-Fernández, J., Magallanes-Carreazo, E., Vanegas-Ramírez, L., & Kunihiro, N. (2008). Human and crab exposure to mercury in the Caribbean coastal shoreline of Colombia: impact from an abandoned chlor-alkali plant. *Environment international*, 34(4), 476-482. <https://doi.org/10.1080/09603120902749090>
- Olivero-Verbel, J., Caballero-Gallardo, K., & Torres-Fuentes, N. (2009). Assessment of mercury in muscle of fish from Cartagena Bay, a tropical estuary at the north



- of Colombia. *International Journal of Environmental Health Research*, 19(5), 343-355. <https://doi.org/10.1080/09603120902749090>
- Osorio, A. F., Montoya, R. D., Ortiz, J. C., & Peláez, D. (2016). Construction of synthetic ocean wave series along the Colombian Caribbean Coast: A wave climate analysis. *Applied Ocean Research*, 56, 119-131. <https://doi.org/10.1016/j.apor.2016.01.004>
- Oursel, B., Garnier, C., Pairaud, I., Omanović, D., Durrieu, G., Syakti, A. D., ... & Lucas, Y. (2014). Behaviour and fate of urban particles in coastal waters: Settling rate, size distribution and metals contamination characterization. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 138, 14-26. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2013.12.002>
- Pereira, E. D. A. A., de Paiva, W., Molozzi, J. & Lopes, W. S. (2020). Sediment and tissue analysis for metals in a tropical estuary. *Regional Studies in Marine Science* 38, 101358. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2020.101358>
- Putri, L. S. E., Prasetyo, A. D., & Arifin, Z. (2012). Green mussel (*Perna viridis* L.) as bioindicator of heavy metals pollution at Kamal estuary, Jakarta Bay, Indonesia. *Journal of Environmental Research and Development*, 6(3), 389-396.
- QGIS Development Team, 2023. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <https://qgis.org>.
- Rahman, M. A., Henderson, S., Miller-Ezzy, P. A., Li, X. X., & Qin, J. G. (2020). Analysis of the seasonal impact of three marine bivalves on seston particles in water column. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 522, 151251. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2019.151251>
- Resolución N°004506 del 2013 (Ministerio de Salud y Protección Social). Por la cual se establecen los niveles máximos de contaminantes en los alimentos destinados al consumo humano y se dictan otras disposiciones. 30 de octubre del 2013.
- Resolución N°0068 del 2002 (Ministerio del Ambiente y Desarrollo Sostenible). Por la cual se establece el procedimiento para los permisos de estudio con fines de investigación científica en diversidad biológica y investigación científica en diversidad biológica y se adoptan otras determinaciones. 22 de enero de 2002.
- Revisión Unión Europea. 2019. Unión Europea contenidos máximos de Metales pesados en productos alimenticios.
- Rincon, M. N. C., Smith, J., Colina, G., Sánchez, J., & Montilla, B. (2017). Especiación de mercurio en el caño Alpargatón y en las zonas marino-costero del golfo triste (Venezuela). *Revista Bases de la Ciencia*, 2(3), 17-36.
- Rodrigues, J., Blemker, S., Frangos, S., De Jesus, B., Ramos, S., Viqueira, R., Goldsmith, S. (2022). Bioaccumulation of trace metals in two oyster species from



- southwest Puerto Rico. *Marine Pollution Bulletin*. 178: 1-6. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113581>
- Romero-Murillo, P.; Campos, N. H., & Orrego, R. (2023). Metal concentrations in adults and juveniles stages of *Isognomon alatus* oyster, through climatic seasons (dry, transition, and rainy) at mangrove ecosystems of San Andres Island, Colombian Caribbean. *Acta Biológica* 28(3).
- Ruffinatti, C. P., & de Carvajal, L. R. (1999). Aproximación a la hidrodinámica de la Ciénaga de los Vásquez (Isla Barú-Caribe Colombiano) mediante tanatocenosis de foraminíferos y ostrácodos bentónicos. *Acta Biológica Colombiana*, 4(2), 70-78.
- Salas, C. V. (2008). ESPECIACIÓN DE MERCURIO EN EL MEDIO AMBIENTE. *Isagogé*, (5), 8.
- Sbriz, L., Aquino, M. R., Fowler, S. W., & Sericano, J. L. (1998). Levels of chlorinated hydrocarbons and trace metals in bivalves and nearshore sediments from the Dominican Republic. *Marine Pollution Bulletin*, 36(12), 971-979. S0025-326X(98)00097-6
- Siung, A. M. (1980). Studies on the biology of *Isognomon alatus* Gmelin (Bivalvia: Isognomonidae) with notes on its potential as a commercial species. *Bulletin of Marine Science*, 30(1), 90-101.
- Torres, M. J., Castro, H. A. H., & Vega, L. C. (2021). Variación temporal de la composición y abundancia del fitoplancton en Ciénaga Honda, Cartagena, Colombia. *Intropica: Revista del Instituto de Investigaciones Tropicales*, 16(2), 168-179. <https://doi.org/10.21676/23897864.4065>
- Torregroza-Fuentes, E., Llamas-Chávez, J., & Borja-Barrera, F. (2014). Diferencias entre actores sociales en el conocimiento y la percepción de la vegetación de la cuenca de la Ciénaga de la Virgen (Cartagena de Indias, Colombia). *Ecología Aplicada*, 13(2), 97-108. ISSN 1726-2216.
- Tosic, M., Restrepo, J. D., Lonin, S., Izquierdo, A., & Martins, F. (2019). Water and sediment quality in Cartagena Bay, Colombia: Seasonal variability and potential impacts of pollution. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 216, 187-203. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2017.08.013>
- United States Environmental Protection Agency. (2007). EPA Method 7473 SW-846: Mercury in Solids and Solutions by Thermal Decomposition, Amalgamation, and Atomic Absorption Spectrophotometry. Revision 0.
- Vergara, J. J., & Carbal, A. E. (2017). Costos sociales y ambientales de la doble calzada vía al mar Cartagena-Barranquilla Tramo 1. *Revista Espacios*, 38(31).
- Wang, W. X. (2002a). Cd and Se aqueous uptake and exposure of green mussels *Perna viridis*: influences of seston quantity. *Marine Ecology Progress Series*, 226, 211-221. ISSN: 1616-1599



- Wang, W. X. (2002b). Interactions of trace metals and different marine food chains. *Marine Ecology Progress Series*, 243, 295-309. ISSN: 1616-1599
- Wang, W. X. (2013). Prediction of metal toxicity in aquatic organisms. *Chinese Science Bulletin*, 58(2), 194-202. <https://doi.org/10.1007/s11434-012-5403-9>
- Wang, W. X., & Lu, G. (2017). Heavy metals in bivalve mollusks. *Chemical contaminants and residues in food*, 553-594. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-100674-0.00021-7>
- Yap, C. K., Azmizan, A. R., & Hanif, M. S. (2011). Biomonitoring of trace metals (Fe, Cu, and Ni) in the mangrove area of Peninsular Malaysia using different soft tissues of flat tree oyster *Isognomon alatus*. *Water, Air, & Soil Pollution*, 218(1), 19-36. <https://doi.org/10.1007/s11270-010-0621-8>



13. ANEXOS

Anexo 1: Límites permisibles por las autoridades en contenido de mercurio total ($\mu\text{g/g}$) en las muestras de bivalvos. Los rangos límites para el Programa de Vigilancia de Mejillones de la NOAA de EE. UU son bajo (0,00-0,07 $\mu\text{g/g}$), medio (0,08-0,15 $\mu\text{g/g}$) y alto (0,16-0,33 $\mu\text{g/g}$). Para el Ministerio de Salud y Protección social colombiano el límite es superior a 0,10 $\mu\text{g/g}$. Donde **CV2** representa a Ciénaga de los Vásquez, **CH** es Ciénaga Honda y **CV1** simboliza a Ciénaga de la Virgen. El **código** está compuesto por sitio-punto-replica. El **color azul** representa al Programa de Vigilancia de Mejillones de la NOAA de EE. UU., el más claro es el rango bajo y el tono más fuerte es el rango medio. El **color gris** es el límite establecido por el Ministerio de Salud en el año 2013.

Código	Transición	Lluvia	Seca	Transición	Lluvia	Seca
CV2-1-1	0,07	0,06	0,05	0,07	0,06	0,05
CV2-1-2		0,07	0,05		0,07	0,05
CV2-1-3		0,06	0,06		0,06	0,06
CV2-2-1	0,07	0,08	0,07	0,07	0,08	0,07
CV2-2-2		0,09	0,06		0,09	0,06
CV2-2-3		0,10	0,07		0,10	0,07
CV2-3-1	0,08	0,07	0,04	0,08	0,07	0,04
CV2-3-2		0,07	0,05		0,07	0,05
CV2-3-3		0,07	0,05		0,07	0,06
CH-1-1	0,10	0,10	0,07	0,10	0,10	0,07
CH-1-2		0,08	0,07		0,08	0,07
CH-1-3		0,13	0,06		0,13	0,06
CH-2-1	0,09	0,07	0,08	0,09	0,07	0,08
CH-2-2		0,09	0,07		0,09	0,07
CH-2-3		0,08	0,08		0,08	0,08
CH-3-1	0,12	0,12	0,08	0,12	0,12	0,08
CH-3-2		0,11	0,09		0,11	0,09
CH-3-3		0,13	0,11		0,13	0,12
CV1-1-1	0,09	0,08	0,09	0,09	0,08	0,09
CV1-1-2		0,08	0,10		0,08	0,10
CV1-1-3		0,08	0,09		0,08	0,09
CV1-2-1	0,08	0,08	0,12	0,08	0,08	0,12
CV1-2-2		0,11	0,13		0,11	0,13
CV1-2-3		0,10	0,14		0,10	0,14
CV1-3-1	0,11	0,11	0,12	0,11	0,11	0,12
CV1-3-2		0,11	0,12		0,11	0,12
CV1-3-3		0,09	0,14		0,09	0,14



UNIVERSIDAD DEL SINU

Elías Bechara Zainúm