



UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE COLOMBIA

**CONTAMINACIÓN POR METALES PESADOS (Hg, Cd, Pb y Cu) EN LA OSTRAS
Crassostrea rhizophorae PARA DOS ECOSISTEMAS MARINO-COSTEROS DEL
CARIBE COLOMBIANO**

Anubis Jorge Luis Vélez Mendoza

Universidad Nacional de Colombia, Sede Caribe
Instituto de Estudios en Ciencias del Mar – CECIMAR
Convenio Universidad Nacional de Colombia – INVEMAR
Santa Marta D. T. C. H., Colombia

2024

**CONTAMINACIÓN POR METALES PESADOS (Hg, Cd, Pb y Cu) EN LA OSTRAS
Crassostrea rhizophorae EN DOS ECOSISTEMAS MARINO-COSTEROS DEL
CARIBE COLOMBIANO**

Anubis Jorge Luis Vélez Mendoza

Tesis presentada como requisito parcial para optar al título de:

Magister en Ciencias - Biología

Director:

Dr. rer. nat. Néstor Hernando Campos Campos

Codirectora:

M.Sc. Jeimmy Paola Rico Mora

Línea de Investigación:

Ecología de invertebrados marinos, contaminación ambiental marina

Grupo de Investigación:

Fauna Marina Colombiana: Biodiversidad y Usos

Universidad Nacional de Colombia, Sede Caribe
Instituto de Estudios en Ciencias del Mar – CECIMAR
Convenio Universidad Nacional de Colombia – INVEMAR
Santa Marta D. T. C. H., Colombia

2024

A mis padres José Ángel y Elvira Rosa, mi hermano Daneys Luis Ángel, mi sobrina Luciana, mis mejores amigas Yelena y Kimberly, mi amiga Jessica, mi amigo Andres, mis queridas consejeras Ana Milena y Diana Katerine, mi codirectora Jeimmy Paola, mi colega de trabajo Margui Lorena, y a los profesores Néstor Hernando, Adolfo y Diana Milena les dedico este trabajo, fruto de su paciencia, guía, apoyo y comprensión.

Agradecimientos

Quiero agradecer al programa “Redes tróficas marinas del Caribe colombiano en la era del plástico y los contaminantes tóxicos (Código Minciencias 71475)” que me brindó la oportunidad de continuar el proceso de la maestría con la financiación de la matrícula, sostenimiento, salida de campo y trabajo de laboratorio por medio de la beca de investigación como estudiante de maestría en el marco del proyecto Contaminantes “Niveles de contaminación por metales pesados (Hg, Cd, Cr, Ni, Pb, Se, As y Cu), PCB (bifenilos policlorados) y HAP (hidrocarburos aromáticos policíclicos) en ambientes marinos y costeros del Caribe colombiano (Código 71641)” ejecutado por la Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano junto con la Universidad Nacional de Colombia Sede Caribe, CECIMAR.

A la Fundación para la Promoción de la Investigación y la Tecnología del Banco de la República en el marco del Proyecto 5.131 con la Universidad Nacional de Colombia (Código Hermes 59755) y al Fondo de Becas Colombia Biodiversa y para la Fundación Alejandro Ángel Escobar, un especial agradecimiento por otorgarme la beca de investigación por un valor de doce millones seiscientos treinta y seis mil pesos colombianos M/cte (\$12.636.000) y tres millones quinientos mil pesos colombianos M/cte (\$3.500.000), respectivamente. Fondos usados en la investigación para los análisis de laboratorio en la determinación de metales en la ostra de mangle *Crassostrea rhizophorae*. Esta investigación se desarrolló con el permiso Marco de la Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano de Recolección de Diversidad Biológica y el permiso de Recolección de muestras biológicas expedido por Parques Nacionales Naturales.

Agradezco a la Universidad Nacional de Colombia Sede Caribe que a través del fondo de posgrado por la financiación de las salidas de campo en la Ciénaga Grande Santa Marta y el apoyo económico en las participaciones de los eventos científicos del II Seminario Nacional de la ACIMAR 2022, XIX Seminario Nacional SENALMAR 2022, ICMS CEMarin 2023 y el III Seminario Nacional ACIMAR 2023 con trabajos provenientes de la tesis de maestría y del proyecto Contaminantes en el marco del programa Redes Tróficas.

A mi director Dr. rer. nat. N.H. Campos Campos y a mi codirectora M. Sc J.P. Rico Mora especial agradecimiento por su apoyo, dedicación, paciencia y direccionamiento durante el desarrollo de

la tesis. A mi coordinadora del proyecto Contaminantes M.L. Almario García, y a los profesores A. Sanjuan Muñoz y D.M. Bustos Montes por sus consejos, apoyo y dedicación durante todo el proceso de la tesis, del proyecto Contaminantes en el marco del programa Redes y mi estancia en la ciudad de Santa Marta. Quiero agradecer a mis colegas y amigos del programa Redes Tróficas, especialmente a A. Navarro Martínez, gracias por su apoyo en campo, la información y consejos brindados durante el desarrollo del anteproyecto.

Agradezco de todo corazón a los profesores N.H. Campos Campos, S.E. Zea Sjoberg, A. Acero Pizarro y A. Santos Martínez por todo el apoyo recibido y gestiones internas académicas y administrativas a lo largo de todo este proceso académico, que en la mayoría de los casos como estudiantes desconocemos, que permitieron la continuación dentro del posgrado, el poder participar y ser beneficiario de las becas de investigación del Banco de la República y Colombia Biodiversa, el desarrollo de las salidas de campo en la Ciénaga Grande de Santa Marta, y las participaciones en los congresos nacionales e internacionales ACIMAR 2022 y 2023, SENALMAR 2022 e ICMS 2023. En este apartado, todo esto fue posible gracias a A.M. Cardenas Mejía por todas las dudas y solicitudes que me ha resuelto en búsqueda del desarrollo y finalización de la tesis, sin su apoyo varios de estos procesos no hubieran sido posibles.

Agradezco a D.K. Rubio Lancheros, C.J. María Camila y a mis queridos amigos Yelena, Jessica, Laura, Ingrid, Estefany, Linda, Nicolás y Andrés muchas gracias por esas conversaciones cortas, prácticas de la presentación y buenos animos que en varios momentos fueron vitales para poder continuar y finalizar el proceso. A toda mi familia gracias por el apoyo y paciencia que me brindaron durante todo el proceso de formación, gracias por creer en mí.

Infinitas gracias a todos, aprecio enormemente todo lo que hicieron por mí, cada consejo, apoyo y seguimiento fue vital para culminar este proceso.

Resumen

La creciente industrialización y descarga de contaminantes han alterado significativamente el equilibrio de los ecosistemas marino-costeros, particularmente en términos de contaminación por metales. Cuando sus contenidos superan las concentraciones de efecto umbral, inducen efectos adversos en los ecosistemas y sus habitantes. En la costa Caribe colombiana, es necesario intensificar la vigilancia en la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) y la bahía de Cispatá (BhC), dos ecosistemas de gran importancia ecológica y socioeconómica de la región, en donde es crucial mejorar en la comprensión del impacto de la contaminación por estos elementos potencialmente tóxicos. En este contexto, la ostra *Crassostrea rhizophorae* resultó ser un bivalvo idóneo para el estudio, por su capacidad de bioacumular estos contaminantes sin sufrir efectos perjudiciales. Se determinó la contaminación por metales (Hg, Cd y Cu) en las ostras, como el factor de bioconcentración respecto al seston y sedimentos, considerando la talla del organismo, variables fisicoquímicas y épocas climáticas. En cada una de las seis estaciones de muestreo (tres en CGSM y tres en la BhC), se midieron variables fisicoquímicas, se recolectaron muestras compuestas de ostras en tallas juveniles (22 mm-32 mm) y tallas adultas (35 mm-56.5 mm), una muestra compuesta de seston (de tres réplicas) y tres de sedimento (se determinó la materia orgánica, el potencial redox y el contenido de metales). La determinación de los metales se realizó mediante la técnica de espectrofotometría de absorción atómica, utilizando el método EPA 7473 por hidruros para Hg, el método AOAC 999.11 (2002) por horno de grafito (GF-AAS) para Cd y Pb, y por flama (FA-AAS) para Cu. En Pb, tanto en sedimentos como en seston, se presentó el contenido más alto de este elemento potencialmente tóxico en época seca en comparación con la época lluviosa, no obstante, en época seca las estaciones CGS-3 en CGSM y CIS-2 en BhC presentaron una concentración baja $\leq 0.0003 \mu\text{g/g Pb}_{\text{p.s.}}$, que, junto con la acumulación baja de este metal en bivalvos, se excluyó su análisis en la ostra. El análisis de PERMANOVA reveló diferencias significativas en las concentraciones de Hg, Cd y Cu en las ostras por épocas climáticas, ecosistemas y estaciones, con la mayor bioconcentración relacionada con el seston. En la BhC se determinó la mayor contaminación por Hg y Cu, con una presencia más elevada de Hg durante la época lluviosa correlacionada con la temperatura, y una mayor presencia de Cu durante la época seca con influencia significativa de la salinidad. En CGSM, para el Cd se determinó la mayor contaminación durante la época lluviosa, asociada con la temperatura. En cuanto a las tallas, la bioconcentración de Hg y Cd fue mayor en tallas juveniles, las cuales

presentan una mayor tasa de absorción de metales. Sin embargo, este patrón también estuvo influenciado por las condiciones locales, evidenciando una mayor bioconcentración de Hg en tallas adultas en CGSM y de Cd en BhC, ambos durante la época lluviosa. Para Cu, la bioconcentración fue similar en ambas tallas, sugiriendo una mayor influencia de las condiciones locales en cada ecosistema. Aunque las concentraciones de Hg y Cd no representan un riesgo en el consumo de las ostras, se deben mantener medidas de control y gestión. Contrariamente, la situación con el Cu es crítica en la BhC, presentando uno de los mayores riesgos de contaminación por el metal en el mundo durante la última década. Este estudio proporciona una base valiosa para la toma de decisiones y acciones de gestión ambiental, enfocándose en reducir los riesgos asociados con la contaminación por estos metales en estas áreas críticas.

Palabras claves: Elementos potencialmente tóxicos, seston, sedimentos, ostras

Abstract

Contamination by heavy metals (Hg, Cd, Pb and Cu) in the oyster *Crassostrea rhizophorae* for two marine-coastal ecosystems of the Colombian Caribbean

The increasing industrialization and discharge of pollutants have significantly altered the balance of marine-coastal ecosystems, particularly in terms of metal pollution. When concentrations exceed threshold effect levels, they induce adverse effects on ecosystems and their inhabitants. On the the Colombian Caribbean coast, it is essential to intensify monitoring in the Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) and Cispatá Bay (BhC), two ecologically and socioeconomically important ecosystems in the region, to better understand the impact of contamination by these potentially toxic elements. In this context, the oyster *Crassostrea rhizophorae* was identified as an ideal bivalve for study due to its ability to bioaccumulate these contaminants without suffering detrimental effects. Metal pollution (Hg, Cd, and Cu) in oysters was determined, considering the bioconcentration factor concerning seston and sediments, organism size, physicochemical variables, and climatic seasons. At each of the six sampling stations (three in CGSM and three in BhC), physicochemical variables were measured, composite samples of oysters were collected in juvenile (22 mm-32 mm) and adult sizes (35 mm-56.5 mm), a composite sample of seston (from three replicates), and three sediment samples (determining organic matter, redox potential, and

metals content). Metal determination was carried out using atomic absorption spectrophotometry, employing the EPA 7473 method for Hg by hydrides, the AOACC 999.11 (2002) method for Cd and Pb by graphite furnace (GF-AAS), and flame (FA-AAS) for Cu. For Pb, both in sediments and seston, the highest content of this potentially toxic element was observed in the dry season compared to the rainy season. However, during the dry season, stations CGS-3 in CGSM and CIS-2 in BhC exhibited low concentrations $\leq 0.0003 \mu\text{g/g}$ Pb p.s., which, along with the low accumulation of this metal in bivalves, led to its exclusion from oyster analysis. PERMANOVA analysis revealed significant differences in Hg, Cd, and Cu concentrations in oysters by climatic seasons, ecosystems, and stations, with the highest bioconcentration related to seston. In BhC, the highest contamination by Hg and Cu was determined, with a higher presence of Hg during the rainy season correlated with temperature and a higher presence of Cu during the dry season with a significant influence of salinity. In CGSM, the highest Cd contamination was determined during the rainy season, associated with temperature. Regarding sizes, bioconcentration of Hg and Cd was higher in juvenile sizes, which exhibit a higher rate of metal absorption. However, this pattern was also influenced by local conditions, showing higher bioconcentration of Hg in adult sizes in CGSM and Cd in BhC, both during the rainy season. For Cu, bioconcentration was similar in both sizes, suggesting a greater influence of local conditions in each ecosystem. Although Hg and Cd concentrations do not pose a risk in oyster consumption, control and management measures must be maintained. Conversely, the situation with Cu is critical in BhC, presenting one of the highest levels of metal contamination in the world over the last decade. This study provides a valuable foundation for decision-making and environmental management actions, focusing on reducing risks associated with metals pollution in these critical areas.

Keywords: Potentially toxic elements, seston, sediments, oysters.

CONTENIDO

	pág.
Resumen	VI
Abstract	VII
Lista de figuras	XIII
Lista de tablas	XV
Lista de anexos	XVI
Lista de símbolos y abreviaturas	XVIII
I. INTRODUCCIÓN	1
Bivalvos como biomonitores	2
Importancia de los bivalvos en el ecosistema.....	3
Registro histórico del monitoreo de metales en el mundo con bivalvos	3
<i>Crassostrea rhizophorae</i> como biomonitor	4
Importancia de su monitoreo en el Caribe colombiano	4
II. CONTAMINACIÓN POR MERCURIO (Hg) EN LA OSTRAS <i>Crassostrea rhizophorae</i> EN DOS LAGUNAS COSTERAS DEL CARIBE COLOMBIANO	6
2.1 Introducción	6
2.2 Metodología	8
2.2.1 Área de estudio	8
2.2.1.1 Zonas de monitoreo	9
2.2.2 Fase de campo	10
2.2.2.1 Medición de variables fisicoquímicas	10
2.2.2.2 Recolección y secado muestras de seston.....	10
2.2.2.3 Recolección de muestras de sedimentos	11
2.2.2.4 Recolección de ostras.....	11
2.2.3 Fase de laboratorio	12
2.2.3.1 Muestras de materia orgánica	12
2.2.3.2 Muestras de potencial redox	12
2.2.3.3 Determinación de mercurio en sedimento, seston y ostras	12

2.2.3.3.1	Control analítico de los resultados	13
2.2.4	Fase de gabinete	13
2.2.4.1	Factor de bioconcentración con sedimentos y seston	13
2.2.4.2	Análisis de correlaciones: PERMANOVA	14
2.2.4.3	Correlación: variables fisicoquímicas y contenido de Hg en sedimentos y seston.....	14
2.2.4.4	Variables fisicoquímicas en la bioconcentración del mercurio	15
2.2.4.5	Índice de contaminación integral de Nemerow (Pc) del mercurio	15
2.2.4.5.1	Agrupamiento jerárquico del índice de contaminación por mercurio.....	16
2.3	Resultados.....	16
2.3.1	Condiciones ambientales en las dos lagunas costeras.....	16
2.3.2	Concentración de mercurio en sedimentos y seston	18
2.3.2.1	Relación en las concentraciones de mercurio en sedimento y seston con las variables ambientales	19
2.3.3	Relación del mercurio en <i>C. rhizophorae</i> con sedimentos y seston.....	19
2.3.4	Diferencias en el contenido de mercurio en <i>C. rhizophorae</i>	21
2.3.4.1	Comparación en el contenido de mercurio en la ostra en cada ecosistema ..	22
2.3.4.2	Comparación en el contenido de mercurio en relación con las tallas de la ostra.....	22
2.3.4.3	Importancia del seston en la bioconcentración del mercurio	22
2.3.4.4	Comparaciones del FBC-Hg en la ostra por ecosistema	23
2.3.4.5	Comparaciones del FBC-Hg entre las tallas de la ostra	24
2.3.5	Relación entre variables ambientales y la bioconcentración de mercurio en la ostra.....	24
2.3.6	Estado de contaminación por mercurio en bivalvos en un contexto global durante la última década.....	26
2.4	Discusión	26
2.4.1	Concentraciones de mercurio y sus fuentes de contaminación	26
2.4.2	Influencia de las condiciones ambientales en el contenido de mercurio en el sedimento y el seston.....	27
2.4.3	Relación de las condiciones ambientales y tallas de la ostra en el contenido de mercurio	28
2.4.4	Riesgo por consumo de mercurio en <i>C. rhizophorae</i> en CGSM y BhC.....	31
III. CONTAMINACIÓN POR CADMIO (Cd) EN LA OSTRAS <i>Crassostrea rhizophorae</i> EN DOS LAGUNAS COSTERAS DEL CARIBE COLOMBIANO		32
3.1	Introducción	32
3.2	Metodología	34

3.2.1	Fase de campo	34
3.2.2	Fase de laboratorio	34
3.2.2.1	Cadmio en sedimentos, seston y ostras.....	35
3.2.2.3	Control analítico de los resultados	35
3.2.3	Fase de gabinete	35
3.3	Resultados.....	36
3.3.1	Concentración de cadmio en sedimentos y seston.....	36
3.3.1.1	Relación en las concentraciones de cadmio en sedimento y seston con las condiciones ambientales.....	38
3.3.2	Relación del cadmio en <i>C. rhizophorae</i> con sedimentos y seston	38
3.3.3	Diferencias en las concentraciones de cadmio en <i>C. rhizophorae</i>	41
3.3.3.1	Comparación en el contenido de cadmio en la ostra en cada ecosistema.....	41
3.3.3.2	Comparación en el contenido de cadmio en relación con las tallas de la ostra.....	42
3.3.3.3	Importancia del seston en la bioconcentración del cadmio.....	42
3.3.3.4	Comparaciones del FBC-Cd en la ostra por ecosistema	43
3.3.3.5	Comparaciones del FBC-Cd entre las tallas de la ostra	43
3.3.4	Relación entre variables ambientales y la bioconcentración de cadmio en la ostra.....	43
3.3.5	Estado de contaminación por cadmio en bivalvos en un contexto global durante la última década.....	44
3.4	Discusión	46
3.4.1	Concentraciones de cadmio y sus fuentes de contaminación.....	46
3.4.2	Influencia de las condiciones ambientales en el contenido de cadmio en el sedimento y el seston.....	47
3.4.3	Relación de las condiciones ambientales y tallas de la ostra en el contenido de cadmio.....	48
3.4.4	Riesgo por consumo de cadmio en <i>C. rhizophorae</i> en CGSM y BhC.....	50

IV. CONTAMINACIÓN POR COBRE (Cu) EN LA OSTRA *Crassostrea rhizophorae* EN DOS LAGUNAS COSTERAS DEL CARIBE COLOMBIANO..... 52

4.1	Introducción	52
4.2	Metodología	54
4.2.1	Fase de campo	54
4.2.2	Fase de laboratorio	55
4.2.2.1	Cobre en sedimentos, seston y ostras	55
4.2.2.3	Control analítico de los resultados	55

4.2.3	Fase de gabinete	56
4.3	Resultados.....	56
4.3.1	Concentración de cobre en sedimentos y seston	56
4.3.1.1	Relación en las concentraciones de cobre en sedimento y seston con las condiciones ambientales.....	58
4.3.2	Relación del cobre en <i>C. rhizophorae</i> con sedimentos y seston.....	58
4.3.3	Diferencias en el contenido de cobre en <i>C. rhizophorae</i>	58
4.3.3.1	Comparación en el contenido de cobre en la ostra en cada ecosistema	60
4.3.3.2	Comparación en el contenido de cobre en relación con las tallas de la ostra	61
4.3.3.3	Importancia del seston en la bioconcentración del cobre	62
4.3.3.4	Comparaciones del FBC-Cu en la ostra por ecosistema	62
4.3.3.5	Comparaciones del FBC-Cu entre las tallas de la ostra	62
4.3.4	Relación entre variables ambientales y la bioconcentración de cobre en la ostra.	62
4.3.5	Estado de contaminación por cobre en bivalvos en un contexto global durante la última década.....	65
4.4	Discusión	65
4.4.1	Concentraciones de cobre y sus fuentes de contaminación	65
4.4.2	influencia de las condiciones del ecosistema en los contenidos de cobre	66
4.4.3	Relación de las condiciones ambientales y tallas de la ostra en el contenido de cobre.....	67
4.4.4	Riesgo por consumo de cobre en <i>C. rhizophorae</i> en CGSM y BhC.....	70
V.	EXCLUSIÓN DEL ANÁLISIS DE PLOMO (Pb) EN LA OSTRA <i>Crassostrea rhizophorae</i>.	71
VI.	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	72
6.1	Conclusiones	72
6.2	Recomendaciones	73
VII.	BIBLIOGRAFÍA	75
VIII.	ANEXOS.....	95

Lista de figuras

- Figura 1-1.** Concentración promedio de Hg, Cd y Cu en bivalvos frente a la concentración límite de cada metal en bivalvos marinos según la FAO/WHO (2022) a lo largo de su registro histórico desde 1870 hasta 2019 en el mundo (Anexo 1 y 2)..... **2**
- Figura 1-2.** Evaluación de metales con bivalvos en el mundo. Número total de investigaciones (A) y sitios (B) evaluados por cada país en su registro histórico (Anexo 1)..... **3**
- Figura 2-1.** Ubicación de los sitios de estudio en la Costa del Caribe colombiano. **8**
- Figura 2-2.** Resultados de: (A) las variables fisicoquímicas medidas a 0.5 m de profundidad en la columna de agua, y porcentaje de materia orgánica y potencial redox en el sedimento, y (B) concentración de Hg total en $\mu\text{g/g}$ de peso seco (p.s.) en sedimentos y seston y concentración promedio \pm error estándar en tejido de la ostra *Crassostrea rhizophorae* en cada estación de Ciénaga Grande de Santa Marta y bahía de Cispatá en época lluviosa de 2021 ● y época seca de 2022 ● **17**
- Figura 2-3.** Análisis comparativo en concentraciones (A) y el factor de bioconcentración (B) de Hg en la ostra *Crassostrea rhizophorae* entre Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) y Bahía de Cispatá (BhC): efectos de la talla del organismo y época climática. Por encima de la línea verde se considera condición de acumulación de Hg en la ostra ($\text{FBC} \geq 1$), y por encima de línea roja hiperacumulación del metal ($\text{FBC} \geq 10$)..... **23**
- Figura 2-4.** Análisis de agrupamiento jerárquico en la evaluación del índice de contaminación de Nemerow (P_c) por Hg en ecosistemas marino y costeros medidos en bivalvos en el periodo 2010 al 2022. Colombia (COL), Nicaragua (NIC), China (CHN), Italia (ITA) y Montenegro (MNE). Clado 1: sitios con contaminación cercana a baja, Clado 2 y 3: sitios con contaminación baja. La flecha hace referencia a los sitios evaluados en el presente estudio (Anexo 7 y 8). **25**
- Figura 3-1.** Resultados de: (A) las variables fisicoquímicas medidas a 0.5 m de profundidad en la columna de agua, y porcentaje de materia orgánica y potencial redox en el sedimento, y (B) concentración total de Cd de peso seco (p.s.) en sedimentos y seston, y concentración promedio \pm error estándar en tejido de la ostra *Crassostrea rhizophorae* en cada estación de Ciénaga Grande de Santa Marta y Bahía de Cispatá en época lluviosa de 2021 ● y época seca de 2022 ● **37**
- Figura 3-2.** Análisis comparativo en las concentraciones (A) y factor de bioconcentración (B) de Cd en la ostra *Crassostrea rhizophorae* entre Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) y Bahía de Cispatá (BhC): efectos de la talla del organismo y época climática. Por encima de la línea verde se considera condición de acumulación de Hg en la ostra ($\text{FBC} \geq 1$), y por encima de línea roja hiperacumulación del metal ($\text{FBC} \geq 10$)..... **41**
- Figura 3-3.** Análisis de agrupamiento jerárquico en la evaluación del índice de contaminación de Nemerow (P_c) con Cd en ecosistemas marino y costeros monitoreados con bivalvos en el periodo de tiempo del 2010 al 2022. Egipto (EGY), Marruecos (MAR), Argentina (ARG), Colombia (COL),

México (MEX), Nicaragua (NIC), Venezuela (VEN), China (CHN), Malasia (MYS), Vietnam (VNM), Irán (IRN), Turquía (TUR), Croacia (HRV), Italia (ITA), Grecia (GRC), Alemania (DEU), Montenegro (MNE) y Nueva Zelanda (NZL). Clado 1: sitios sin riesgo de contaminación, Clado 2: sitios con un riesgo de contaminación cercano a bajo a medio, y Clado 3: sitios con un riesgo de contaminación medio a alto. La flecha hace referencia a los sitios evaluados en el presente estudio (Anexo 7 y 10)..... 45

Figura 4-1. Resultados de: (A) las variables fisicoquímicas medidas a 0.5 m de profundidad en la columna de agua, y porcentaje de materia orgánica y potencial redox en el sedimento, y (B) concentración total de Cu de peso seco (p.s.) en sedimentos y seston, y concentración promedio \pm error estándar en tejido de la ostra *Crassostrea rhizophorae* en cada estación de Ciénaga Grande de Santa Marta y Bahía de Cispatá en época lluviosa de 2021 • y época seca de 2022 ● 57

Figura 4-2. Análisis comparativo en las concentraciones (A) y factor de bioconcentración (B) de Cu en la ostra *Crassostrea rhizophorae* entre Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) y Bahía de Cispatá (BhC): efectos de la talla del organismo y época climática. Por encima de la línea verde se considera condición de acumulación de Hg en la ostra ($FBC \geq 1$), y por encima de línea roja hiperacumulación del metal ($FBC \geq 10$)..... 61

Figura 4-3. Análisis de agrupamiento jerárquico en la evaluación del índice de contaminación de Nemerow (P_c) con Cu en ecosistemas marino y costeros monitoreados con bivalvos en el periodo de tiempo del 2010 al 2022. Egipto (EGY), Marruecos (MAR), Argentina (ARG), Colombia (COL), Nicaragua (NIC), Venezuela (VEN) China (CHN), Malasia (MYS), Indonesia (IDN), Vietnam (VNM), Irán (IRN), Turquía (TUR), Croacia (HRV), Italia (ITA), Grecia (GRC), Alemania (DEU), Montenegro (MNE) y Nueva Zelanda (NZL). Clado 1: sitios con un nivel de contaminación cercano a moderada hasta fuerte, Clado 2: sitios con un nivel de contaminación desde precaución a moderado, y Clado 3: sitios con una contaminación segura. La flecha hace referencia a los sitios evaluados en el presente estudio (Anexo 7 y 12). 64

Lista de tablas

Tabla 2-1. Concentración de Hg en peso seco (p.s.) y factores de bioconcentración en tejidos de tallas juveniles y adultas de la ostra *Crassostrea rhizophorae* en época lluviosa y época seca en las estaciones de CGSM (CGS-1, CGS-2 y CGS-3) y bahía de Cispatá (CIS-1, CIS-2 y CIS-3). LAP: longitud anteroposterior. Se muestran valores máximos (***) y mínimos (**) (Anexo 6). ... **20**

Tabla 2-2. Análisis de PERMANOVA en la concentración y factor de bioconcentración del Hg (FBC-Hg) vs. las tallas (juveniles y adultas), las estaciones, ecosistema y época climática en la ostra *Crassostrea rhizophorae*. Ecosistema (EC), época climática (EP), estación (ES), talla (TA), grados de libertad (Gl), suma de cuadrados (SS) y media cuadrática (MS) (Anexo 9). **21**

Tabla 2-3. Análisis del DistLM en la relación en la concentración de Hg y su bioconcentración en *Crassostrea rhizophorae* con las variables fisicoquímicas (predictoras). Se usó el modelo paso a paso y el criterio de selección de R^2 ajustado (9999 permutaciones). SS: suma de cuadrados. **24**

Tabla 3-1. Concentración de Cd en peso seco (p.s.) y factores de bioconcentración en tejidos de tallas juveniles y adultas de la ostra *Crassostrea rhizophorae* en época lluviosa y época seca en las estaciones de CGSM (CGS-1, CGS-2 y CGS-3) y bahía de Cispatá (CIS-1, CIS-2 y CIS-3). LAP: longitud anteroposterior. Se muestran valores máximos (***) y mínimos (**) (Anexo 10). . **39**

Tabla 3-2. Análisis de PERMANOVA en la concentración y factor de bioconcentración del Cd (FBC-Cd) vs. las tallas (juveniles y adultas), las estaciones, ecosistema y época climática en la ostra *Crassostrea rhizophorae*. Ecosistema (EC), época climática (EP), estación (ES), tallas (TA), grados de libertad (Gl), suma de cuadrados (SS) y media cuadrática (MS) (Anexo 8). **40**

Tabla 3-3. Resultados pruebas marginales DistLM de la concentración de Cd en tejido de la ostra *Crassostrea rhizophorae* y seston junto con su factor de bioconcentración, explicado a partir de las variables fisicoquímicas (predictoras) identificadas usando el modelo paso a paso y el criterio de selección de R^2 ajustado (9999 permutaciones). SS: suma de cuadrados. **44**

Tabla 4-1. Concentración de Cu en peso seco (p.s.) y factores de bioconcentración en tejidos de tallas juveniles y adultas de la ostra *Crassostrea rhizophorae* en época lluviosa y época seca en las estaciones de Ciénaga Grande de Santa Marta (CGS-1, CGS-2 y CGS-3) y Bahía de Cispatá (CIS-1, CIS-2 y CIS-3). LAP: longitud anteroposterior. Se muestran valores máximos (***) y mínimos (**) (Anexo 12). **59**

Tabla 4-2. Análisis de PERMANOVA en la concentración y factor de bioconcentración del Cu (FBC-Cu) vs. las tallas (juveniles y adultas), las estaciones, ecosistema y época climática en la ostra *Crassostrea rhizophorae*. Ecosistema (EC), estación (ES), tallas (TA), grados de libertad (Gl), suma de cuadrados (SS) y media cuadrática (MS) (Anexo 9)..... **60**

Tabla 4-3. Resultados pruebas marginales DistLM de la concentración de Cu en tejido de la ostra *Crassostrea rhizophorae* y seston junto con su factor de bioconcentración, explicado a partir de las variables fisicoquímicas (predictoras) identificadas usando el modelo paso a paso y el criterio de selección de R^2 ajustado (9999 permutaciones). SS: suma de cuadrados. **63**

Lista de anexos

- Anexo 1.** Lista de países con estudios de metales pesados en bivalvos (Vélez-Mendoza *et al.*, sometido). **95**
- Anexo 2.** Registro histórico en la concentración y el riesgo de contaminación por el índice integral de contaminación de Nemerow (P_c) de Hg, Cd y Cu desde los años 1870 al 2019 clasificado entre los periodos de tiempo de 1870-1949, 1956-1979, 1980-1999 y 2000-2022 en cada país evaluado (Vélez-Mendoza *et al.*, sometido). **102**
- Anexo 3.** Resultado de las concentraciones de Hg, Cd, Pb y Cu en sedimentos, seston en la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) y Bahía de Cispatá en época lluviosa (noviembre de 2021) y época seca (marzo-abril de 2022). **112**
- Anexo 4.** Resultados de las variables fisicoquímicas medidas a 0.5 m de profundidad en la columna de agua, y porcentaje de materia orgánica y potencial redox en el sedimento. **113**
- Anexo 5.** Resultado de correlaciones en el contenido de Hg, Cd y Cu en sedimentos y seston con respecto a las variables ambientales medidas en las estaciones de Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) y bahía de Cispatá (BhC) en época lluviosa (noviembre de 2021) y época seca (marzo-abril de 2022). Color de fuente rojo denota las correlaciones altas y significativas. El color de fuente azul denota correlaciones con valores altos, pero que no se consideraron significativos..... **113**
- Anexo 6.** Resultado de las concentraciones de Hg en el tejido de la ostra *Crassostrea rhizophorae* en Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) y Bahía de Cispatá en época lluviosa (noviembre de 2021) y época seca (marzo-abril de 2022). Mediciones de la longitud anteroposterior (LAP) de la valva ventral de la ostra, separadas en tallas adultas y juveniles, y cálculo del factor de bioconcentración (FBC) con sedimentos y seston. Avg: promedio y desv: desviación estándar..... **114**
- Anexo 7.** Registro en la concentración y el nivel de contaminación por el índice integral de contaminación de Nemerow (P_c) de Hg en ecosistemas marino-costeros en *Crassostrea rhizophorae* y entre todas las especies de bivalvos en el periodo de tiempo del 2010 al 2022. Nivel de contaminación: $P_c \leq 0.7$ sin riesgo ●, $0.7 < P_c \leq 1$ baja ●, $1 < P_c \leq 2$ media ●, $2 < P_c \leq 3$ alta ●, y $P_c > 3$ muy alta ●. Avg: promedio, EE: error estándar, min: mínimo y max: máximo. **116**
- Anexo 8.** Lista de países con monitoreos con Hg, Cd y Cu en su registro histórico con la especie *Crassostrea rhizophorae* y con todas las especies de bivalvos alrededor del mundo del periodo de tiempo del 2010-2022..... **117**
- Anexo 9.** Comparaciones PERMANOVA en las concentraciones de Hg, Cd y Cu en $\mu\text{g/g}$ de peso seco (p.s.) y su factor de bioconcentración (FBC) entre las estaciones anidadas a los ecosistemas

(ES(EC)), y entre las tallas (TA) anidadas a las estaciones de cada ecosistema (TA(ES)). Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) y Bahía de Cispatá (BhC). 118

Anexo 10. Resultado de las concentraciones de Cd en el tejido de la ostra *Crassostrea rhizophorae* en Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) y Bahía de Cispatá en época lluviosa (noviembre de 2021) y época seca (marzo-abril de 2022). Mediciones de la longitud anteroposterior (LAP) de la valva ventral de la ostra, separadas en tallas adultas y juveniles, y cálculo del factor de bioconcentración (FBC) con sedimentos y seston. Avg: promedio y desv: desviación estándar. 121

Anexo 11. Registro histórico en la concentración y el nivel de contaminación por el índice integral de contaminación de Nemerow (P_c) de Cd en ecosistemas marino-costeros con la ostra *Crassostrea rhizophorae* en los periodos de tiempo de 1980-1999 y 2000-2022. Registro en la concentración y el nivel de contaminación por el índice integral de contaminación de Nemerow (P_c) de Cd en ecosistemas marino-costeros con todas las especies de bivalvos en el periodo de tiempo del 2010 al 2022. Nivel de contaminación: $P_c \leq 0.7$ sin riesgo ●, $0.7 < P_c \leq 1$ baja ●, $1 < P_c \leq 2$ media ●, $2 < P_c \leq 3$ alta ●, y $P_c > 3$ muy alta ●. Avg: promedio, EE: error estándar, min: mínimo y max: máximo. 123

Anexo 12. Resultado de las concentraciones de Cu en el tejido de la ostra *Crassostrea rhizophorae* en Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) y Bahía de Cispatá en época lluviosa (noviembre de 2021) y época seca (marzo-abril de 2022). Mediciones de la longitud anteroposterior (LAP) de la valva ventral de la ostra, separadas en tallas adultas y juveniles, y cálculo del factor de bioconcentración (FBC) con sedimentos y seston. Avg: promedio y desv: desviación estándar. 127

Anexo 13. Registro histórico en la concentración y el nivel de contaminación por el índice integral de contaminación de Nemerow (P_c) de Cu en ecosistemas marino-costeros con la ostra *Crassostrea rhizophorae* en los periodos de tiempo de 1980-1999 y 2000-2022. Registro en la concentración y el nivel de contaminación por el índice integral de contaminación de Nemerow (P_c) de Cu en ecosistemas marino-costeros con todas las especies de bivalvos en el periodo de tiempo del 2010 al 2022. Nivel de contaminación: $P_c \leq 0.7$ sin riesgo ●, $0.7 < P_c \leq 1$ baja ●, $1 < P_c \leq 2$ media ●, $2 < P_c \leq 3$ alta ●, y $P_c > 3$ muy alta ●. Avg: promedio, EE: error estándar, min: mínimo y max: máximo. 129

*Lista de símbolos y abreviaturas***Símbolos con letras latinas**

Símbolo	Término	Unidad SI
Hg	mercurio	
Cd	cadmio	
Cu	cobre	
mm	Milímetro	m
g	Gramo	g
µg	Microgramo	g
mg	Miligramo	g
L	Litro	m ³
mL	Mililitro	m ³
km	Kilometro	m
Ha	Hectárea	m ²
t	Tonelada	g
h	Hora	s

Abreviaturas

Abreviatura	Término
CGSM	Ciénaga Grande de Santa Marta
CIS	Bahía de Cispatá
BCt	Bahía de Cartagena
BCh	Bahía Chengue
ZCIT	Zona de Convergencia Intertropical
p.s.	Peso seco
LAP	Longitud anteroposterior
CGS-1	Estación No. 1 de Ciénaga Grande de Santa Marta
CGS-2	Estación No. 2 de Ciénaga Grande de Santa Marta
CGS-3	Estación No. 3 de Ciénaga Grande de Santa Marta
CIS-1	Estación No. 1 de Bahía de Cispatá
CIS-2	Estación No. 2 de Bahía de Cispatá
CIS-3	Estación No. 3 de Bahía de Cispatá
DZA	Argelia
EGY	Egipto
MAR	Marruecos
ZAF	Sudáfrica
TUN	Túnez
ARG	Argentina
BRA	Brasil
CAN	Canadá
CHL	Chile
COL	Colombia
CUB	Cuba
DOM	República Dominicana

MEX	México
SLV	República de El Salvador
USA	Estados Unidos de América
VEN	Venezuela
CHN	China
IRN	República Islámica de Irán
JPN	Japón
BHR	Reino de Baréin
MYS	Malasia
IND	República de India
IDN	República de Indonesia
KOR	República de Corea
SGP	República de Singapur
YEM	República de Yemen
VNM	República Socialista de Vietnam
KWT	Estado de Kuwait
OMN	Sultanato de Omán
TWN	Taiwán
THA	Tailandia
ARE	Emiratos Árabes Unidos
AUT	Austria
BGR	Bulgaria
HRV	Croacia
DNK	Dinamarca
FIN	Finlandia
FRA	Francia
DEU	Alemania
GRC	Grecia
GRL	Groenlandia en Dinamarca
IRL	Irlanda
ITA	Italia
BEL	Reino de Bélgica
MNE	Montenegro
NLD	Países Bajos
NOR	Noruega
PRT	Portugal
LTU	República de Lituania
POL	República de Polonia
SVN	República de Eslovenia
ROU	Rumania
RUS	Federación de Rusia
ESP	España
TUR	Turquía
GBR	Reino Unido
AUS	Australia
NZL	Nueva Zelanda
DZA	Argelia
EGY	Egipto

I. INTRODUCCIÓN

La creciente industrialización y descarga de contaminantes han provocado alteraciones significativas en los ecosistemas marino y costeros, generando un aumento preocupante como es en el caso de los metales (Mills, 1995; MacFarlane *et al.*, 2007). Estos elementos, aunque se presentan en la corteza terrestre en porcentajes bajos por fuentes naturales como erupciones volcánicas y/o lixiviado de minerales (Vardanyan y Ingole, 2006; Tirado Amador *et al.*, 2015), las actividades antrópicas como la industria, agricultura, minería y consumo de combustibles fósiles pueden acelerar su liberación (McBride, 1994), ocasionando que sus concentraciones excedan los límites de tolerancia naturales en el ambiente, y puedan ocasionar efectos adversos en los organismos y la salud humana (Ismail, 2006; Ali y Khan, 2018).

Los elementos potencialmente tóxicos como el Hg y Cd, y esenciales como el Cu (Ybañez *et al.*, 1996; Navarro-Aviño *et al.*, 2007), son contaminantes persistentes y no biodegradables que se han convertido en un problema para los ecosistemas acuáticos. Estos metales tienden a acumularse en los tejidos de los organismos acuáticos por largos periodos de tiempo (Sadiq, 1992; Mountouris *et al.*, 2002), y en el caso del Hg en formas orgánicas como el metilmercurio (CH₃Hg) se puede biomagnificar a través de las redes tróficas (Gray, 2002).

El análisis de metales en el material suspendido (seston) y sedimentos, son formas confiables de evaluar la disponibilidad de metales en el ambiente (Langston y Bryan, 1984), y su movilidad está influenciada por factores como la salinidad, turbidez, pH y floculación de la materia orgánica disuelta, afectando así su disponibilidad biológica (Campos, 1990; Bryan *et al.*, 1985).

Los problemas ambientales graves, relacionados con la contaminación por elementos potencialmente tóxicos como la enfermedad de Minamata y la enfermedad de Itai-Itai (Takeuchi *et al.*, 1962; Eto, 1997), han resaltado la importancia del uso de biomonitores para cuantificar sus niveles de contaminación. Los biomonitores proporcionan información sobre la biodisponibilidad de estos contaminantes en el ambiente y sus posibles fuentes (Rainbow, 1995; Zhou *et al.*, 2008). La selección de estos organismos se basa en criterios como la capacidad de acumular contaminantes sin sufrir efectos perjudiciales, tener vida sedentaria o sésil, distribución geográfica amplia y ser abundantes en el área de estudio, tener un ciclo de vida mayor de un año, ser fáciles

de muestrear, sobrevivir en condiciones de laboratorio, tolerar cambios de salinidad, y exhibir un factor de concentración alto (Butler *et al.*, 1971; Phillips, 1977).

Bivalvos como biomonitores

Los bivalvos, como las ostras, son excelentes biomonitores de metales, acumulando trazas de ellos con factores de concentración de 10^3 a más de 10^6 (Moore, 1971; Ismail, 2006). En una revisión exhaustiva del contenido de metales (peso seco, p.s.) en 286 investigaciones en 117 especies de bivalvos llevadas a cabo en 59 países alrededor del mundo (Vélez-Mendoza *et al.*, sometido), se ha demostrado que metales como el Hg, Cd y Cu alcanzaron su pico de contaminación a mediados de la década de 1970, y desde entonces sus concentraciones han disminuido gradualmente (Figura 1-1).

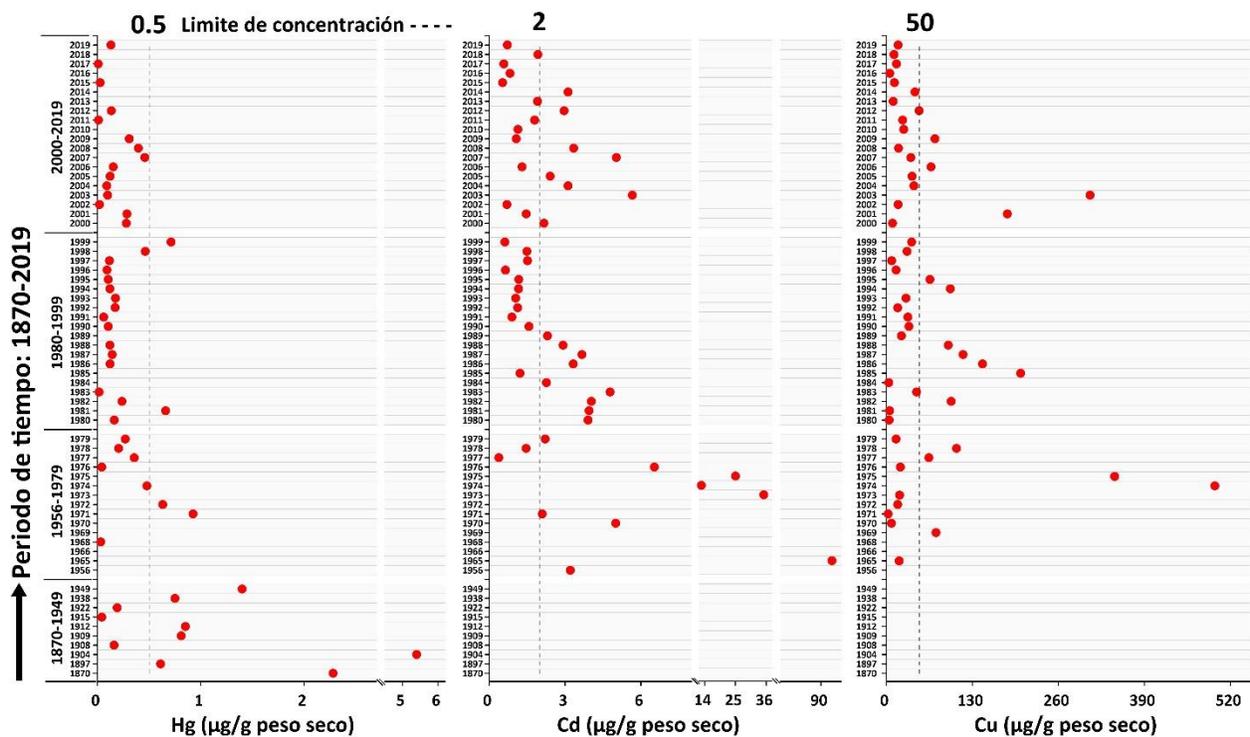


Figura 1-1. Concentración promedio de Hg, Cd y Cu en bivalvos frente a la concentración límite de cada metal en bivalvos marinos según la FAO/WHO (2022) a lo largo de su registro histórico desde 1870 hasta 2019 en el mundo (Anexo 1 y 2).

Importancia de los bivalvos en el ecosistema

Los bivalvos, en particular la especie *Crassostrea rhizophorae*, son relevantes para la seguridad alimentaria de comunidades ribereñas (Victoria-Daza *et al.*, 1994; Mejía-Torres, 2008). Además, desempeñan un papel crucial en el ecosistema al influir en los flujos de energía y ciclos geoquímicos, eliminando partículas suspendidas en la columna de agua y depositarlos en el sedimento (Ruesink *et al.*, 2005), generando mayor claridad del agua e incorporando materiales inertes a la red trófica (Riaño y de la Osa, 1999), mediante la filtración activa de grandes volúmenes de agua (López-Sánchez, 2017).

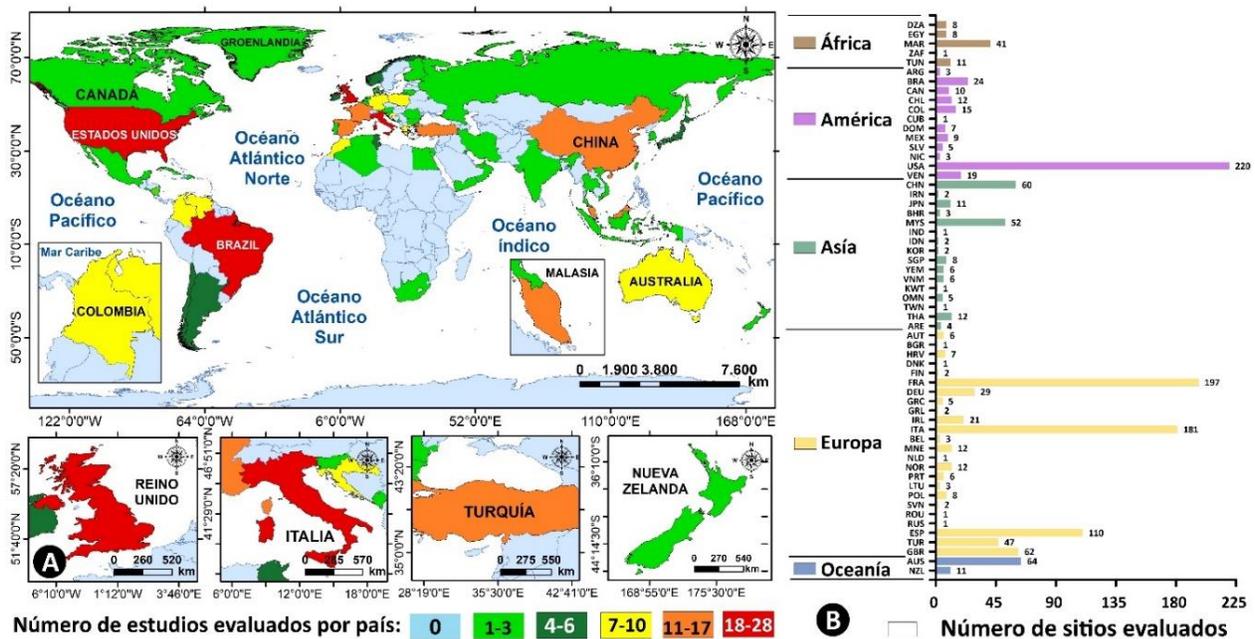


Figura 1-2. Evaluación de metales con bivalvos en el mundo. Número total de investigaciones (A) y sitios (B) evaluados por cada país en su registro histórico (Anexo 1).

Registro histórico del monitoreo de metales en el mundo con bivalvos

Del ejercicio de revisión bibliográfica realizado por Vélez-Mendoza *et al.* (sometido) con bivalvos, se ha evaluado un total de 48 metales en peso seco de 117 especies, publicados desde 1956 hasta el 2022 (Anexo 2). Entre estos, Estados Unidos (USA, 21 estudios), Francia (FRA, 11), Italia (ITA, 28), España (ESP, 15), Reino Unido (GBR, 19), China (CHN, 16), Malasia (MYS, 13), Turquía (TUR, 13) y Brasil (BRA, 24) emergen como los países con el mayor número de

investigaciones relacionadas con metales en bivalvos (Figura 1-2A). Estos países acumulan un total de 220, 197, 181, 110, 62, 60, 52, 47 y 24 sitios evaluados a lo largo de sus costas, en playas, bahías y estuarios (Figura 1-2B). Por otro lado, Colombia (COL) que se agrupa con otros 34 países (p. ej., Venezuela en el Caribe), presenta una cantidad modesta de investigaciones en las que se han evaluado hasta la fecha 15 sitios entre 1980 y 2013 (Figura 1-2, Anexo 1).

***Crassostrea rhizophorae* como biomonitor**

En la década de 1980, se llevaron a cabo los primeros estudios de contaminación por Hg, Cd y Cu en Colombia utilizando la ostra *Crassostrea rhizophorae*, considerándola idónea para monitorear estos metales (Campos, 1988, 1990). La especie puede tolerar altas concentraciones sin sufrir efectos deletéreos y tiene una distribución geográfica amplia en el Océano Atlántico, desde el Mar Caribe hasta el sur de Brasil, con valores óptimos de salinidad de 25 a 35 (Lagos Bayona et al., 2007; López-Sánchez, 2017), y siendo capaz de tolerar valores extremos de 5 a 65 por periodos de tiempo cortos (Wedler, 1980, 1983). Estas características hacen que sea una especie propicia para monitoreos y comparaciones con otros estudios en su área de distribución.

En la costa del Caribe colombiano, la ostra se ha evaluado como biomonitor de metales en diversos sitios como la CGSM, la bahía de Cartagena (BCt) (Campos, 1988, 1990), Isla Barú, Isla Brujas, Marina y Taganga (Aguirre-Rubí et al., 2017). Campos (1988, 1990) reportó concentraciones elevadas de Cd y Cu en la CGSM durante la década de 1980, resultados consistentes con investigaciones a nivel global (Anexo 2).

A pesar de que las concentraciones de metales como el Hg, Cd y Cu están disminuyendo en el mundo (Aboal et al., 2023), se presentaron niveles altos de Cd y Cu en el Caribe colombiano en bivalvos (Anexo 2). No obstante, no se ha detectado una carga significativa de Hg (Campos, 1988, 1990; Aguirre-Rubí et al., 2017), tendencia que se ha observado alrededor del mundo con los bivalvos desde las últimas décadas del siglo XX (Anexo 2).

Importancia de su monitoreo en el Caribe colombiano

El monitoreo de la contaminación por metales en el Caribe colombiano desempeña un papel crucial en la identificación de fuentes y niveles de contaminación en esta región (Valdelamar-

Villegas y Olivero-Verbel, 2018; Romero-Murillo *et al.*, 2023). Esta investigación, que aborda variables fisicoquímicas, épocas climáticas y aspectos biológicos, se presenta como una herramienta indispensable para recopilar información detallada que demuestre el impacto ambiental de manera integral, contribuir al entendimiento de los daños causados en los ecosistemas marino-costeros, y proporcionar datos valiosos para los tomadores de decisiones, con el objetivo de mitigar los efectos adversos de la contaminación por metales en la región.

Dentro de este marco de referencia, con el presente estudio se propuso responder a la siguiente pregunta de investigación ¿Qué factores están determinando la bioconcentración de metales (Hg, Cd y Cu) en la ostra *Crassostrea rhizophorae* en la Ciénaga Grande de Santa Marta y bahía de Cispatá? Esta pregunta se pretende responder a partir de la determinación de la contaminación por metales en dos ecosistemas marino-costeros del Caribe colombiano, establecer la relación entre el contenido de metales en la ostra y las condiciones de la columna de agua y el sedimento, y determinar la relación en la concentración de los metales en tallas juveniles y adultas de la ostra.

En este estudio se evaluó la contaminación de Hg, Cd y Cu en la ostra *C. rhizophorae*, donde se proporciona información valiosa sobre las condiciones no solo en la CGSM y la bahía de Cispatá (BhC), sino también para el país en comparación con otros lugares alrededor del mundo. Además, se determinó, cómo factores como las variables ambientales y condiciones como la talla de la ostra pueden influir la bioacumulación de estos contaminantes.

II. CONTAMINACIÓN POR MERCURIO (Hg) EN LA OSTRA *Crassostrea rhizophorae* EN DOS LAGUNAS COSTERAS DEL CARIBE COLOMBIANO

2.1 Introducción

La contaminación por mercurio (Hg) es un desafío ambiental de alcance global debido a su capacidad de bioacumulación y biomagnificarse en las redes tróficas, y sus efectos devastadores en los ecosistemas (Mountouris *et al.*, 2002; Navarro-Aviño *et al.*, 2007). A lo largo de la historia, se han registrado eventos catastróficos vinculados con la contaminación por metales, siendo el desastre de Minamata en Japón, un ejemplo paradigmático por Hg. Este incidente, generado por la liberación de Hg en formas tóxicas como el metilmercurio (CH₃Hg) en la bahía de Minamata, dejó secuelas catastróficas tanto en la población como en la vida marina local (Förstner y Wittmann, 1981).

Las personas afectadas a una exposición prolongada en formas tóxicas como el CH₃Hg experimentaron una enfermedad grave conocida como la enfermedad de Minamata, caracterizada por síntomas como dolor intenso en el sistema óseo, debilidad y alteración en el control muscular (ataxia) a daño neurológico en disfunción sensorial en manos y pies, alteración auditiva y visual y parálisis, que a menudo resultaron en discapacidades graves o la muerte de la persona. A su vez, una exposición prenatal a Hg y CH₃Hg, afecta al desarrollo neurológico del feto con daños severos en malformaciones congénitas y atrofia cortical, denominada como enfermedad fetal de Minamata (Takeuchi *et al.*, 1962; Harada, 1995). Este sombrío episodio histórico recalca de manera contundente los peligros del Hg para la salud humana y al ambiente.

La contaminación por Hg representa una amenaza significativa para los ecosistemas marino-costeros. La capacidad de este elemento de bioacumularse y biomagnificarse en los tejidos de los organismos, significa que puede alcanzar concentraciones peligrosas a medida que progresa a través de la red trófica (Masson *et al.*, 1995). El Hg en formas tóxicas como el CH₃Hg, afecta la reproducción de los organismos acuáticos, con efectos negativos en la formación y crecimiento de huevos y larvas. También tiene impactos neurológicos graves, alterando comportamientos como la alimentación y evitar depredadores (Richter *et al.*, 2014). Los bivalvos son vulnerables a

nivel celular por el Hg, afectando su reproducción, crecimiento y calidad de tejidos comestibles para los seres humanos (Gagnaire *et al.*, 2004). Este fenómeno ha generado una preocupación a nivel global, impulsando la utilización de organismos monitores como los bivalvos, para evaluar su presencia en los ecosistemas marino-costeros (Phillips, 1977).

A pesar de la disminución registrada en los niveles de Hg en bivalvos, debido a regulaciones más estrictas (Anexo 2), las preocupaciones persisten a nivel mundial. Colombia, lamentablemente, no escapa de esta problemática, ya que se encuentra entre los países con la mayor contaminación *per cápita* en el mundo con una descarga hasta de 150 t anuales de Hg, en gran parte debido a la minería ilegal y la explotación aurífera (Cordy *et al.*, 2011).

En Colombia, a pesar del creciente interés por la problemática generada en la contaminación por Hg, la investigación sobre la presencia de este elemento potencialmente tóxico en bivalvos es reciente. Estudios realizados en áreas cercanas a la BCt, como Isla Brujas e Isla Barú en Cartagena, así como en la Marina y Taganga en Santa Marta, han revelado variaciones en las concentraciones de Hg en la ostra *C. rhizophorae*, dependiendo de las épocas climáticas analizadas (Aguirre-Rubí *et al.*, 2017). Además, se ha observado que las condiciones climáticas en regiones tropicales como el Caribe colombiano, así como los cambios en variables fisicoquímicas como la temperatura, salinidad, pH y oxígeno disuelto, pueden influir en la disponibilidad de Hg en el ambiente (Valdelamar-Villegas y Olivero-Verbel, 2018).

La respuesta de los bivalvos a las condiciones ambientales, que varía durante su ciclo de vida (Romero-Murillo *et al.*, 2023), complica la comprensión en la acumulación de Hg, no solo en el Caribe colombiano, sino en diversas regiones del mundo en donde se requiere una mayor investigación. A su vez, las diferencias en las concentraciones de Hg entre distintos sitios, como se ha observado en estudios previos según Aguirre-Rubí *et al.* (2017) y Valdelamar-Villegas y Olivero-Verbel (2018), resaltan la necesidad de una comprensión más profunda de los factores que influyen en la concentración de Hg en los organismos marinos y costeros como en la ostra *C. rhizophorae*, buscando comprender las fuentes específicas de contaminación y sus impactos en los ecosistemas locales en Colombia.

La investigación contribuye a entender cómo es la dinámica de contaminación por Hg en sistemas marinos y costeros. Se busca proporcionar información valiosa para los tomadores de decisiones,

enfocada en la gestión y conservación de estos ecosistemas, y para la protección de la salud pública en Colombia.

2.2 Metodología

La metodología empleada en el presente capítulo desde el área de estudio hasta la fase de gabinete, se aplicará de la misma forma en los siguientes dos capítulos de la tesis. No obstante, es importante señalar que la determinación del Cd y Cu, y su respectivo control analítico de laboratorio en sedimentos, seston y ostras, se detallarán en sus capítulos correspondientes.

2.2.1 Área de estudio

La región del Caribe colombiano, se caracteriza por un régimen bimodal climático con una época de lluvias y una de sequía, que está influenciada por la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT) que genera patrones periódicos (Patiño y Flórez, 1993). La corriente del Caribe fluye de Oriente (Antillas Menores) hacia el occidente (Centroamérica). Estos últimos predominan de diciembre a abril (época seca), cambiando de dirección al sureste entre abril y noviembre (época lluviosa) (Pujos *et al.*, 1986; Pineda-Osorio, 2013). Este estudio se enfocó en los ecosistemas marino-costeros de la CGSM, en el Magdalena y la BhC, en Córdoba (Figura 2-1).

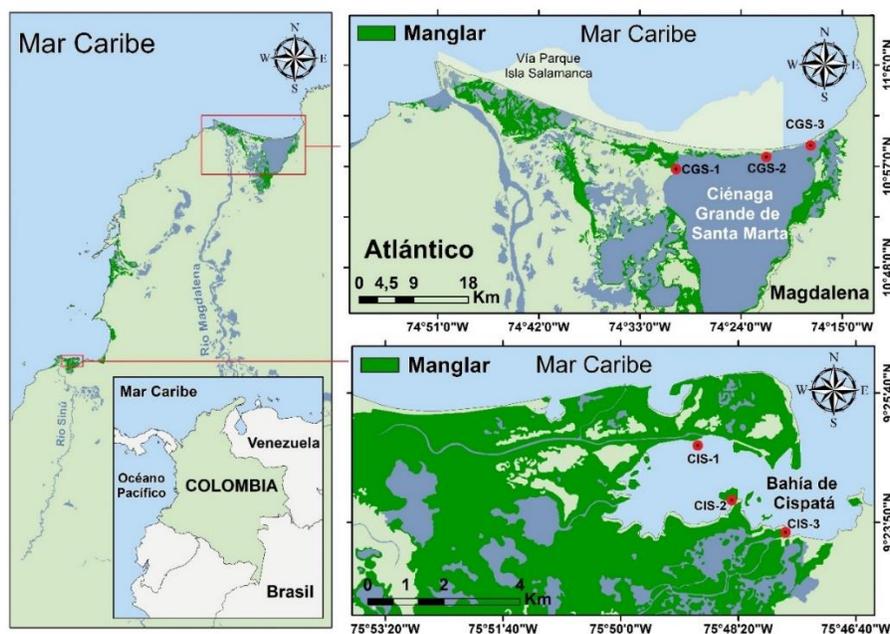


Figura 2-1. Ubicación de los sitios de estudio en la Costa del Caribe colombiano.

2.2.1.1 Zonas de monitoreo

La CGSM con una extensión de 450 km², es el delta-estuarino más significativo de Colombia (Velasco *et al.*, 2010), declarada Humedal Ramsar y Reserva de Biosfera (UNESCO, 2001). Se extiende entre las coordenadas 10°40'–11°00' N y 74°15'–74°38' W, limitando con el mar Caribe y la carretera Barranquilla-Ciénaga. Su cuerpo de agua está conformado por varias lagunas interconectadas y una barra de arena al noreste de la ciénaga que la separa del mar Caribe (Rivera, 1978; Villamil, 2010) (Figura 2-1).

El clima de la CGSM se caracteriza por temperaturas de 27 °C a 31 °C, además, su intercambio de aguas dulces y salobres son propicias para el desarrollo del mangle rojo *Rhizophora mangle*. Se destaca por ser uno de los ecosistemas tropicales más productivos del Caribe, con capturas significativas de peces, crustáceos y moluscos comerciales (Rueda y Defeo, 2003). La recuperación de *R. mangle* con una cobertura para el año 2010 de 258.3 km², es de suma importancia para la ostra *C. rhizophorae*, dado que le ofrece un sustrato adecuado para la fijación en sus raíces (Rivera, 1978; Villamil, 2010).

La bahía de Cispatá (BhC), como parte del sistema lagunar del delta del río Sinú, está ubicada en el departamento de Córdoba, Caribe colombiano, y se extiende entre las coordenadas 9°20'–9°25' N y 75°47'–75°55' W. Limita al este con el delta de Tinajones y al nororiente con el Golfo de Morrosquillo, abarcando los municipios de San Antero y San Bernardo del Viento (Figura 2-1). Este ecosistema manglar-estuarino posee sedimentos finos y muy finos, influenciados en gran medida por el río Sinú (López-Sánchez, 2017).

La BhC abarca una cobertura de 130 km², está cubierto predominantemente por manglares, en particular *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa*, *Conocarpus erectus* y *R. mangle* con un total aproximado de 8 571 ha (Sánchez-Páez *et al.*, 2004; Pineda-Osorio, 2013). Su clima se caracteriza por una temporada seca de diciembre a abril, con precipitación promedio mensual de 66 mm y descarga promedio de sedimentos 3.1 kg/día. La temporada de lluvias de mayo a noviembre, registra una precipitación mensual promedio de 150 mm y una descarga en sedimentos de 12 kg/día. La temperatura promedio se mantiene en torno a los 28 °C (Rangel-Ch y Arellano, 2010; López-Sánchez y Mancera-Pineda, 2019), mientras que la profundidad de la columna de agua varía entre 0.5 m y 2.5 m. La salinidad está influenciada por la dinámica

hidrológica del ecosistema, fluctuando entre temporadas de lluvia, sequía y mezcla de agua dulce y salobre (Mejía-Torres, 2008).

2.2.2 Fase de campo

Se recolectaron muestras en seis estaciones, tres en CGSM, Magdalena, y tres en BhC, Córdoba. La selección de cada estación se estableció para abarcar la mayor extensión entre las tres estaciones de cada ecosistema, con posible ingreso de contaminantes desde el mar y cuerpos de agua dulce. Se realizaron muestreos durante la época lluviosa (noviembre de 2021) y época seca (marzo de 2022). Se midieron las variables fisicoquímicas y se recolectaron muestras de sedimentos, seston y ostras para análisis de Hg.

2.2.2.1 Medición de variables fisicoquímicas

Se efectuaron mediciones *in situ* de temperatura (°C), salinidad, pH y oxígeno disuelto (mg/L) en la columna de agua en cada estación a una profundidad de 0.5 m, empleando sondas multiparamétricas WTW 3110 y YSI Pro1030.

2.2.2.2 Recolección y secado muestras de seston

En cada estación se tomaron tres réplicas de agua en frascos ámbar de 2.8 L, almacenadas en frío (~4°C) y trasladadas al laboratorio de la Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano sede Santa Marta. Tras la homogenización, se separaron en dos volúmenes de 1.4 L que se filtraron por separado cada uno en filtros de fibra de vidrio Whatman GF/C de 47 µm de diámetro, con una bomba de vacío manual, evitando así la colmatación de la muestra. Los dos filtros por muestra se guardaron en bolsas de polietileno herméticas previamente etiquetadas, se secaron en horno a 45 °C por 24 h y se pesaron en la balanza analítica en el laboratorio de docencia de la Universidad Nacional de Colombia sede Caribe, CECIMAR (Cogua *et al.*, 2012).

2.2.2.3 Recolección de muestras de sedimentos

En cada estación, se recolectaron tres muestras de sedimento con draga van Veen y se homogenizaron. De cada muestra unificada por estación, se separaron 600 g de sedimento para metales, 75 g para materia orgánica, y 75 g para el potencial redox. Las muestras se almacenaron en bolsas de polietileno herméticas con pala de silicona, evitando tocar los bordes de la draga (Cogua *et al.*, 2012), y se trasladaron en frío (~4°C) a sus respectivos laboratorios.

2.2.2.4 Recolección de ostras

Bajo el Permiso Marco de Recolección de Especímenes de Especies Silvestres de la Diversidad Biológica con Fines de Investigación Científica No Comercial otorgado a la Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Resolución 00213 del 28 de enero de 2021, en cada estación, se recolectó la cantidad suficiente de individuos de la ostra, principalmente de las raíces del manglar. Estas muestras se almacenaron en bolsas de polietileno herméticas previamente etiquetadas, luego se transportaron refrigeradas (~4 °C) al laboratorio de la Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano sede Santa Marta para su procesamiento.

En laboratorio, las ostras recolectadas en cada estación se separaron en seis muestras compuestas, divididas en tallas juveniles (22.0 mm-32.0 mm) y adultas (35.0 mm-56.5 mm) (Pacheco Urpí *et al.*, 1983; Madrigal Castro *et al.*, 1985). Inicialmente, se limpiaron para eliminar cualquier partícula adherida a las valvas. Luego, se midió la longitud anteroposterior LAP (mm) en la parte interna de la valva ventral hasta la marca del borde del manto con un calibrador vernier (precisión de 0.05 mm). Posteriormente, en cada muestra compuesta de ostras en tallas similares, se extrajo todo el tejido blando y se depositó en frascos de vidrio de 30 mL, previamente lavados, etiquetados y pesados. Cada muestra unificada, se liofilizó en las instalaciones de INVEMAR, y finalmente se pesaron con una balanza analítica (precisión de 0.1 mg). El peso seco de cada muestra se obtuvo restando el peso del frasco.

2.2.3 Fase de laboratorio

2.2.3.1 Muestras de materia orgánica

Las muestras se procesaron en las instalaciones de la Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano sede Santa Marta. Se tomaron muestras de 5 g de sedimento seco, que se colocaron en crisoles de porcelana (previamente pesados), se sometieron a una calcinación en mufla a 550 °C por 5 h y posteriormente se mantuvieron en el desecador durante 2 h. La determinación del contenido de materia orgánica se basó en la diferencia de peso seco y calcinado (Kenny y Sotheran, 2013).

2.2.3.2 Muestras de potencial redox

La determinación de potencial redox se llevó a cabo siguiendo la metodología propuesta por Aldridge y Ganf (2003). Las muestras de sedimento, previamente secadas a 40 °C durante 24 h hasta reducir en su totalidad la disponibilidad de agua y reducir la actividad bacteriana, se homogeneizaron 25 g de sedimento seco en 50 mL de agua desionizada, utilizando una agitadora magnética VELP Scientifica durante 30 min. La medición se realizó con la sonda multiparamétrica YSI Pro1030 a través del electrodo de potencial de oxidación-reducción, previamente calibrado a una temperatura estándar de 25 °C.

2.2.3.3 Determinación de mercurio en sedimento, seston y ostras

Para los análisis químicos, todo el material empleado se purgó previamente con ácido nítrico (HNO₃) al 5 % y agua desionizada por 24 h. Con la precaución de no contaminar las muestras, se utilizaron guantes y elementos de vidrio y plástico. Las muestras se trasladaron preservadas en frío (~4 °C) al laboratorio de Toxicología y Gestión Ambiental de la Universidad de Córdoba para realizar la cuantificación del elemento potencialmente tóxico.

Para sedimento y seston se pesaron entre 20 a 40 mg de la fracción menor o igual a 63 µm e igual cantidad para las muestras de ostra. Se sometieron a calcinación a 450 °C con una rampa de 50 °C por 8 h. Posteriormente, se agregó 1 mL de HNO₃ concentrado y se volatizó en una

plancha de calentamiento. Finalmente, la muestra fue sometida a digestión ácida asistida por microondas a 180 °C durante 20 minutos con un volumen de 25 mL de agua destilada.

El análisis de Hg por espectrometría de absorción atómica se realizó mediante el método EPA 7473 PLTX-017 (EPA, 2007), que consiste en una medición directa en amalgamación por descomposición térmica (TDA-AAS) (Fernández-Martínez *et al.*, 2015).

2.2.3.3.1 Control analítico de los resultados

Para el control analítico en sedimentos, seston y ostras se utilizó un análisis por triplicado de una solución de Hg a diferentes concentraciones (0.02 µg, 0.05 µg y 0.5 µg de Hg), cumpliendo con los criterios de aceptación de la Asociación de Químicos Analíticos Oficiales (AOAC), con coeficientes de determinación mayores de 0.995 para la curva de calibración y porcentajes de error menores del 15 %. Como material de referencia se empleó TORT-1 (hepatopáncreas de langosta) del Consejo Nacional de Investigación de Canadá (NRCC). Los porcentajes de recuperación fueron de 100 ± 1.4 % en sedimentos, límite de detección (LD)=0.00073 µg/g Hg, 100 ± 5.4 % en seston (LD=0.000015 µg/g Hg) y 100 ± 1.4 % en ostras (LD=0.00073 µg/g Hg) (Romero-Murillo *et al.*, 2023).

2.2.4 Fase de gabinete

Se procesaron, analizaron y graficaron los datos recopilados utilizando los softwares: Excel, RStudio Versión 1.4.1717, Grapher Versión 13.2.734 y Primer 6 Versión 6.1.13 y PERMANOVA Versión 1.0.3. Los datos se organizaron considerando la época climática (lluvia y sequía), el área de estudio, las estaciones de muestreo, y las tallas de la ostra (juveniles y adultos).

2.2.4.1 Factor de bioconcentración con sedimentos y seston

Se calculó el factor de bioconcentración (FBC), como la relación entre la concentración de Hg en el tejido de la ostra y su presencia en sedimentos y seston, expresados en partes por millón (ppm, µg/g) en peso seco (p.s.). Este cálculo se basó siguiendo lo propuesto por Mountouris *et al.* (2002) y Romero-Murillo *et al.* (2023):

$$FBC_{sd} = \frac{[Metal]_{organismo}}{[Metal]_{sedimento}}, \quad FBC_{st} = \frac{[Metal]_{organismo}}{[Metal]_{seston}}$$

El FBC se utilizó para evaluar la eficiencia de la acumulación de Hg en el tejido blando de la ostra. De acuerdo a Mountouris *et al.* (2002), $FBC < 1$ sugiere que no se presenta acumulación del metal, $FBC \geq 1$ indica acumulación y $FBC \geq 10$ indica que se presenta hiperacumulación del elemento potencialmente tóxico.

2.2.4.2 Análisis de correlaciones: PERMANOVA

Se aplicó el análisis de permutación univariada de PERMANOVA utilizando el software Primer 6 Versión 6.1.13 y PERMANOVA Versión 1.0.3. Esto se realizó para comparar el contenido de Hg en el tejido de la ostra y su FBC en las dos áreas de estudio (EC, $k=2$) durante las dos épocas climáticas (EP, $k=2$), teniendo en cuenta las estaciones (ES, $k=6$) y las tallas de la ostra (juveniles y adultas) (TA, $k=2$) en el siguiente diseño EP \times (TA(ES(EC))) (Anderson *et al.*, 2008).

Este análisis permitió evaluar la significancia de la relación entre la concentración de Hg en la ostra y el FBC de Hg en relación con el seston. Todos los factores se consideraron como variables independientes, y se realizaron 9999 permutaciones utilizando la distancia euclidiana. Se empleó el valor p , empleando el ajuste de la prueba de Monte Carlo (MC) solo cuando las permutaciones únicas fueron inferiores de 100, ajustado al modelo paso a paso “step-wise” y la suma de cuadrados tipo III (Anderson *et al.*, 2008).

2.2.4.3 Correlación: variables fisicoquímicas y contenido de Hg en sedimentos y seston

Se examinó la relación entre la concentración de Hg en sedimentos y seston en las áreas de CGSM y BhC durante las dos épocas climáticas evaluadas. Para esto, se utilizó el análisis de correlación de Pearson y Spearman, después de confirmar que los datos cumplieran o no con el supuesto de normalidad. Este análisis se llevó a cabo para identificar posibles relaciones del contenido de Hg en el sedimento y seston con las variables ambientales medidas (Zar, 2010).

2.2.4.4 Variables fisicoquímicas en la bioconcentración del mercurio

Se seleccionaron las variables predictoras relevantes y se evaluó su influencia en el contenido de Hg y su FBC en tallas juveniles y adultas de la ostra en relación con el seston, utilizando un modelo lineal basado en la distancia (DistLM) con criterio de R^2 ajustado y 9999 permutaciones (Anderson *et al.*, 2008).

2.2.4.5 Índice de contaminación integral de Nemerow (P_c) del mercurio

El P_c es un índice multifactorial integral que inicialmente se desarrolló para evaluar la contaminación en el agua (Zhang *et al.*, 2017), y posteriormente se adaptó para examinar la contaminación por metales en bivalvos (Ding *et al.*, 2022). En *C. rhizophorae* se compararon los riesgos de contaminación por Hg, junto con ostras especies de bivalvos analizadas globalmente del 2010 al 2022.

El cálculo del P_c se basó en el valor promedio del índice de contaminación individual (P_{avg}), el valor máximo (P_{max}) y el valor mínimo (P_{min}). Los valores individuales del índice se calcularon utilizando la siguiente fórmula:

$$P_{avg} = \frac{C_{avg}}{S}, \quad P_{max} = \frac{C_{max}}{S}, \quad P_{min} = \frac{C_{min}}{S} \quad [1]$$

C_{avg} es el valor de concentración promedio registrado en el conjunto de datos evaluados, C_{max} y C_{min} son los valores de contenido máximo y mínimo del mismo conjunto de datos, y S es la concentración máxima permitida en moluscos de 0.5 $\mu\text{g/g}$ Hg _{p.s.} (FAO/WHO, 2022).

Una vez obtenidos los valores de P_{avg} , P_{max} y P_{min} para cada ecosistema, se realizó el cálculo del P_c estableciendo (i) $P_c \leq 0.7$ es considerado sin riesgo, (ii) $0.7 < P_c \leq 1$ riesgo bajo, (iii) $1 < P_c \leq 2$ riesgo medio, (iv) $2 < P_c \leq 3$ riesgo alto y (v) $P_c > 3$ riesgo muy alto de contaminación (Ding *et al.* 2022). Su calculo final se realizó a partir de la siguiente ecuación:

$$\frac{\sum P_c}{n} = \sqrt{\frac{P_{avg}^2 + P_{max}^2 + P_{min}^2}{3}} \quad [2]$$

ΣP_c es la suma de todos los valores de P_c dividida por "n", el número total de años evaluados por ecosistemas. Esto asegura que los valores de P_{max} y P_{min} no sobreestimen ni subestimen el cálculo del índice de contaminación por Hg.

2.2.4.5.1 Agrupamiento jerárquico del índice de contaminación por mercurio

Con el índice de contaminación por Hg se evaluó las similitudes y diferencias de los sitios, con un análisis de agrupamiento jerárquico. Es una técnica multivariante aplicada para construir dendrogramas de distancia a partir de la clasificación de cada sitio en función del riesgo de contaminación por el elemento potencialmente tóxico. El análisis se aplicó a través del uso de la distancia Euclidiana al cuadrado con el enlace de Ward, minimizando la variabilidad y produciendo grupos de tamaño uniforme (Tudor *et al.*, 2002; Tudor y Williams, 2004).

2.3 Resultados

2.3.1 Condiciones ambientales en las dos lagunas costeras

La temperatura promedio en CGSM y BhC presentaron sus valores más altos durante la época lluviosa. En CGSM, la temperatura en época lluviosa fue de 31.17 ± 0.48 °C (n=3), mientras que en época seca fue de 30.53 ± 0.84 °C (n=3). En BhC, con temperaturas ligeramente menores en comparación con CGSM, durante época lluviosa fue de 28.97 ± 0.43 °C (n=3) y en época seca de 29.75 ± 0.03 °C (n=3) (Figura 2-2A, Anexo 4).

Con respecto al pH, durante la época lluviosa, CGSM presentó un mayor valor de pH (8.77 ± 0.12 , n=3) en comparación con BhC (7.84 ± 0.09 , n=3). En época seca, con la disminución del pH en CGSM (8.44 ± 0.16 , n=3) y el aumento en BhC (8.19 ± 0.003 , n=3), los valores fueron similares en las dos áreas de estudio (Figura 2-2A, Anexo 4).

El contenido promedio de oxígeno disuelto fue más alto en CGSM en ambas épocas climáticas, con valores de 7.83 ± 0.66 mg/L (n=3) en época lluviosa y 7.39 ± 2.40 mg/L (n=3) en época seca. En BhC, los contenidos fueron de 4.32 ± 0.50 mg/L (n=3) en época lluviosa y 5.52 ± 1.28 mg/L (n=3) en época seca (Figura 2-2A, Anexo 4).

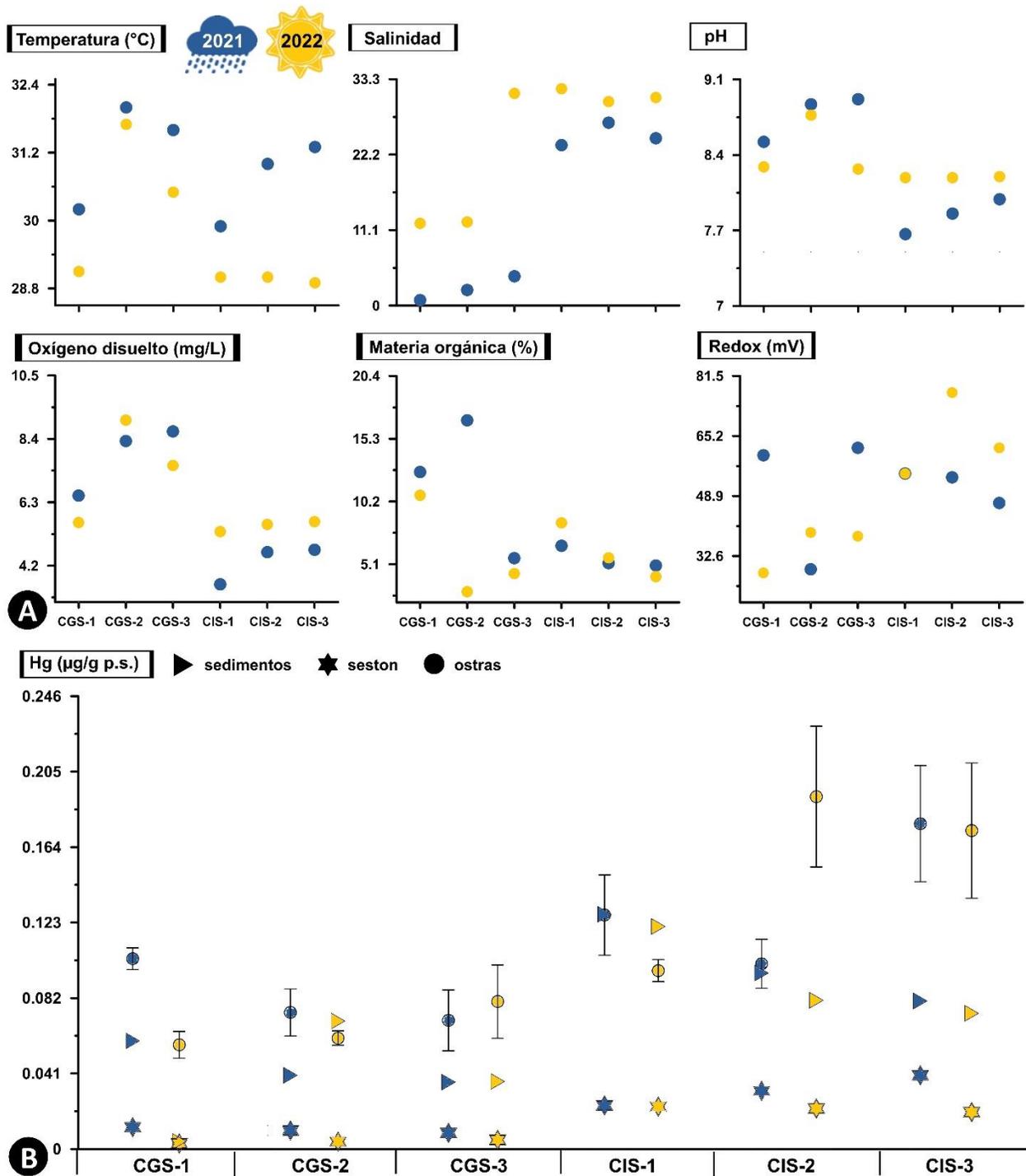


Figura 2-2. Resultados de: (A) las variables fisicoquímicas medidas a 0.5 m de profundidad en la columna de agua, y porcentaje de materia orgánica y potencial redox en el sedimento, y (B) concentración de Hg total en µg/g de peso seco (p.s.) en sedimentos y seston y concentración promedio ± error estándar en tejido de la ostra *Crassostrea rhizophorae* en cada estación de Ciénaga Grande de Santa Marta y bahía de Cispatá en época lluviosa de 2021 ● y época seca de 2022 ●.

Con respecto a la salinidad y la materia orgánica, CGSM presentó variaciones en estas dos variables, con valores de salinidad de 2.47 ± 1.01 (n=3) en época lluviosa a 18.53 ± 6.33 (n=3) en época seca, y contenido de materia orgánica en época lluviosa de 11.67 ± 3.27 % (n=3), doblando lo observado durante la época seca (5.97 ± 2.4 %, n=3). En cambio, en BhC, los valores promedio de salinidad (24.9 ± 1.01 , n=3 a 30.83 ± 0.56 , n=3) y materia orgánica (5.6 ± 0.5 %, n=3 a 6.06 ± 1.28 %, n=3) variaron menos entre las dos épocas climáticas (Figura 2-2A, Anexo 4).

En el potencial redox en sedimentos, en CGSM y BhC se registraron condiciones reductoras con un rango de valores de 28 a 77 mV para las dos áreas de estudio. Se observaron aumentos del potencial redox en BhC (52 ± 3 mV, n=3 a 65 ± 4 mV, n=3) y disminuciones en CGSM (50 ± 11 mV, n=3 a 35 ± 4 mV, n=3) de época lluviosa a época seca (Figura 2-2A, Anexo 4).

2.3.2 Concentración de mercurio en sedimentos y seston

El contenido de Hg en sedimentos y seston variaron notablemente entre las dos áreas de estudio. En BhC, tanto en sedimentos como en seston, las concentraciones de Hg fueron más altas que en CGSM en ambas épocas climáticas monitoreadas (Figura 2-2 B, Anexo 3).

Durante la época lluviosa, se observó una concentración mayor de Hg en sedimentos en la estación CIS-1 en BhC de 0.128 $\mu\text{g/g}$ de Hg en peso seco (p.s.), que duplica el contenido más alto detectado en CGSM (0.059 $\mu\text{g/g}$ Hg p.s. en CGS-1). Aunque durante la época seca, se observó una disminución en el contenido de Hg en sedimentos, se mantuvo alto en BhC (0.092 ± 0.014 $\mu\text{g/g}$ Hg p.s., n=3), indicando una posible fuente constante de contaminación por Hg en este ecosistema. En cambio, en CGSM se presentaron variaciones, con una disminución en CGS-1 (0.004 $\mu\text{g/g}$ Hg p.s.) y aumentó en CGS-2 (0.07 $\mu\text{g/g}$ Hg p.s.) (Figura 2-2B, Anexo 3).

El contenido de Hg en el seston tuvo valores similares entre las estaciones en cada ecosistema y las dos épocas climáticas. No obstante, al igual que en sedimentos, se observó una concentración menor en la época seca. En BhC, se pasó de una concentración promedio de 0.032 ± 0.005 $\mu\text{g/g}$ Hg p.s. (n=3) en época lluviosa, a 0.022 ± 0.001 $\mu\text{g/g}$ Hg p.s. (n=3) en época seca. En CGSM, se reportaron concentraciones menores, con valores de 0.01 ± 0.001 $\mu\text{g/g}$ Hg p.s. (n=3) en época lluviosa a 0.004 ± 0.001 $\mu\text{g/g}$ Hg p.s. (n=3) en época seca (Figura 2-2B, Anexo 1). Esta variación puede atribuirse a la dinámica de sedimentación y la concentración del metal en el

seston. Durante la época lluviosa, el aumento del flujo de agua puede dar lugar a la resuspensión de metales presentes en el sedimento, contribuyendo a concentraciones mayores de este elemento potencialmente tóxico en el sestón. Durante la época seca, la sedimentación y menor resuspensión de material particulado puede estar predominando, resultando en concentraciones menores en el seston.

2.3.2.1 Relación en las concentraciones de mercurio en sedimento y seston con las variables ambientales

En BhC, los mayores contenidos de Hg en el seston en la época lluviosa se relacionaron positivamente con los valores de temperatura ($R=0.933$, $p<0.01$). En sedimentos, las concentraciones altas de Hg se relacionaron significativamente con los valores altos de materia orgánica en época lluviosa ($R=0.933$, $p<0.05$). Las demás variables ambientales no presentaron correlaciones significativas con el contenido de Hg en sedimentos y seston tanto en CGSM como en BhC ($p>0.05$) (Figura 2-2, Anexo 5).

2.3.3 Relación del mercurio en *C. rhizophorae* con sedimentos y seston

Las concentraciones de Hg en las ostras muestran patrones de acumulación diferenciados en CGSM y BhC, variando en función de las épocas climáticas. Se mantuvo un patrón similar como en sedimentos y seston, con un contenido más alto del elemento potencialmente tóxico en el tejido blando de la ostra en BhC en comparación con CGSM (Tabla 2-1, Figura 2-2B).

Con respecto al FBC de Hg, tanto en sedimentos como en seston, los dos ecosistemas presentaron una acumulación a hiperacumulación de Hg, con los valores más altos en las dos áreas de estudio durante la época seca. En esta época climática, en CGSM, la ostra presentó una acumulación de Hg con el sedimento ($FBC\geq 1$) y una hiperacumulación con el seston ($FBC\geq 10$), a diferencia de la condición de acumulación en ambas matrices durante la época lluviosa. En BhC, la ostra mantuvo la condición de acumulación de Hg en ambas matrices ($FBC\geq 1$) tanto en época lluviosa como en época seca. Estos resultados destacan la notable capacidad de la ostra en acumular Hg en sus tejidos, especialmente en CGSM a través del seston en época seca (Tabla 2-1, Figura 2-2B).

Tabla 2-1. Concentración de Hg en peso seco (p.s.) y factores de bioconcentración en tejidos de tallas juveniles y adultas de la ostra *Crassostrea rhizophorae* en época lluviosa y época seca en las estaciones de CGSM (CGS-1, CGS-2 y CGS-3) y bahía de Cispatá (CIS-1, CIS-2 y CIS-3). LAP: longitud anteroposterior. Se muestran valores máximos (***) y mínimos (**). (Anexo 6).

Talla	Época	Estación	LAP (mm)*	Hg (µg/g p.s.)	FBC-Hg (sedimentos)	FBC-Hg (seston)
Juvenil	Lluvia	CGS-1	29.958 ± 0.242	0.108 ± 0.009	1.844 ± 0.157	9.151 ± 0.779
			29.188-30.438 (20)	0.091-0.122 (3)	1.548-2.083 (3)	7.682-10.338 (3)
		CGS-2	28.803 ± 0.338	0.055 ± 0.004**	1.384 ± 0.094	5.476 ± 0.372
			26.222-30.375 (21)	0.05-0.063 (3)	1.252-1.566 (3)	4.953-6.195 (3)
		CGS-3	25.563 ± 0.347	0.083 ± 0.026	2.284 ± 0.717	9.486 ± 2.98
			23.875-27.813 (20)	0.054-0.135 (3)	1.482-3.715 (3)	6.154-15.431 (3)
		CIS-1	28.333 ± 0.234	0.133 ± 0.037	1.04 ± 0.288	5.596 ± 1.552
			26.750-29.5 (20)	0.094-0.206 (3)	0.738-1.616 (3)	3.971-8.7 (3)
		CIS-2	29.292 ± 0.302	0.115 ± 0.023	1.205 ± 0.245	3.653 ± 0.743**
	28.875-30 (20)		0.09-0.162 (3)	0.945-1.695 (3)	2.864-5.139 (3)	
	CIS-3	27.792 ± 0.296	0.225 ± 0.051***	2.792 ± 0.638	5.615 ± 1.284	
		25.875-28.875 (20)	0.122-0.284 (3)	1.522-2.528 (3)	3.058-7.095 (3)	
	Seca	CGS-1	28.434 ± 0.222	0.063 ± 0.015	15.17 ± 3.517***	20.934 ± 4.853***
			25.692-30.455 (37)	0.041-0.09 (3)	9.908-21.843 (3)	13.673-30.143 (3)
		CGS-2	27.93 ± 0.235	0.061 ± 0.008	0.882 ± 0.119**	15.329 ± 2.076
			24-31.2 (41)	0.05-0.078 (3)	0.724-1.116 (3)	12.575-19.398 (3)
		CGS-3	28.212 ± 0.14	0.039 ± 0.009**	1.071 ± 0.248	7.866 ± 1.819
			24.739-31.281 (52)	0.029-0.057 (3)	0.795-1.566 (3)	5.84-11.496 (3)
CIS-1		28.2 ± 0.156	0.09 ± 0.007	0.744 ± 0.057**	3.913 ± 0.301	
		25.2-31.3 (35)	0.077-0.099 (3)	0.633-0.822 (3)	3.326-4.321 (3)	
CIS-2		27.702 ± 0.126	0.273 ± 0.018***	3.378 ± 0.228	12.401 ± 0.836	
	24.467-31.222 (36)	0.243-0.306 (3)	3.006-3.792 (3)	11.037-13.92 (3)		
CIS-3	27.505 ± 0.118	0.197 ± 0.068	2.675 ± 0.919	9.860 ± 3.387		
	24.3-30.714 (27)	0.103-0.329 (3)	1.393-4.455 (3)	5.135-16.425 (3)		
Adulto	Lluvia	CGS-1	50.75 ± 0.472	0.098 ± 0.008	1.675 ± 0.136	8.312 ± 0.677
			45.75-55 (10)	0.083-0.109 (3)	1.407-1.853 (3)	6.982-9.197 (3)
		CGS-2	49.167 ± 0.558	0.093 ± 0.021	2.322 ± 0.529	9.19 ± 2.095
			44.75-56.75 (10)	0.059-0.132 (3)	1.486-3.303 (3)	5.88-13.07 (3)
		CGS-3	38.813 ± 0.751	0.05 ± 0.007**	1.381 ± 0.191	5.737 ± 0.794
			36.25-41.375 (8)	0.043-0.057 (2)	1.19-1.573 (2)	4.943-6.531 (2)
		CIS-1	37.958 ± 0.251	0.122 ± 0.032	0.954 ± 0.249	5.135 ± 1.34
			36.125-39.5 (10)	0.08-0.184 (3)	0.629-1.443 (3)	3.387-7.768 (3)
		CIS-2	42.15 ± 0.714	0.086 ± 0.011	0.901 ± 0.114	2.73 ± 0.345**
	40.2-45 (11)		0.074-0.108 (3)	0.776-1.128 (3)	2.352-2.419 (3)	
	CIS-3	39.233 ± 0.328	0.129 ± 0.007	1.601 ± 0.084	3.221 ± 0.168**	
		37-42.2 (11)	0.116-0.138 (3)	1.437-1.711 (3)	2.89-3.441 (3)	
	Seca	CGS-1	47.208 ± 0.355	0.05 ± 0.004**	12.158 ± 0.931***	16.778 ± 1.285
			41.375-53.5 (14)	0.045-0.058 (3)	10.884-13.971 (3)	15.02-19.28 (3)
		CGS-2	44.13 ± 0.353	0.059 ± 0.003**	0.851 ± 0.036**	14.788 ± 0.629
			39.5-49 (24)	0.056-0.064 (3)	0.806-0.923 (3)	14.008-16.033 (3)
		CGS-3	41.949 ± 0.32	0.121 ± 0.016	3.293 ± 0.423	24.176 ± 3.106***
			38.563-46 (20)	0.094-0.148 (3)	2.563-4.028 (3)	18.814-29.572 (3)
CIS-1		48.833 ± 0.458	0.104 ± 0.009	0.859 ± 0.076**	4.514 ± 0.397	
		44-530.75 (13)	0.088-0.12 (3)	0.732-0.993 (3)	3.846-5.22 (3)	
CIS-2		45.1 ± 0.335	0.11 ± 0.019	1.363 ± 0.232	5.003 ± 0.851	
	39.8-50 (14)	0.085-0.147 (3)	1.052-1.816 (3)	3.861-6.667 (3)		
CIS-3	38.5 ± 0.123	0.149 ± 0.04	2.017 ± 0.539	7.438 ± 1.987		
	35.5-41.5 (20)	0.094-0.226 (3)	1.282-3.067 (3)	4.725-11.308 (3)		

* Acá el valor de "n" entre paréntesis hace alusión al total de individuos integrados en cada talla.

2.3.4 Diferencias en el contenido de mercurio en *C. rhizophorae*

Se determinaron diferencias significativas entre las dos áreas de estudio, con concentraciones superiores de Hg en la ostra en BhC ($p < 0.05$) (Tabla 2-2). Durante la época lluviosa, el contenido de Hg en la ostra fue de $0.083 \pm 0.007 \mu\text{g/g Hg}_{\text{p.s.}}$ ($n=17$) en CGSM y en BhC fue de $0.135 \pm 0.015 \mu\text{g/g Hg}_{\text{p.s.}}$ ($n=18$). En época seca, se mantuvieron estas diferencias, dada la disminución del contenido de Hg en CGSM ($0.066 \pm 0.007 \mu\text{g/g Hg}_{\text{p.s.}}$, $n=18$) y el aumentó en BhC ($0.154 \pm 0.019 \mu\text{g/g Hg}_{\text{p.s.}}$, $n=18$). No obstante, no se determinaron diferencias significativas en el contenido de Hg entre épocas climáticas, ya que los valores medidos en dos de las tres estaciones tanto en CGSM (CGS-2 y CGS-3) como en BhC (CIS-1 y CIS-3), fueron similares en las dos épocas climáticas (Tabla 2-1, Figura 2-2B, Anexo 9).

Tabla 2-2. Análisis de PERMANOVA en la concentración y factor de bioconcentración del Hg (FBC-Hg) vs. las tallas (juveniles y adultas), las estaciones, ecosistema y época climática en la ostra *Crassostrea rhizophorae*. Ecosistema (EC), época climática (EP), estación (ES), talla (TA), grados de libertad (GI), suma de cuadrados (SS) y media cuadrática (MS) (Anexo 9).

Factor	Hg ($\mu\text{g/g p.s.}$)					
	GI	SS	MS	Pseudo-F	Únicas	Valor p
EC	1	8.8333×10^{-2}	8.8333×10^{-2}	47.302	9 836	0.0001
EP	1	4.6069×10^{-5}	4.6069×10^{-5}	0.0247	9 837	0.8768
ES (EC)	4	2.473×10^{-2}	6.1826×10^{-3}	3.3107	9 948	0.0161
EC x EP	1	5.3145×10^{-3}	5.3145×10^{-3}	2.8459	9 843	0.0984
TA (ES (EC))	6	4.61×10^{-2}	7.6834×10^{-3}	4.1144	9 954	0.0018
EP x ES (EC)	4	2.9462×10^{-2}	7.3655×10^{-3}	3.9442	9 949	0.007
EP x TA (ES (EC))	6	2.5447×10^{-2}	4.2412×10^{-3}	2.2711	9 939	0.0491
Res	47	8.777×10^{-2}	1.8674×10^{-3}			
Total	70	3.0724×10^{-1}				

Factor	FBC-Hg					
	GI	SS	MS	Pseudo-F	Únicas	Valor p
EC	1	747.73	747.73	72.145	9 841	0.0001
EP	1	594.83	594.83	57.392	9 864	0.0001
ES (EC)	4	62.783	15.696	1.5144	9 954	0.2193
EC x EP	1	152.94	152.94	14.757	9 837	0.0004
TA (ES (EC))	6	200.78	33.464	3.2288	9 949	0.0111
EP x ES (EC)	4	84.126	21.031	2.0292	9 951	0.1066
EP x TA (ES (EC))	6	322.36	53.727	5.1838	9 931	0.0004
Res	47	487.13	10.364			
Total	70	2 720				

* Valor $p < 0.05$ expresa diferencias significativas entre los factores analizados. En rojo las significativas.

2.3.4.1 Comparación en el contenido de mercurio en la ostra en cada ecosistema

En las dos áreas de estudio, se presentaron diferencias significativas en los contenidos de Hg en las ostras entre sus estaciones ($p < 0.05$) (Tabla 2-2). Durante la época lluviosa en CGSM, las diferencias se evidenciaron entre las estaciones CGS-1 y CGS-2. Contrariamente, en CGS-3, presentó concentraciones bajas de Hg como en CGS-1 y altas como en CGS-2. En BhC, se presentó un patrón similar, con diferencias significativas entre las estaciones CIS-2 y CIS-3, con CIS-1 presentando concentraciones bajas de Hg como en CIS-2 y altas como en CIS-3. Durante la época seca, CGSM presentó contenidos de Hg similares en las tres estaciones ($p > 0.05$), mientras que en BhC se presentó diferencias significativas entre las estaciones CIS-1 y CIS-2, dada las concentraciones menores en CIS-1 (Tabla 2-2, Figura 2-2B y 2-3A, Anexo 9).

2.3.4.2 Comparación en el contenido de mercurio en relación con las tallas de la ostra

Al explorar las tallas de la ostra, juveniles y adultas, en relación con los factores estación (ES) y época climática (EP), se presentaron diferencias significativas entre las estaciones ($p < 0.05$) (Tabla 2-2). En CGSM, durante la época seca, las concentraciones más altas de Hg fueron en tallas adultas ($0.121 \pm 0.016 \mu\text{g/g Hg}_{p.s., n=3}$) en comparación con las tallas juveniles ($0.039 \pm 0.009 \mu\text{g/g Hg}_{p.s., n=3}$) en la estación CGS-3. En BhC, tanto en época lluviosa como en época seca, las concentraciones de Hg fueron superiores en tallas juveniles en comparación con tallas adultas de la estación CIS-2 (Tabla 2-1, Figura 2-3A, Anexo 8).

2.3.4.3 Importancia del seston en la bioconcentración del mercurio

Los valores altos del factor de bioconcentración del Hg con el contenido en el seston presentan una correlación significativa ($R=0.720, p < 0.01$), con condiciones de acumulación ($FBC \geq 1$) en BhC y de hiperacumulación en CGSM ($FBC \geq 10$) (Tabla 2-1).

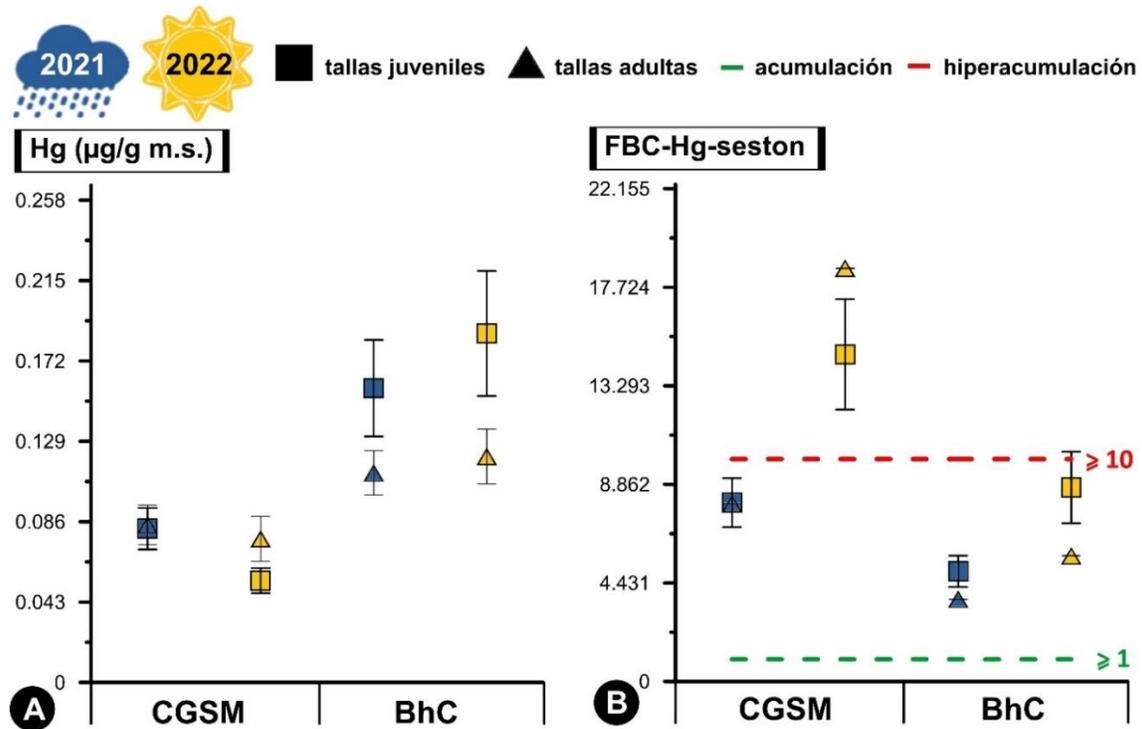


Figura 2-3. Análisis comparativo en concentraciones (A) y el factor de bioconcentración (B) de Hg en la ostra *Crassostrea rhizophorae* entre Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) y Bahía de Cispatá (BhC): efectos de la talla del organismo y época climática. Por encima de la línea verde se considera condición de acumulación de Hg en la ostra ($FBC \geq 1$), y por encima de línea roja hiperacumulación del metal ($FBC \geq 10$).

2.3.4.4 Comparaciones del FBC-Hg en la ostra por ecosistema

Se determinaron diferencias significativas entre CGSM y BhC ($p < 0.05$). Estas diferencias también se observaron en función de las épocas climáticas, con un aumento durante la época seca en cada estación de CGSM, y significativo en la estación CIS-2 en BhC en comparación con la época lluviosa (Tabla 2-1, Figura 2-3B). Cuando se combinaron los factores ecosistemas y época climática, se siguieron presentando diferencias significativas, con valores más altos de bioconcentración de Hg en CGSM en ambas épocas climáticas en comparación con BhC (Tabla 2-2). Estos resultados indican que la ostra en CGSM está acumulando concentraciones más altas de Hg en sus tejidos en comparación con la ostra de la BhC, sin desconocer que en ésta la acumulación también es considerablemente alta (Anexo 9).

2.3.4.5 Comparaciones del FBC-Hg entre las tallas de la ostra

Respecto a la talla en la ostra, se determinaron diferencias significativas entre tallas juveniles y adultas con el FBC de Hg (Tabla 2-2, Figura 2-3B). En BhC, los valores mayores del FBC se observaron en las tallas juveniles en ambas épocas climáticas. En CGSM, el valor mayor del FBC se presentó en las tallas adultas durante la época seca, y fueron similares en ambas tallas durante la época lluviosa (Tabla 2-1 y 2-2, Figura 2-3B, Anexo 9).

2.3.5 Relación entre variables ambientales y la bioconcentración de mercurio en la ostra

Analizando los resultados obtenidos en la concentración del Hg en el tejido de la ostra y los FBC por tallas en relación con el contenido del elemento potencialmente tóxico en el seston, no fue posible determinar una relación con las variables ambientales analizadas (Tabla 2-3, Figura 2-2).

Tabla 2-3. Análisis del DistLM en la relación en la concentración de Hg y su bioconcentración en *Crassostrea rhizophorae* con las variables fisicoquímicas (predictoras). Se usó el modelo paso a paso y el criterio de selección de R^2 ajustado (9999 permutaciones). SS: suma de cuadrados.

Talla juvenil				
Variable	SS	Pseudo-F	Valor p	Proporción de la variación explicada
Temperatura	11.1930	0.4070	0.5437	0.0391
Salinidad	28.0940	1.0885	0.3348	0.0981
pH	27.7900	1.0755	0.3297	0.0971
Oxígeno disuelto	22.1120	0.8373	0.3843	0.0772
Materia orgánica	0.6116	0.0214	0.8864	0.0213
Talla adulta				
Variable	SS	Pseudo-F	Valor p	Proporción de la variación explicada
Temperatura	1.2213	0.0265	0.8808	0.0264
Salinidad	4.5311	0.0991	0.7739	0.0982
pH	39.976	0.9482	0.3590	0.0866
Oxígeno disuelto	106.7300	3.0077	0.1087	0.2312
Materia orgánica	0.1202	0.0260	0.9629	0.0260

*Valores $p < 0.05$ expresan que la variable explica significativamente las variaciones en el contenido de Hg y su bioconcentración en *Crassostrea rhizophorae*. En rojo está la mayor variación explicada.

La relación entre variables ambientales y las tallas con la concentración y FBC de Hg en la ostra no fueron significativas ($p > 0.05$) y explican menos del 24 % en la variación del contenido de Hg y su FBC (Tabla 2-3). Estos resultados sugieren que, en el contexto de este estudio, las variables

ambientales no desempeñaron un papel determinante en las diferencias observadas en el contenido y la bioconcentración de Hg en las tallas analizadas de la ostra en CGSM y BhC (Figura 2-3). Otros factores, como el contenido de Hg en el seston y los procesos locales de transporte y sedimentación, pueden estar desempeñando un papel más influyente en la acumulación de Hg.

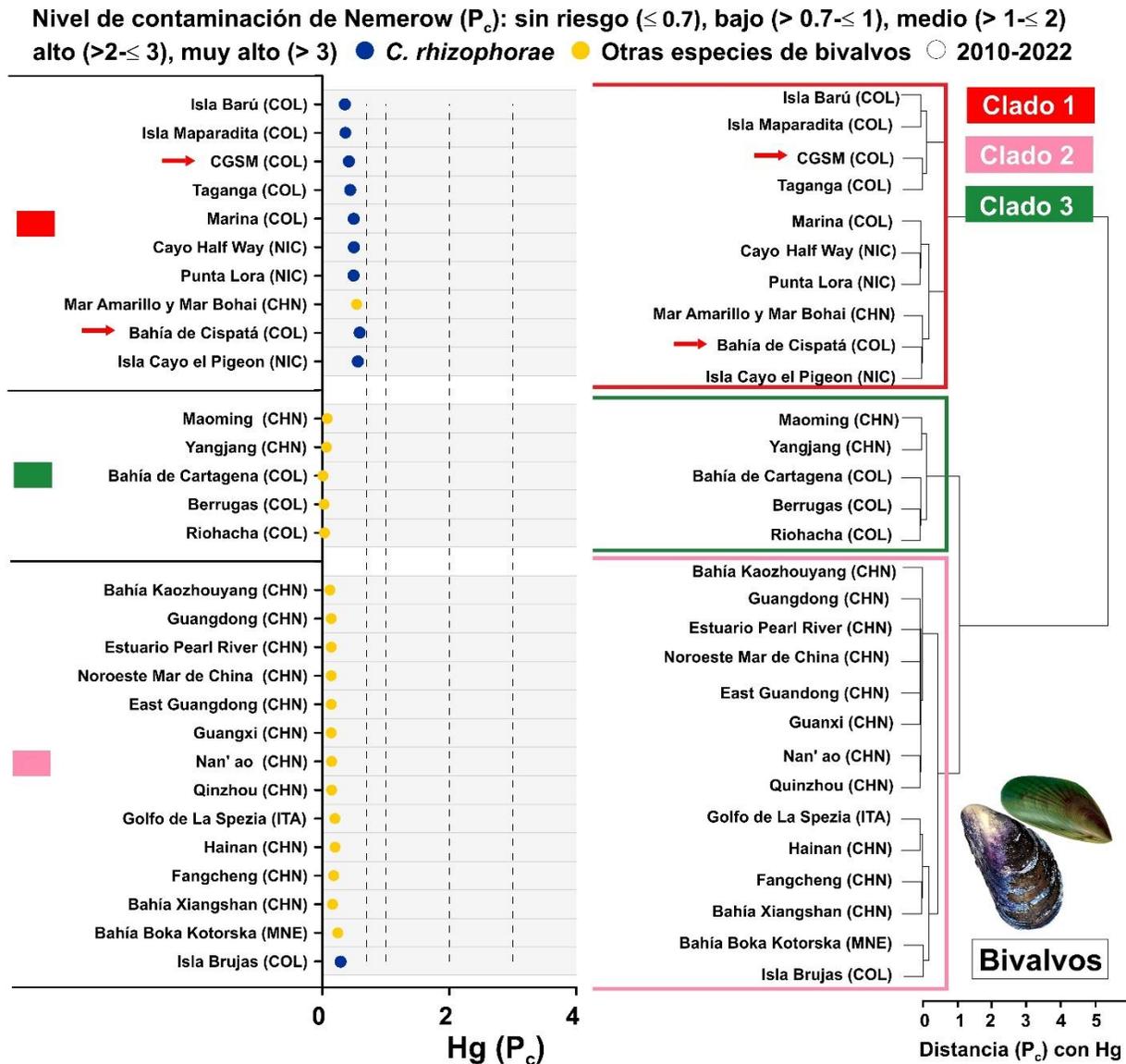


Figura 2-4. Análisis de agrupamiento jerárquico en la evaluación del índice de contaminación de Nemerow (P_c) por Hg en ecosistemas marino y costeros medidos en bivalvos en el periodo 2010 al 2022. Colombia (COL), Nicaragua (NIC), China (CHN), Italia (ITA) y Montenegro (MNE). Clado 1: sitios con contaminación cercana a baja, Clado 2 y 3: sitios con contaminación baja. La flecha hace referencia a los sitios evaluados en el presente estudio (Anexo 7 y 8).

2.3.6 Estado de contaminación por mercurio en bivalvos en un contexto global durante la última década

Si consideramos los riesgos de contaminación por Hg en monitoreos globales durante los últimos 12 años en diversas especies de bivalvos, ambos ecosistemas forman parte del Clado 1, CGSM presenta una contaminación sin riesgo por Hg en el consumo de la ostra (similar al de Taganga), mientras que en BhC se encuentra cercano a bajo junto Isla Cayo el Pigeon en Nicaragua. No obstante, estos valores superan lo observado en otras áreas como en China, Italia y Montenegro, que presentaron un menor riesgo en consumo de Hg. Esto hace relevante considerar el riesgo potencial de contaminación por Hg en el Caribe colombiano, donde sitios como Isla Barú e Isla Maparadita en Cartagena, presentaron un riesgo de contaminación similar a CGSM (Figura 2-4).

2.4 Discusión

2.4.1 Concentraciones de mercurio y sus fuentes de contaminación

Las concentraciones más altas de Hg, tanto en sedimentos como en seston y en la ostra en BhC en comparación con CGSM (Tabla 2-1, Figura 2-2B), generan inquietudes sobre la calidad ambiental y la salud del ecosistema en la región. La contaminación por Hg en BhC, se vincula con la conexión del río Sinú a través del caño Sicará, sugiriendo contaminación asociada con flujos de agua y sedimentos de áreas agrícolas circundantes (Campos *et al.*, 2015), así como el uso de fungicidas que contienen fenilmercurio (C_6H_5Hg) y las fumigaciones extensas de arrozales con agroquímicos mercuriales (Marrugo-Negrete *et al.*, 2020). Otras fuentes identificadas abarcan la minería de oro regional (Feria *et al.*, 2010), descarga de aguas residuales, uso de Hg en pinturas de barcos como compuesto anticorrosivo y contaminación atmosférica (Burgos-Núñez *et al.*, 2014; 2017).

En CGSM las fuentes de contaminación por Hg son menos claras, la entrada de este elemento potencialmente tóxico a la ciénaga se asocia con depósitos atmosféricos y actividades antrópicas (Alonso *et al.*, 2000) como la minería de oro y actividades industriales provenientes principalmente del río Magdalena (Mancera-Rodríguez y Álvarez-León, 2006; Espinosa *et al.*, 2011; Alvarez *et al.*, 2012).

A pesar de que los niveles de Hg en sedimentos en BhC y CGSM son inferiores a los reportados en otras regiones, como en la BCt, Colombia (0.094-10.293 $\mu\text{g/g}$ Hg_{p.s.}) (Alonso *et al.*, 2000), y en la bahía de San Vicente, Chile (0.37 a 0.95 $\mu\text{g/g}$ Hg_{p.s.}) (Díaz *et al.*, 2001), y considerando que el contenido de Hg estuvo por debajo del umbral tolerable para el ecosistema y la biota asociada (TEL) de 0.13 $\mu\text{g/g}$ Hg (Buchman, 2008), el riesgo de contaminación por este metal es mayor en BhC en comparación con CGSM. En monitoreos previos realizados por Feria *et al.* (2010), Campos *et al.*, (2015) y Marrugo-Negrete *et al.* (2020), se han reportado concentraciones de Hg que superaron el umbral TEL en sedimentos a lo largo del cauce del río Sinú y desembocadura en la BhC. En cambio, en CGSM, las concentraciones de Hg reportadas en sedimentos han sido menores de 0.11 $\mu\text{g/g}$ Hg_{p.s.} (Alonso *et al.*, 2000; Pinzón-Bedoya, 2020), siendo similar a lo observado en las estaciones del presente estudio (Figura 2-2B).

2.4.2 Influencia de las condiciones ambientales en el contenido de mercurio en el sedimento y el seston

El ligero aumento del contenido de Hg en sedimentos y sestón durante la época lluviosa en comparación con la época seca (Figura 2-2B), podría atribuirse al lavado de metales desde fuentes terrestres, influenciado por el aumento del sedimento y el aporte de agua dulce (Baraj *et al.*, 2003; da Silva Ferreira *et al.*, 2013). Estos factores son especialmente relevantes por aportes significativos del río Magdalena en la CGSM (Alonso *et al.*, 2000) y del río Sinú en BhC (Marrugo-Negrete *et al.*, 2020). Aunque estas variaciones entre épocas climáticas no resultaron significativas en el contenido de Hg en la ostra (Tabla 2-2), se resalta la importancia de la interacción sedimento-seston y la influencia de las condiciones locales en las áreas costeras del Caribe colombiano en la disponibilidad de Hg (Aguirre-Rubí *et al.*, 2017)

Variabes como la temperatura y la materia orgánica pueden estar desempeñando un papel importante en el contenido de Hg en sedimentos y seston. En BhC, los contenidos más altos de Hg en el sestón durante la época lluviosa, se correlacionaron significativamente con los valores más altos de temperatura (Figura 2-2, Anexo 4), siendo esta una variable que puede afectar la velocidad de reacciones químicas, incluida su metilación (Kumar Gupta y Singh, 2011). A su vez, valores más altos de Hg en sedimentos se relacionaron con el mayor contenido de materia orgánica en época lluviosa, subrayando el papel fundamental de la materia orgánica en la

retención de metales en sedimentos, junto con sedimentos finos y un ambiente reductor de sulfatos (Cogua *et al.*, 2012; Panesso Guevara, 2017), como en CGSM (Espinosa *et al.*, 2011) y en la BhC (Figura 2-2, Anexo 4).

Aunque no se identificó una correlación directa entre pH y las concentraciones de Hg en sedimentos y seston, en condiciones de pH ligeramente acidas o neutras ($\text{pH} \leq 7$) se da una mayor resuspensión de este elemento potencialmente tóxico (Matlock *et al.*, 2001; Richard *et al.*, 2016). En valores bajos de pH, ambientes reductores de fosfatos y condiciones anaeróbicas se presenta una metilación de Hg^{2+} , aumentando su solubilidad y toxicidad del metal (p. ej., formación de CH_3Hg) (Compeau y Bartha, 1984). No obstante, son aspectos contrarios a lo observado en CGSM y BhC con valores de $\text{pH} > 7$, condiciones oxidativas en sedimentos y con valores altos de oxígeno disuelto (Anexo 4).

Otro punto a tener en consideración en la metilación o suspensión del Hg a los sedimentos, son los valores altos de salinidad como en la estación CGS-3 en CGSM y en BhC durante época seca, estos pueden inhibir la metilación de Hg^{2+} , dada la producción de ácido sulfhídrico (H_2S) que forma sulfuro de mercurio (HgS), un tipo de mineral que forman parte de los sulfuros y que está poco disponible para aceptar grupos metilo (Compeau y Bartha, 1984) (Anexo 4).

Otro aspecto a tener en cuenta en la precipitación de Hg, son las variaciones de sulfatos a sulfuros, que posiblemente incrementan el flujo de fósforo reactivo y amonio en la interfase sedimento-agua, como lo mencionan Parra y Espinosa (2008). Este proceso favorece que el Hg tienda a precipitar en sedimentos como hidróxidos, óxidos, carbonatos o fosfatos insolubles (Uwah *et al.*, 2013; Azizi *et al.*, 2018a). La interacción de estos procesos podría ayudar a entender las variaciones del contenido de Hg en sedimentos, teniendo en cuenta los valores de pH en cada época climática. Este patrón es particularmente notable en BhC por las diferencias de pH de época lluviosa a época seca en sus estaciones (Figura 2-2B, Anexo 4).

2.4.3 Relación de las condiciones ambientales y tallas de la ostra en el contenido de mercurio

La influencia de las variables ambientales analizadas, en la concentración y el factor de bioconcentración (FBC) de Hg no fue significativa (Tabla 2-1 y 2-2, Figura 2-2B y 2-2, Anexo 4).

Este hallazgo responde a lo reportado en otras investigaciones, en las que la influencia de variables como la temperatura, salinidad y pH en la absorción y acumulación del Hg no está completamente comprendida en los bivalvos (Azizi *et al.*, 2018a), a diferencia de como ocurre en sedimentos y seston en su acumulación, absorción, toxicidad y especiación de metales como el Hg (Volety, 2008; Suryanto Hertika *et al.*, 2021).

Aunque no se pudo establecer una relación significativa entre el FBC de Hg con las condiciones ambientales en CGSM y BhC (Tabla 2-3), es importante considerar que en concentraciones altas de oxígeno disuelto, como las observadas en CGSM, junto con cambios en la composición química de los sedimentos, pueden aumentar y/o alterar la actividad metabólica de los bivalvos (Curtius *et al.*, 2003; Griscom y Fisher, 2004), lo que podría afectar la capacidad de absorción y excreción de Hg en estos organismos acuáticos (Suryanto Hertika *et al.*, 2021) como la ostra.

La ostra es reconocida por su capacidad en filtrar grandes volúmenes de agua durante su alimentación (López-Sánchez, 2017) y material particulado provenientes de sedimentos (Silva *et al.*, 2003), por consiguiente las concentraciones de Hg observadas en la ostra estuvieron estrechamente relacionadas al contenido de este elemento potencialmente tóxico en su entorno. La bioconcentración de Hg se asoció significativamente con el seston, lo que era de esperarse considerando que la recolección del organismo se realizó principalmente en las raíces del manglar, a diferencia con el contenido de Hg en sedimentos donde se obtuvo una acumulación de este. En este sentido, las mediciones de Hg en sedimentos como con el seston, ofrecen datos cruciales sobre la disponibilidad y la absorción de Hg por parte del bivalvo, proporcionando una visión integral de la interacción entre estos organismos y su entorno contaminado, donde aún falta mayor información sobre el riesgo en la exposición de Hg en bivalvos (Dietz *et al.*, 2021).

Los resultados en BhC concuerdan con estudios previos; Coimbra (2003) en la bahía de Sepetiba en Brasil con *Mytella guyanensis*, y Díaz *et al.* (2001) en la bahía de San Vicente, Chile con *Tagelus dombeii*, reportaron correlaciones inversas entre el contenido de Hg y el tamaño de la especie. Los autores sugirieron tasas de asimilación del metal similares o parecidas a la tasa de excreción en individuos de mayor tamaño, que puede ser generado por una disminución del metabolismo y menor bombeo de agua con el crecimiento de los bivalvos (Azizi *et al.*, 2018b).

Durante el crecimiento de los bivalvos, se involucran diversos mecanismos que regulan la acumulación de elementos potencialmente tóxicos como el Hg en sus tejidos. La formación de granulos mineralizados permite un almacenamiento y, posiblemente una desintoxicación por Hg (Cossa, 1989). Para su liberación, los bivalvos en su crecimiento desarrollan un sistema de regulación homeostática que incluye varios mecanismos de excreción a través de la orina y las heces, que contribuyen a mantener concentraciones adecuadas de Hg (El-Moselhy y Yassien, 2005). Otro aspecto clave son sus sistemas branquiales, que desempeña un papel clave en la filtración de partículas, incluidos los metales del entorno acuático (da Silva Ferreira *et al.*, 2013).

La emisión de gametos durante la reproducción constituye otra estrategia relevante que los bivalvos despliegan para mitigar la acumulación de elementos potencialmente tóxicos (Azizi *et al.*, 2018b). Durante la liberación de gametos de la ostra, se podría haber experimentado un aumento en el FBC de Hg durante la época lluviosa, ya que se asocia con una disminución en la biomasa del organismo con el desove (Monsefrad *et al.*, 2012). Sin embargo, tanto en CGSM como en BhC se presentó los valores más bajos del FBC de Hg en las ostras en relación con el contenido del metal en el seston en época lluviosa en comparación con la época seca (Tabla 2-1; Figura 2-3B). Durante la liberación de gametos, que generalmente ocurre durante la época lluviosa y abarca dos picos de reproducción en el Caribe colombiano (Lagos Bayona *et al.*, 2007; López-Sánchez, 2017), los granulos mineralizados almacenados en los lisosomas pueden ser liberados junto con los gametos (Cossa, 1989). Este proceso que se denomina exocitosis, y permite que el contenido en los lisosomas, incluyendo elementos potencialmente tóxicos como el Hg, se liberen al entorno acuático (Bigas *et al.*, 2001; Marigómez *et al.*, 2002). Esta posible liberación de granulos mineralizados de Hg en lisosomas junto con la expulsión de gametos, podría haber contribuido a menores valores del FBC de Hg durante la época lluviosa (Tabla 2-1, Figura 2-3B).

En cuanto a CGSM, se observaron concentraciones y FBC de Hg ligeramente mayores en tallas adultas en época seca, similar a lo reportado por Costa *et al.* (2000), lo cual contrasta con lo observado en BhC en ambas épocas climáticas (Figura 2-3). Este resultado destaca la complejidad inherente en la relación entre los diversos factores ambientales y del organismo como su talla que influyen en la bioconcentración de Hg.

2.4.4 Riesgo por consumo de mercurio en *C. rhizophorae* en CGSM y BhC

La variabilidad en las fuentes de contaminación y las concentraciones de Hg en CGSM y BhC, destaca como un factor clave que influye en el riesgo de contaminación por este elemento potencialmente tóxico (Tabla 2-1, Figura 2-2B). Especialmente, BhC muestra valores cercanos al límite permisible de Hg en bivalvos de consumo humano de 0.5 µg/g Hg (FAO/WHO, 2022), generando inquietudes sobre la salud del ecosistema. Esta situación se asemeja a lo reportado en la ostra por Aguirre-Rubí *et al.* (2017) en la Isla Cayo el Pigeon en Nicaragua, y en la Marina, Santa Marta, Colombia (Figura 2-4, Anexo 5 y 6). No obstante, ambos ecosistemas están lejos de lo reportado con la especie en áreas costeras de la República Dominicana, en donde Sbriz *et al.* (1998) han reportado uno de los mayores contenidos de Hg en la ostra (7.02 µg/g Hg_{p.s.}).

Al comparar las concentraciones de Hg en la ostra con otras especies de bivalvos a nivel global durante la última década, CGSM y BhC se destacan como ecosistemas que mantienen un riesgo bajo a nulo en contaminación por Hg. Esto contrasta con hallazgos en áreas costeras de China (Wang *et al.*, 2018; Liu *et al.*, 2019; Wang *et al.*, 2021), Italia (Squadrone *et al.*, 2016) y Montenegro (Perošević *et al.*, 2018), con el menor riesgo en contaminación por Hg en el mundo y sirven como referencia del potencial riesgo de contaminación en CGSM y BhC (Figura 2-4).

La relevancia de este estudio se intensifica al considerar la situación actual de contaminación por Hg en Colombia. En la BCT, en *C. rhizophorae* se ha reportado el mayor riesgo de contaminación por Hg en la última década en el mundo (Aguirre-Rubí *et al.*, 2017) (Figura 2-4, Anexo 6 y 7). En un contexto histórico, la bahía ha presentado una descarga directa de Hg desde la planta de cloro-alcalí (Alonso *et al.*, 2000; Bolaños-Alvarez *et al.*, 2024). Casos similares antes del año 2010 se han reportado en la bahía de San Vicente, Chile con *T. dombeii* (Díaz *et al.*, 2001), en el Golfo de California, Estados Unidos con *Archivesica gigas* (Ruelas-Inzunza *et al.*, 2003), y en la costa del Mar Adriático, Croacia con *M. galloprovincialis* (Kljaković-Gašpić *et al.*, 2010), con concentraciones superiores a 0.5 µg/g Hg_{p.s.} Estos hallazgos subrayan la necesidad de un monitoreo continuo en CGSM y BhC para identificar las fuentes específicas de contaminación y tomar medidas preventivas adecuadas, como se ha venido realizando en el programa de la REDCAM “Red de Vigilancia para la Conservación y Protección de las Aguas Marinas y Costeras de Colombia”, como una herramienta de gestión de las últimas dos décadas en el monitoreo de la calidad de las aguas superficiales, y en sedimentos marinos y costeros de Colombia.

III. CONTAMINACIÓN POR CADMIO (Cd) EN LA OSTRA *Crassostrea rhizophorae* EN DOS LAGUNAS COSTERAS DEL CARIBE COLOMBIANO

3.1 Introducción

La contaminación por cadmio (Cd) es un desafío creciente a nivel global, con impactos adversos significativos en los ecosistemas marino-costeros, así como en la biodiversidad. Este metal es conocido por su capacidad de acumularse en los tejidos de organismos marinos y costeros como los bivalvos (Fischer, 1989; Mountouris *et al.*, 2002). El Cd es un elemento potencialmente tóxico para la biota y salud del ser humano, siendo la enfermedad Itai-Itai en Japón uno de los eventos más devastadores relacionado en la contaminación por metales. La enfermedad se desencadenó por una exposición prolongada al Cd a través del consumo de agua y alimentos contaminados, como arroz irrigado con agua rica en Cd (Kasuya *et al.*, 1992).

Itai-Itai se caracterizó por causar un dolor intenso a múltiples fracturas en huesos y articulaciones, daños renales, enfermedades cardiovasculares y anemia en las personas afectadas, siendo las mujeres mayores las más vulnerables a los efectos perjudiciales del metal. A su vez, una exposición prenatal al Cd es particularmente preocupante, aunque la placenta actúa como una barrera parcial, cantidades significativas de Cd se pueden transferir al feto, afectando su desarrollo (Förstner y Wittmann, 1981; Satoh *et al.*, 2002; Dharmadasa *et al.*, 2017).

El Cd en altas concentraciones en organismos marinos y costeros como los peces, crustáceos, bivalvos y otros invertebrados afecta en la absorción de nutrientes, función renal, puede provocar malformaciones en los embriones y reducir la viabilidad de los huevos, y alteraciones neurológicas en la locomoción (Rainbow, 2002).

Su importancia lo ha llevado a ser uno de los metales más evaluados en bivalvos hasta la fecha, en la revisión bibliográfica realizada por Vélez-Mendoza *et al.* (sometido) obtuvieron un total de 241 investigaciones en 57 países y 107 especies de bivalvos marinos y costeros (Anexo 1). Los estudios en la década de 1970 revelaron concentraciones alarmantes de Cd; en *Mytilus gigas* en Devils Elbow, Australia, se reportó una concentración de $33.182 \pm 2.303 \mu\text{g/g Cd}_{\text{p.s.}}$ (Ayling, 1974). A su vez, investigaciones recientes con *C. rhizophorae*, han demostrado concentraciones

superiores a 10 $\mu\text{g/g}$ Cd_{p.s.} en áreas cercanas a la BCt en Colombia (Aguirre-Rubí *et al.*, 2017), superando la concentración permisible para el consumo humano de 2 $\mu\text{g/g}$ Cd (FAO/WHO, 2022).

A pesar de la disminución de la contaminación por Cd en determinados sitios del mundo, debido a regulaciones más estrictas, la preocupación persiste en Colombia (Anexo 2). La bahía de Cartagena (BtC) enfrenta aún altos niveles de contaminación por Cd, principalmente por actividades industriales que utilizan el metal y sus derivados en diversos productos (Aguirre-Rubí *et al.*, 2017). Otras fuentes de contaminación en la costa Caribe colombiana incluyen el petróleo, uso de minerales, contaminación urbana y agrícola (Manjarrez-Paba *et al.*, 2008). Situaciones similares se han reportado en la bahía de Santa Marta en la década de 1980, en donde, con la especie *Isognomon bicolor* se determinaron concentraciones altas del metal hasta de 6.99 $\mu\text{g/g}$ Cd_{p.s.} (Campos, 1987).

Las investigaciones sobre los niveles de Cd en bivalvos en Colombia han sido puntuales, a pesar de las crecientes preocupaciones, con sus primeros reportes en la década de 1980 centrados en la CGSM con los bivalvos *C. rhizophorae*, *I. alatus* e *I. bicolor* (Campos, 1988, 1990), y más recientemente del 2008 al 2018 con las especies *I. isognomum*, *I. alatus*, *I. bicolor* y *D. denticulatus* en el Caribe colombiano (Manjarrez-Paba *et al.*, 2008; Valdelamar-Villegas y Olivero-Verbel, 2018; Romero-Murillo *et al.*, 2023). Entre estos trabajos se han comprobado variaciones significativas en las concentraciones de Cd según las épocas climáticas, con niveles a menudo superiores a los considerados seguros para el consumo humano (FAO/WHO, 2022), resaltando la necesidad de comprender las fuentes de contaminación y los factores que contribuyen a estas variaciones.

En el panorama complejo de variables que afectan las concentraciones de Cd en el ambiente y en organismos como los bivalvos, están las condiciones ambientales, del organismo y sus respuestas a estas mismas. Esta interacción crea una red intrínseca de elementos que merece un análisis exhaustivo. En investigaciones previas realizadas en la región del Caribe colombiano, se ha explorado esta compleja interacción de variables. Los trabajos por Campos (1988), Valdelamar-Villegas y Olivero-Verbel (2018) y Romero-Murillo *et al.* (2023) arrojan luz sobre cómo variables como la salinidad y la temperatura pueden contribuir al aumento del contenido de Cd en bivalvos, y que a su vez están estrechamente vinculadas a la condición fisiológica del organismo y la disponibilidad de Cd en el ambiente.

La investigación contribuye a entender cómo es la dinámica de contaminación por Cd en sistemas marinos y costeros. Se busca proporcionar información valiosa para los tomadores de decisiones, enfocada en la gestión y conservación de estos ecosistemas, y para la protección de la salud pública en Colombia. Además, contribuye a comprender, si las condiciones de contaminación por Cd en la ostra han experimentado variaciones a lo largo del tiempo en áreas de gran importancia para el país como lo es la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM).

3.2 Metodología

El proceso detallado de metodología ha sido documentado minuciosamente en el Capítulo de Hg (página 8 a 16). A continuación, se presenta una descripción breve de las etapas de campo, laboratorio y análisis de datos.

3.2.1 Fase de campo

En época lluviosa (Nov-2021) y época seca (Mar-2022) se realizaron muestreos discretos en tres estaciones de la CGSM y tres estaciones en la bahía de Cispatá (BhC). Durante cada muestreo, se midieron variables fisicoquímicas de la columna de agua a una profundidad 0.5 m (resultados descritos en el capítulo 2 en la página 16 a 18), y se tomaron muestras de seston con un frasco ámbar de 2.8 L en cada estación. Se recolectaron tres muestras de sedimentos en cada estación con una draga van Veen y se homogenizaron. Estas se dividieron para el análisis de Cd, materia orgánica y potencial redox. La recolección de ostras se realizó en cada estación, principalmente en las raíces del manglar. Las muestras se agruparon y se separaron en tallas juveniles y adultas.

3.2.2 Fase de laboratorio

La fase de laboratorio detalla los métodos empleados para determinar la concentración de Cd en las muestras de sedimentos, seston y ostras. Se hace énfasis en los procedimientos de digestión, calcinación y análisis por espectroscopia de absorción atómica en horno de grafito, los cuales

fueron ejecutados con precisión y bajo estrictas condiciones de control analítico, garantizando así la calidad y fiabilidad de los resultados obtenidos de Cd.

3.2.2.1 Cadmio en sedimentos, seston y ostras

En una submuestra de la fracción menor o igual a 63 μm de sedimentos y seston se realizó la digestión con ácido nítrico (HNO_3), al 5 %. La determinación posterior de concentración total de Cd se realizó siguiendo el método EPA 3051 A-HGAAS PLTX-021. El método se basa en la liberación de átomos de Cd a temperaturas de 2 200 °C a 2 800 °C, con un espectrómetro de absorción atómica con horno de grafico (GFAAS) (Minoia y Caroli, 1992; Skoog *et al.*, 2017).

La determinación de Cd total en la ostra se realizó a partir de 1 g de la muestra mediante el método AOAC 999.11 (2002), empleando la espectrometría de absorción atómica con horno de grafito (GF-AAS) (Romero-Estévez *et al.*, 2019).

3.2.2.3 Control analítico de los resultados

Se aplicó un control analítico para garantizar la calidad de los resultados. En sedimentos, seston y ostras se realizó un análisis duplicado para cada conjunto de 20 muestras, constituyendo un lote de digestión y cuantificación. Se cumplió con los criterios de aceptación de la Asociación de Químicos Analíticos Oficiales (AOAC), con coeficientes de determinación mayores de 0.995 para la curva de calibración y porcentajes de error menores del 15 %. Como material de referencia se empleó TORT-1 (hepatopáncreas de langosta) del Consejo Nacional de Investigación de Cánada (NRCC). Los porcentajes de recuperación fueron de 94.6 % en sedimentos, límite de detección (LD) = 0.0016 $\mu\text{g/g}$ Cd, 93.9 % en seston (LD = 0.0016 $\mu\text{g/g}$ Cd) y 95.0 % en ostras (LD = 0.0001 $\mu\text{g/g}$ Cd) (Romero-Murillo *et al.*, 2023).

3.2.3 Fase de gabinete

Se llevaron a cabo análisis estadísticos con los softwares Excel, RStudio y Primer 6. Se examinó el FBC de Cd en la ostra en relación con sedimentos y seston. Se realizaron análisis de correlaciones entre el contenido de Cd en las ostras vs. el contenido de Cd en sedimentos y

seston, así como entre las variables ambientales con el contenido total de Cd en sedimentos, seston y en ostras por tallas (juveniles y adultas). Se evaluaron las diferencias significativas en el contenido y FBC de Cd en las ostras en relación con el seston según épocas climáticas, ecosistemas, estaciones y tallas. Por último, se evaluó el riesgo de contaminación por Cd en el consumo de la ostra en CGSM y BhC junto con otras especies de bivalvos analizadas globalmente del 2010 al 2022.

3.3 Resultados

3.3.1 Concentración de cadmio en sedimentos y seston

Durante la época lluviosa, las estaciones CGS-1 ($0.13 \mu\text{g/g Cd}_{\text{p.s.}}$) y CGS-3 ($0.123 \mu\text{g/g Cd}_{\text{p.s.}}$) en CGSM presentaron las concentraciones más altas de Cd en sedimentos en comparación con las tres estaciones de BhC ($0.071 \pm 0.011 \mu\text{g/g Cd}_{\text{p.s.}}$, $n=3$). Durante la época seca, CGSM presentó variaciones de un aumento notable en CGS-1 ($0.875 \mu\text{g/g Cd}_{\text{p.s.}}$) y una disminución leve en CGS-3 ($0.101 \mu\text{g/g Cd}_{\text{p.s.}}$), mientras que en BhC aumentó en todas las estaciones, siendo notable en CIS-2 ($0.657 \mu\text{g/g Cd}_{\text{p.s.}}$) y CIS-3 ($0.817 \mu\text{g/g Cd}_{\text{p.s.}}$) (Figura 3-1B, Anexo 3).

El contenido de Cd en el seston registró valores más similares entre las estaciones de cada ecosistema y en las dos épocas climáticas. En época lluviosa, BhC presentó las concentraciones más altas ($0.378 \pm 0.012 \mu\text{g/g Cd}_{\text{p.s.}}$, $n=3$) en comparación con CGSM ($0.085 \pm 0.002 \mu\text{g/g Cd}_{\text{p.s.}}$, $n=3$). Aunque durante la época seca, el contenido de Cd en el seston disminuyó en ambos ecosistemas, se mantuvo una concentración más alta del elemento potencialmente tóxico en BhC ($0.109 \pm 0.008 \mu\text{g/g Cd}_{\text{p.s.}}$, $n=3$) en comparación con CGSM ($0.015 \pm 0.003 \times 10^{-1} \mu\text{g/g Cd}_{\text{p.s.}}$, $n=3$) (Figura 3-1B, Anexo 3).

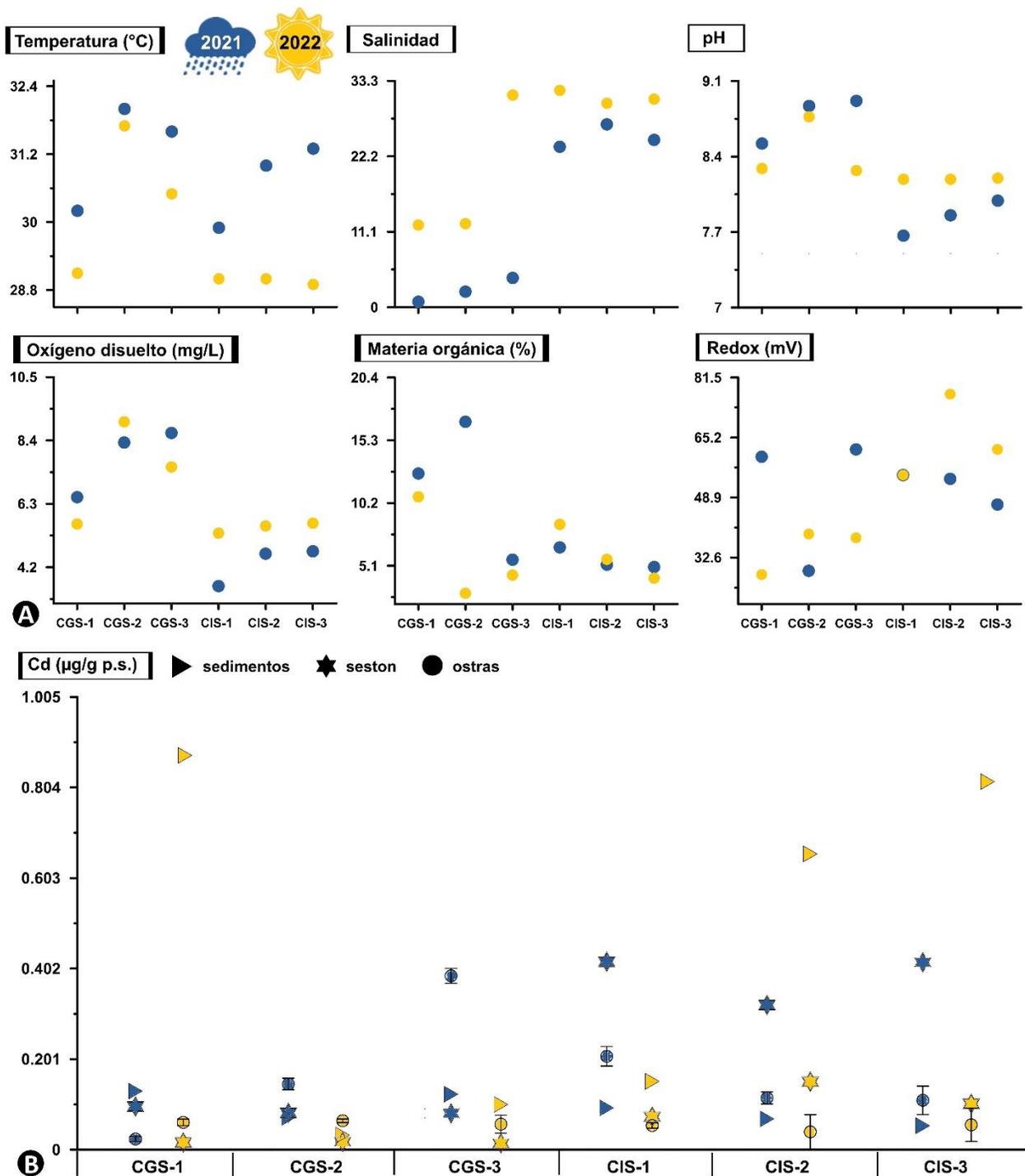


Figura 3-1. Resultados de: (A) las variables fisicoquímicas medidas a 0.5 m de profundidad en la columna de agua, y porcentaje de materia orgánica y potencial redox en el sedimento, y (B) concentración total de Cd de peso seco (p.s.) en sedimentos y seston, y concentración promedio \pm error estándar en tejido de la ostra *Crassostrea rhizophorae* en cada estación de Ciénaga Grande de Santa Marta y Bahía de Cispatá en época lluviosa de 2021 ● y época seca de 2022 ●.

3.3.1.1 Relación en las concentraciones de cadmio en sedimento y seston con las condiciones ambientales

En época lluviosa, las concentraciones menores de Cd en sedimentos se correlacionaron significativamente con los valores más altos de temperatura en CGSM ($Rho=-0.886$, $p<0.05$) y BhC ($Rho=-0.986$, $p<0.01$) (Figura 3-1). A su vez, los contenidos más altos de Cd en el seston en BhC se correlacionaron significativamente con los valores más altos de temperatura ($Rho=0.836$, $p<0.05$) y los valores menores de salinidad ($Rho=-0.992$, $p<0.05$) en época lluviosa (Figura 3-1, Anexo 4 y 5).

En época seca, las concentraciones menores de Cd en el seston en BhC, se relacionaron significativamente con los valores más altos de pH ($R=-0.863$, $p<0.05$) y oxígeno disuelto ($R=-0.85$, $p<0.05$), mientras que en CGSM no se presentaron correlaciones significativas. En sedimentos, en BhC a pesar de presentarse una relación positiva en los contenidos más altos de Cd con los valores más altos de pH y oxígeno disuelto en época seca, estas no fueron significativas ($Rho=0.754$, $p>0.05$ y $Rho=0.771$, $p>0.05$, respectivamente). En cambio, en CGSM, no se obtuvo correlaciones significativas entre el contenido de Cd en sedimento con los valores de pH ($Rho=0.6$, $p>0.05$) y oxígeno disuelto ($R=0.086$, $p>0.05$) (Figura 3-1, Anexo 4 y 5).

3.3.2 Relación del cadmio en *C. rhizophorae* con sedimentos y seston

En época lluviosa, en CGSM se presentó el contenido más alto del elemento potencialmente tóxico en la ostra ($0.209 \pm 0.055 \mu\text{g/g Cd p.s.}$, $n=15$) en comparación con BhC ($0.138 \pm 0.021 \mu\text{g/g Cd p.s.}$, $n=15$), lo cual se podría relacionar con la condición de acumulación de Cd de la ostra en CGSM con el seston ($FBC \geq 1$), mientras que en BhC no se consideró acumulación de Cd ($FBC < 1$). Con el sedimento, la ostra en ambas áreas de estudio presentó una condición de acumulación de Cd (Tabla 3-1).

Tabla 3-1. Concentración de Cd en peso seco (p.s.) y factores de bioconcentración en tejidos de tallas juveniles y adultas de la ostra *Crassostrea rhizophorae* en época lluviosa y época seca en las estaciones de CGSM (CGS-1, CGS-2 y CGS-3) y bahía de Cispatá (CIS-1, CIS-2 y CIS-3). LAP: longitud anteroposterior. Se muestran valores máximos (***) y mínimos (**). (Anexo 10).

Talla	Época	Estación	LAP (mm)*	Cd (µg/g p.s.)	FBC-Cd (sedimentos)	FBC-Cd (seston)
Juvenil	Lluvia	CGS-1	29.719 ± 0.356	0.02 ± 0.003**	0.153 ± 0.027	0.208 ± 0.036
			29.188-30.25 (12)	0.016-0.023 (2)	0.127-0.18 (2)	0.172-0.244 (2)
		CGS-2	28.299 ± 0.432	0.278 ± 0.046	3.883 ± 0.645***	3.392 ± 0.564
			26.223-30.375 (13)	0.232-0.324 (2)	3.238-4.529 (2)	2.828-3.956 (2)
		CGS-3	25.563 ± 0.347	0.499 ± 0.16***	4.054 ± 1.299***	6.176 ± 1.979***
			23.875-27.813 (20)	0.289-0.813 (3)	2.345-6.604 (3)	3.573-10.06 (3)
		CIS-1	28.125 ± 0.333	0.285 ± 0.017***	3.069 ± 0.179	0.682 ± 0.04
			26.75-29.5 (12)	0.268-0.301 (2)	2.890-3.248 (2)	0.642-0.722 (2)
		CIS-2	29.292 ± 0.302	0.072 ± 0.013	1.058 ± 0.185	0.225 ± 0.039
	28.875-30 (20)		0.055-0.097 (3)	0.803-1.417 (3)	0.171-0.302 (3)	
	CIS-3	27.25 ± 0.341	0.04 ± 0.008	0.74 ± 0.154	0.095 ± 0.02**	
		25.875-28.625 (12)	0.031-0.048 (2)	0.586-0.894 (2)	0.075-0.115 (2)	
	Seca	CGS-1	28.434 ± 0.222	0.055 ± 0.017	0.063 ± 0.02**	3.436 ± 1.069
			25.693-30.455 (37)	0.029-0.087 (3)	0.033-0.1 (3)	1.821-4.456 (3)
		CGS-2	27.93 ± 0.235	0.052 ± 0.008	1.601 ± 0.26	3.063 ± 0.496
			24-31.2 (41)	0.038-0.067 (3)	1.171-2.068 (3)	2.241-3.956 (3)
		CGS-3	28.212 ± 0.14	0.055 ± 0.009	0.544 ± 0.088	3.904 ± 0.632
			24.739-31.281 (52)	0.037-0.065 (3)	0.369-0.651 (3)	2.651-4.676 (3)
CIS-1		28.2 ± 0.156	0.059 ± 0.012	0.390 ± 0.078	0.81 ± 0.161	
		25.3-31.3 (35)	0.045-0.082 (3)	0.295-0.544 (3)	0.613-1.129 (3)	
CIS-2		27.702 ± 0.126	0.045 ± 0.009	0.068 ± 0.014 **	0.297 ± 0.061	
	24.467-31.222 (36)	0.033-0.063 (3)	0.05-0.096 (3)	0.218-0.417 (3)		
CIS-3	27.505 ± 0.118	0.062 ± 0.005	0.076 ± 0.006**	0.608 ± 0.05		
	24.3-30.714 (27)	0.054-0.071 (3)	0.066-0.088 (3)	0.531-0.701 (3)		
Adulto	Lluvia	CGS-1	50.375 ± 0.55	0.027 ± 0.004**	0.210 ± 0.033	0.284 ± 0.045
			45.75-55 (6)	0.023-0.032 (2)	0.177-0.243 (2)	0.240-0.329 (2)
		CGS-2	49.167 ± 0.558	0.058 ± 0.007	0.810 ± 0.105	0.707 ± 0.091
			44.75-56.75 (10)	0.047-0.072 (3)	0.653-1.008 (3)	0.571-0.88 (3)
		CGS-3	38.542 ± 0.601	0.273 ± 0.035***	2.218 ± 0.284	3.379 ± 0.432
			36.25-41.375 (11)	0.21-0.33 (3)	1.704-2.682 (3)	2.596-4.086 (3)
		CIS-1	38.875 ± 0.276	0.13 ± 0.015	1.406 ± 0.161	0.312 ± 0.036
			38.25-39.5 (6)	0.115-0.145 (2)	1.245-1.566 (2)	0.277-0.348 (2)
		CIS-2	42.15 ± 0.714	0.157 ± 0.047	2.298 ± 0.691	0.49 ± 0.147
	40.2-45 (11)		0.103-0.252 (3)	1.507-3.675 (3)	0.321-0.783 (3)	
	CIS-3	39.233 ± 0.328	0.156 ± 0.016	2.929 ± 0.3	0.376 ± 0.039	
		37-42.2 (11)	0.132-0.187 (3)	2.468-3.493 (3)	0.317-0.449 (3)	
	Seca	CGS-1	47.208 ± 0.355	0.066 ± 0.01	0.075 ± 0.012**	4.127 ± 0.655***
			41.375-53.5 (14)	0.049-0.085 (3)	0.056-0.097 (3)	3.041-4.304 (3)
		CGS-2	44.13 ± 0.353	0.076 ± 0.017	2.351 ± 0.527	4.498 ± 1.008***
			39.5-49 (24)	0.058-0.111 (3)	1.768-3.403 (3)	3.382-6.509 (3)
		CGS-3	39.924 ± 0.212	0.060 ± 0.005	0.597 ± 0.048	4.283 ± 0.341***
			38.563-41.286 (15)	0.055-0.065 (2)	0.549-0.644 (2)	3.942-4.624 (2)
CIS-1		48.833 ± 0.458	0.048 ± 0.016	0.319 ± 0.106	0.663 ± 0.221	
		44-53.75 (13)	0.025-0.079 (3)	0.165-0.523 (3)	0.343-1.086 (3)	
CIS-2		45.1 ± 0.335	0.035 ± 0.006	0.053 ± 0.009**	0.229 ± 0.038	
	39.8-50 (14)	0.028-0.046 (3)	0.043-0.07 (3)	0.188-0.304 (3)		
CIS-3	40 ± 0.148	0.045 ± 0.013	0.055 ± 0.016 **	0.437 ± 0.129		
	38.5-41.5 (14)	0.031-0.058 (2)	0.038-0.071 (2)	0.308-0.566 (2)		

* Acá el valor de "n" entre paréntesis hace alusión al total de individuos integrados en cada talla.

En época seca, aunque se presentó una disminución significativa en el contenido de Cd en las dos áreas de estudio, en CGSM la ostra presentó la mayor concentración de Cd (0.061 ± 0.015 $\mu\text{g/g}$ Cd p.s., $n=17$) y una bioacumulación del elemento potencialmente tóxico en relación con el seston. En BhC, se siguió presentando una concentración menor del Cd (0.049 ± 0.018 $\mu\text{g/g}$ Cd p.s., $n=17$) en relación con su capacidad baja de bioacumularlo. Con respecto al sedimento, a pesar del aumento del contenido de Cd en esta matriz en algunas estaciones de CGSM y BhC, se determinó una capacidad muy baja de acumular Cd en las dos áreas de estudio (Tabla 3-1).

Tabla 3-2. Análisis de PERMANOVA en la concentración y factor de bioconcentración del Cd (FBC-Cd) vs. las tallas (juveniles y adultas), las estaciones, ecosistema y época climática en la ostra *Crassostrea rhizophorae*. Ecosistema (EC), época climática (EP), estación (ES), tallas (TA), grados de libertad (GI), suma de cuadrados (SS) y media cuadrática (MS) (Anexo 8).

Cd ($\mu\text{g/g}$ p.s.)						
Factor	GI	SS	MS	Pseudo-F	Únicas	Valor p
EC	1	1.587×10^{-2}	1.587×10^{-2}	3.3207	9 842	0.0713
EP	1	1.9168×10^{-1}	1.9168×10^{-1}	40.107	9 817	0.0001
ES (EC)	4	1.8531×10^{-1}	1.8531×10^{-1}	6.6938	9 954	0.0001
EC x EP	1	6.3653×10^{-3}	6.3653×10^{-3}	1.3319	9 867	0.2839
TA (ES (EC))	6	8.4551×10^{-2}	1.4092×10^{-2}	2.9486	9 949	0.0165
EP x ES (EC)	4	1.8885×10^{-1}	4.7214×10^{-2}	9.8792	9 959	0.0001
EP x TA (ES (EC))	6	1.0542×10^{-1}	1.7569×10^{-2}	3.6763	9 959	0.0054
Res	47	1.9116×10^{-1}	4.7791×10^{-3}			
Total	70	3.0724×10^{-1}				

FBC-Cd						
Factor	GI	SS	MS	Pseudo-F	Únicas	Valor p
EC	1	111.31	111.31	97.594	9 820	0.0001
EP	1	10.775	10.775	9.4473	9 827	0.003
ES (EC)	4	31.1280	7.7819	6.8229	9 952	0.0001
EC x EP	1	7.3838	7.3838	6.4739	9 861	0.0143
TA (ES (EC))	6	5.4854	0.9142	0.8016	9 946	0.585
EP x ES (EC)	4	23.025	5.7563	5.0469	9 950	0.0025
EP x TA (ES (EC))	6	18.504	5.7563	2.704	9 949	0.0261
Res	47	45.622	3.0841			
Total	70	265.59	1.1405			

* Valor $p < 0.05$ expresa diferencias significativas entre los factores analizados. En rojo las significativas

3.3.3 Diferencias en las concentraciones de cadmio en *C. rhizophorae*

Aunque en CGSM se presentaron las mayores concentraciones de Cd en la ostra en comparación con BhC en ambas épocas climáticas (Tabla 3-1, Figura 3-1B), las diferencias no son significativas para el contenido de Cd entre las dos áreas de estudio. En cuanto a las épocas climáticas, se determinaron diferencias significativas por la disminución considerable en el contenido de Cd de época lluviosa a época seca en CGSM y BhC (Tabla 3-2, Figura 3-2A).

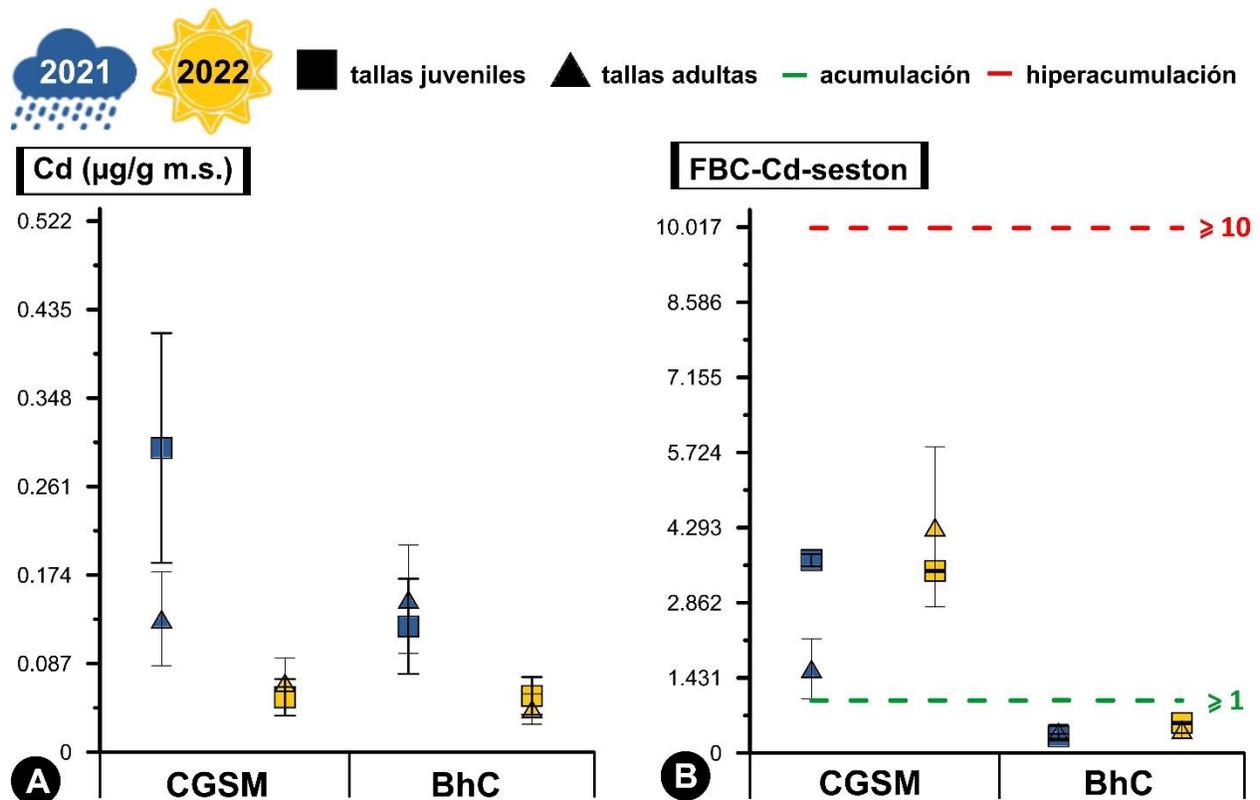


Figura 3-2. Análisis comparativo en las concentraciones (A) y factor de bioconcentración (B) de Cd en la ostra *Crassostrea rhizophorae* entre Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) y Bahía de Cispatá (BhC): efectos de la talla del organismo y época climática. Por encima de la línea verde se considera condición de acumulación de Hg en la ostra ($\text{FBC} \geq 1$), y por encima de línea roja hiperacumulación del metal ($\text{FBC} \geq 10$).

3.3.3.1 Comparación en el contenido de cadmio en la ostra en cada ecosistema

Durante la época lluviosa, las dos áreas de estudio presentaron diferencias significativas del contenido de Cd entre sus estaciones ($p < 0.05$) (Tabla 3-2). En CGSM, la estación CGS-1 con el

menor contenido de Cd en la ostra presentó diferencias significativas con las estaciones CGS-2 y CGS-3, que presentaron las concentraciones más altas de Cd. En BhC, las diferencias se presentaron entre la estación CIS-1 con CIS-2 y CIS-3, siendo en CIS-1 donde se presentó el contenido más alto de este elemento potencialmente tóxico. En la época seca, no se observaron diferencias significativas en el contenido de Cd en la ostra, siendo similar entre las tres estaciones de CGSM y de la BhC (Tabla 3-1, Figura 3-1, Anexo 9).

3.3.3.2 Comparación en el contenido de cadmio en relación con las tallas de la ostra

Al analizar las tallas de la ostra, juveniles y adultas, en relación con los factores estación (ES) y época climática (EP), se presentaron diferencias significativas entre las estaciones ($p < 0.05$) (Tabla 3-2). En CGSM, durante la época lluviosa, las concentraciones de Cd fueron mayores en tallas juveniles, por ejemplo, en la estación CGS-2 la talla juvenil presentó un valor aproximadamente cinco veces superior ($0.278 \pm 0.046 \mu\text{g/g}$ de Cd $p.s.$, $n=2$) en comparación con la talla adulta ($0.058 \pm 0.007 \mu\text{g/g}$ de Cd $p.s.$, $n=3$). En BhC, en ambas épocas climáticas, las concentraciones más altas de Cd se registraron en tallas adultas, con diferencias significativas en las estaciones CIS-1 y CIS-3 (Tabla 3-1 y 3-2, Figura 3-2A, Anexo 9).

3.3.3.3 Importancia del seston en la bioconcentración del cadmio

En CGSM, a pesar de que se determinó bioacumulación de Cd en el tejido blando de la ostra en las dos épocas climáticas en relación con el seston ($FBC \geq 1$), su correlación no fue significativa ($Rho=0.857$, $p > 0.05$). En BhC, se observó un panorama similar, con un FBC bajo de Cd y con una correlación no significativa entre el contenido de Cd en la ostra con la del seston ($R=0.771$, $p > 0.05$). No obstante, la relación FBC de Cd en la ostra con el seston fue superior a la relación con los sedimentos en CGSM y BhC ($FBC < 1$), principalmente en la época seca (Tabla 3-1, Figura 3-2B).

Los valores más altos del FBC de Cd en las ostras en CGSM a comparación de BhC, determinaron diferencias significativas entre ecosistemas en cada época climática ($p < 0.05$) (Tabla 3-1 y 3-2). Estos resultados indican que la ostra en CGSM está acumulando concentraciones mayores de Cd en sus tejidos en comparación con BhC (Figura 3-2B).

3.3.3.4 Comparaciones del FBC-Cd en la ostra por ecosistema

Tanto en CGSM como en BhC se determinaron diferencias significativas para el FBC entre las estaciones y las dos épocas climáticas monitoreadas ($p < 0.05$) (Tabla 3-2). Durante la época lluviosa, en CGSM, se observaron diferencias significativas en el FBC de Cd entre las tres estaciones, disminuyendo de CGS-3 a CGS-1. En BhC, se determinó diferencia significativa entre la estación CIS-1 y CIS-3, con el valor más alto del FBC de Cd en CIS-1. Durante la época seca, en CGSM no se presentaron diferencias significativas en el FBC, los valores fueron similares entre las tres estaciones. En BhC, se presentaron diferencias significativas entre la estación CIS-2 con CIS-1 y CIS-3, dado el valor menor del FBC de Cd en CIS-2 (Tabla 3-1, Anexo 9).

3.3.3.5 Comparaciones del FBC-Cd entre las tallas de la ostra

Respecto a la talla en la ostra, aunque se presentó un valor más alto del FBC de Cd en tallas juveniles en comparación con tallas adultas en CGSM durante la época lluviosa ($Rho = -0.536$, $p < 0.05$), no fue posible determinar diferencias significativas entre ambas tallas ($p > 0.05$) (Tabla 3-2). Tanto en CGSM en la época seca como en BhC en las dos épocas climáticas, se presentaron valores del FBC similares en tallas juveniles y adultas (Tabla 3-1).

3.3.4 Relación entre variables ambientales y la bioconcentración de cadmio en la ostra

Con respecto a los resultados obtenidos en la concentración de Cd y su FBC en la ostra y para cada una de las tallas, se determinó una relación significativa con las variaciones del pH y el oxígeno disuelto en CGSM y BhC (Tabla 3-3).

En la relación entre variables ambientales y las tallas con el contenido de Cd y su FBC en la ostra, se determinó una relación directamente proporcional y significativa en la disponibilidad del metal con el oxígeno disuelto ($p < 0.05$), esta variable explicó el 57.69 % y 38.13 % en la variación del contenido de Cd y FBC en tallas juveniles y adultas, respectivamente (Tabla 3-3). El pH fue una variable con una relación significativa en el contenido de Cd y su FBC en las tallas juveniles de las dos áreas de estudio ($p < 0.05$), explicando el 49.08 % de la variación del contenido de Cd y FBC en la talla adulta de la ostra (Tabla 3-3). Específicamente en CGSM, las estaciones CGS-2

y CGS-3 exhibieron los contenidos y FBC más altos de Cd en tallas juveniles junto con los valores más altos de oxígeno disuelto y pH durante la época lluviosa (Tabla 3-1, Figura 3-2, Anexo 4).

Tabla 3-3. Resultados pruebas marginales DistLM de la concentración de Cd en tejido de la ostra *Crassostrea rhizophorae* y seston junto con su factor de bioconcentración, explicado a partir de las variables fisicoquímicas (predictoras) identificadas usando el modelo paso a paso y el criterio de selección de R² ajustado (9999 permutaciones). SS: suma de cuadrados.

Talla juvenil				
Variable	SS	Pseudo-F	Valor p	Proporción de la variación explicada
Temperatura	8.3557	2.3084	0.1511	0.1875
Salinidad	14.1730	4.6652	0.0533	0.3181
pH	21.8690	9.6407	0.0111	0.4908
Oxígeno disuelto	25.7030	13.6360	0.0043	0.5769
Materia orgánica	0.2198	0.0495	0.8329	0.0493
Talla adulta				
Variable	SS	Pseudo-F	Valor p	Proporción de la variación explicada
Temperatura	3.0462	0.9120	0.3634	0.0836
Salinidad	2.6370	0.7799	0.3786	0.0723
pH	7.7518	2.7013	0.1306	0.2127
Oxígeno disuelto	13.8970	6.1624	0.0349	0.3813
Materia orgánica	2.1041	0.6126	0.4645	0.0577

*Valores $p < 0.05$ expresan que la variable explica significativamente las variaciones en la concentración del Cd en tejido de ostras y seston, y su factor de bioconcentración. En rojo los valores significativos y altos.

3.3.5 Estado de contaminación por cadmio en bivalvos en un contexto global durante la última década

Si consideramos los riesgos de contaminación por Cd de acuerdo con estudios a nivel global, teniendo en cuenta los últimos 12 años y en diferentes especies de bivalvos, los contenidos de Cd en CGSM y BhC se ubican en el clado 3 sin un riesgo de contaminación por Cd, junto con el Golfo de La Spezia en Italia, el Estuario Golden Horn en Turquía y Eastern Harbour, Abu-Quir y El-Mex en Egipto (Figura 3-3). Esto difiere a lo observado en otras áreas del Caribe colombiano con un riesgo bajo por contaminación con Cd en el clado 2 como en Taganga y San Andrés y Providencia. A su vez, la BCt, Isla Barú, Isla Brujas e Isla Maparadita en Cartagena, Colombia, se agrupan en el clado 1, que junto con los sitios monitoreados en México presentaron riesgo de contaminación medio a alto por Cd en el consumo de bivalvos (Figura 3-3, Anexo 10).

Nivel de contaminación de Nemerow (P_c): sin riesgo (≤ 0.7), bajo ($> 0.7 \leq 1$), medio ($> 1 \leq 2$)
 alto ($> 2 \leq 3$), muy alto (> 3) ● *C. rhizophorae* ● Otras especies de bivalvos ○ 2010-2022

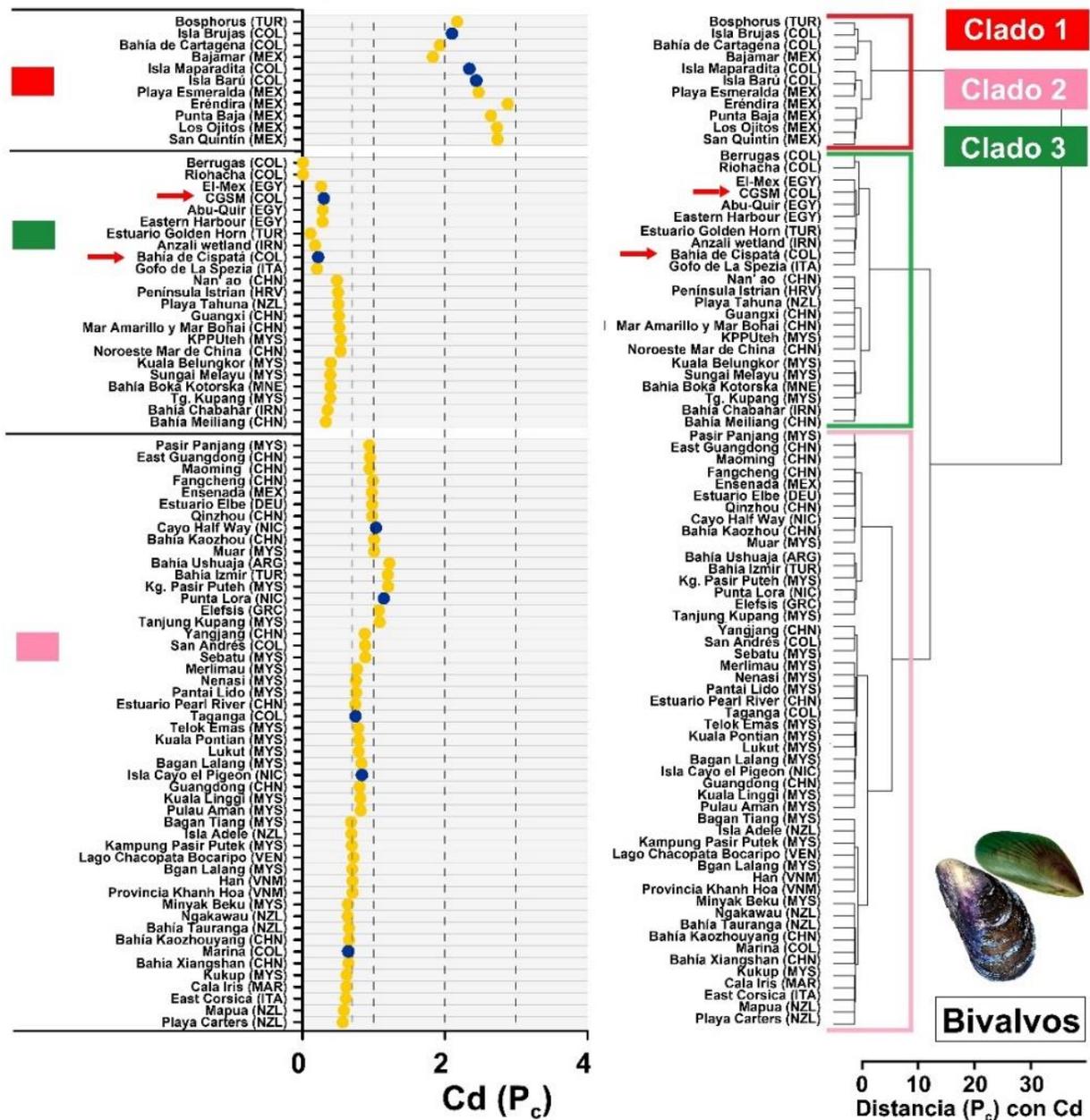


Figura 3-3. Análisis de agrupamiento jerárquico en la evaluación del índice de contaminación de Nemerow (P_c) con Cd en ecosistemas marino y costeros monitoreados con bivalvos en el periodo de tiempo del 2010 al 2022. Egipto (EGY), Marruecos (MAR), Argentina (ARG), Colombia (COL), México (MEX), Nicaragua (NIC), Venezuela (VEN), China (CHN), Malasia (MYS), Vietnam (VNM), Irán (IRN), Turquía (TUR), Croacia (HRV), Italia (ITA), Grecia (GRC), Alemania (DEU), Montenegro (MNE) y Nueva Zelanda (NZL). Clado 1: sitios sin riesgo de contaminación, Clado 2: sitios con un riesgo de contaminación cercano a bajo a medio, y Clado 3: sitios con un riesgo de contaminación medio a alto. La flecha hace referencia a los sitios evaluados en el presente estudio (Anexo 7 y 10).

3.4 Discusión

3.4.1 Concentraciones de cadmio y sus fuentes de contaminación

La dinámica observada en el contenido de Cd destaca la influencia de las condiciones locales en CGSM y BhC. Aunque en ambos ecosistemas se determinaron concentraciones de Cd similares, se presentaron variaciones en el contenido de Cd en sedimentos (Figura 3-1). En CGSM, se han reportado fluctuaciones en sedimentos, con valores de 0.02 a 0.68 $\mu\text{g/g Cd}_{\text{p.s.}}$ durante los últimos años (Pinzón-Bedoya, 2020; Aguirre *et al.*, 2021). Estas variaciones pueden atribuirse a diversos factores ambientales y antropicos de la zona, desde las distintas fuentes de entrada del contaminante, condiciones hidrográficas, la actividad biológica y patrones de sedimentación en la región. A su vez, contrastan con las concentraciones altas de Cd reportadas previamente en el ecosistema por Usme (1984), Campos y Gallo (1997), Parra y Espinosa (2008) y Espinosa *et al.* (2011), lo que sugiere posibles cambios en los factores de carga y dispersión de Cd en el área.

En el caso de la BhC, se ha venido reportando un aumento progresivo en las concentraciones de Cd en sedimentos con valores de 0.009 $\mu\text{g/g Cd}_{\text{p.s.}}$ (Burgos-Núñez *et al.*, 2017) a 0.2 $\mu\text{g/g Cd}_{\text{p.s.}}$ (Cadavid-Velásquez *et al.*, 2019). Además, el mayor contenido de Cd en el seston durante la época lluviosa en BhC en comparación con CGSM (Figura 3-1), superan lo reportado por Marrugo-Negrete y Paternina-Urbe (2011). Este aumento puede estar influenciado por las cantidades significativas de Cd provenientes de diversas actividades antrópicas como aguas residuales, vertidos de desechos industriales, uso de pesticidas y fertilizantes a base de fosfato (Burgos-Núñez *et al.*, 2017; Marrugo-Negrete *et al.*, 2020).

En CGSM son diversas las fuentes de contaminación por Cd como los procesos orogénicos (vulcanismo, lluvias y erosión), minería y aguas residuales, que pueden hacer que el contenido de Cd varíe según el sitio de muestreo. La estación CGS-1 está influenciada por el Caño del Clarín, canal que sufrió una reapertura como estrategia en la rehabilitación de la CGSM por la hipersalinización y muerte de manglar a causa de la construcción de la carretera Ciénaga-Barranquilla en la década de 1950 (INVEMAR, 2022), que junto con el canal Aguas Negras se reportan concentraciones altas de Cd (Troncoso Olivo *et al.*, 2004; Espinosa *et al.*, 2011),

mientras que en CGS-3, cercana a la Boca de la Barra, está influenciada por fuentes marinas (Alonso *et al.*, 2000) y corrientes de agua del oriente al occidente paralelas a la línea de costa, como sucede en CGS-2 (Campos, 1990) (Figura 1-1 y 3-1).

3.4.2 Influencia de las condiciones ambientales en el contenido de cadmio en el sedimento y el seston

A pesar de haberse determinado una correlación significativa entre las concentraciones más bajas de Cd en sedimentos y los contenidos más altos del elemento potencialmente tóxico en el seston con los valores más altos de temperatura en época lluviosa (Figura 3-1, Anexo 5), es importante destacar que esta mayor movilización de los iones de Cd y material particulado del sedimento a la columna de agua ocurren en valores altos de temperatura, permitiendo de este modo una mayor absorción del metal por parte de los organismos acuáticos (Kumar Gupta y Singh, 2011; Suryanto Hertika *et al.*, 2021).

En este estudio, la temperatura en la columna de agua se mantuvo cálida en ambas épocas climáticas, con valores de 29 °C a 32 °C entre CGSM y BhC. Otra condición aun mayor solubilidad de iones de Cd se da en condiciones oxidativas del sedimento y $\text{pH} > 7$, condiciones de pH que no se presentaron en este estudio, el Cd es más propenso a ser liberado en formas fuertemente unidas como sulfuro de cadmio (CdS) a formas solubles en la columna de agua y más móviles que podrían aumentar su toxicidad (Khalid *et al.*, 1981; Gambrell, 1994) (Anexo 4).

Durante la época seca, el incremento en los contenidos de Cd en sedimentos en la CGSM (CGS-1) y en la BhC (CIS-2 y CIS-3), podría estar relacionado con el valor alto de $\text{pH} > 7$ y oxígeno disuelto que propician la unión de Cd en formas de óxidos e hidróxidos de Fe y Mn, vinculados a la materia orgánica, que precipitan como sulfuros en sedimentos y se vuelven poco solubles (Chafik *et al.*, 2001; Parra y Espinosa, 2008) (Anexo 4). No obstante, las variaciones de estas dos variables, son insuficiente para explicar el contenido alto de Cd en sedimentos de las estaciones CIS-2 y CIS-3 durante la época seca.

En las estaciones CIS-2 y CIS-3 de BhC, donde los contenidos de materia orgánica fueron menores en comparación con CIS-1, pero con un contenido muy alto de Cd en sedimentos como

en CGS-1, condiciones de baja clorinidad y turbidez en la columna de agua favorecen a una menor competencia de los iones de cloruro con el Cd en la columna de agua, y por ende, una mayor absorción por parte de la materia orgánica en sedimentos (Salomons *et al.*, 1988; Bodin *et al.*, 2004), no obstante, queda la duda si se presentaron estas condiciones, dado que fueron variables que no se midieron en el estudio (Anexo 4).

3.4.3 Relación de las condiciones ambientales y tallas de la ostra en el contenido de cadmio

Las variaciones en las concentraciones de Cd en la ostra en las dos épocas climáticas (Tabla 3-2), permiten comprobar una bioconcentración mayor del elemento potencialmente tóxico desde el seston. Durante la época lluviosa, se presentó un contenido alto de Cd en la ostra en CGSM y BhC (Tabla 3-1, Figura 3-1), coincidiendo con lo reportado en otras regiones del Caribe al sur de Brasil (Avelar *et al.*, 2000; Catharino *et al.*, 2008; Duarte *et al.*, 2011; Aguirre-Rubí *et al.*, 2017) y a nivel global (Desideri *et al.*, 2009; Bazzi, 2014; Azizi *et al.*, 2018a; Abdel-Wahab *et al.*, 2022).

Aunque los valores del FBC en relación con el seston reflejaron una acumulación de Cd en el tejido blando de la ostra en CGSM (Tabla 3-1), la capacidad de bioacumulación es menor en comparación con otros metales como el Hg y el Cu (Cossa, 1989; Edward *et al.*, 2008). Los bivalvos suelen contar con sistemas de regulación homeostática que tratan de mantener concentraciones adecuadas de metales en sus tejidos, evitando así niveles tóxicos. La síntesis de metalotioneínas en respuesta a elevadas concentraciones de metales como el Cd, desempeñan un papel fundamental al estabilizar las membranas lisosomales y se minimizan los efectos citotóxicos (Pourang *et al.*, 2019). A su vez, los lisosomas cumplen un papel crucial en la regulación de las concentraciones tóxicas del Cd, estas vesículas celulares no solo almacenan el metal, sino que también actúan como un mecanismo de desintoxicación, al prevenir la interacción del Cd con otras estructuras celulares críticas del organismo (Viarengo y Nott, 1993).

Las tallas de la ostra pueden ser otro factor que influye en el contenido de Cd y FBC, considerando las condiciones ambientales de cada ecosistema, donde se obtuvieron diferencias significativas entre tallas juveniles y adultas (Anexo 8). Durante la época lluviosa, la correlación fue negativa entre tallas y el FBC de Cd en CGSM (Tabla 3-1 y 3-2, Figura 3-2), que corresponde a lo reportado

en estudios previos que indican una influencia en la disminución del metabolismo y menor bombeo de agua durante todo el año por factores como el crecimiento del bivalvo, la temperatura del agua, disponibilidad de alimentos y la calidad ambiental del hábitat (Azizi *et al.*, 2018b).

Durante el crecimiento de los bivalvos, se involucran diversos mecanismos que regulan la acumulación de elementos potencialmente tóxicos como el Cd en sus tejidos. La formación de granulos mineralizados permite un almacenamiento y posiblemente una desintoxicación por Cd (Cossa, 1989). Los bivalvos a través de mecanismos de excreción por orina y las heces, tratan de mantener concentraciones no deletéreas de Cd en sus tejidos (El-Moselhy y Yassien, 2005). A su vez, las branquias en los bivalvos juegan un papel relevante en la filtración de partículas durante su alimentación, que influye en la absorción y excreción de metales tóxicos como el Cd (da Silva Ferreira *et al.*, 2013).

A pesar de que las concentraciones más altas de Cd en la ostra se registraron durante la época lluviosa en CGSM y BhC, la cual se asocia a una disminución en la bioamasa del organismo con el desove (Monsefrad *et al.*, 2012), en la época seca fue cuando se observó los valores más altos del FBC de Cd (Tabla 3-1; Figura 3-1 y 3-2). Esta época climática, se caracteriza por el crecimiento de la ostra en el Caribe colombiano (Lagos Bayona *et al.*, 2007; López-Sánchez, 2017), en la que la demanda de alimento aumenta, generando un incremento en su tasa de filtración. Además, el aumento de la salinidad en la época seca se relaciona con una mayor carga de Cd en el material particulado (seston), aumentando significativamente la bioacumulación del metal en el bivalvo (Francioni *et al.*, 2004; Sunlu, 2006).

El aumento de la bioconcentración de Cd en CGSM durante la época seca, siendo mayor en tallas adultas como también lo ha reportado Carvalho *et al.* (2001), podría deberse a condiciones ambientales como el pH y el oxígeno disuelto que presentaron variaciones notables (Tabla 3-3). La disminución del pH pudo generar una mayor solubilidad y disponibilidad de Cd (Kumar Gupta y Singh, 2011), generando una mayor bioconcentración del metal en la ostra. A su vez, ecosistemas altamente oxigenados aumentan el metabolismo y alteran el proceso de absorción y excreción de metales en bivalvos (Suryanto Hertika *et al.*, 2021) (Figura 3-2, Anexo 4).

En BhC las diferencias en el contenido de Cd y FBC no fueron tan notorias en tallas juveniles y adultas (Figura 3-2), ese comportamiento es similar a lo reportado por de Gregori *et al.* (1994),

quienes no observaron diferencias significativas entre tallas. Esto puede indicar que la disponibilidad de Cd en el seston está desempeñando un papel similar en la concentración del metal en ambas tallas de la ostra.

3.4.4 Riesgo por consumo de cadmio en *C. rhizophorae* en CGSM y BhC

Los niveles de contaminación en CGSM han experimentado variaciones en las últimas décadas, con una tendencia a la disminución (Anexo 3). A su vez, a pesar del leve aumento que se ha reportado por Cd en BhC, la contaminación en la ostra no presenta riesgo como en CGSM, con valores por debajo del límite permisible ($2 \mu\text{g/g Cd}_{\text{p.s.}}$) según la FAO/WHO (2022). En CGSM, se destaca una disminución en el riesgo de contaminación por Cd, que en el pasado presentó contenidos altos de Cd en la ostra (Campos, 1988, 1990) (Figura 3-3; Anexo 8 y 11).

La contaminación por Cd en CGSM y BhC las agrupa entre los sitios con el menor riesgo de contaminación por Cd en el consumo de la ostra. En otras áreas en el Caribe se ha registrado desde un riesgo bajo en Samaná, República Dominicana ($1.15 \mu\text{g/g Cd}_{\text{p.s.}}$) (Sbriz *et al.*, 1998) y en la Isla Cayo el Pigeon, Nicaragua ($1.39 \mu\text{g/g Cd}_{\text{p.s.}}$) (Aguirre-Rubí *et al.*, 2017) a un riesgo alto de contaminación por Cd en la BCt ($9.205 \pm 6.695 \mu\text{g/g Cd}_{\text{p.s.}}$) (Campos, 1988) e Isla Barú en Colombia ($2.54 \mu\text{g/g Cd}_{\text{p.s.}}$) (Aguirre-Rubí *et al.*, 2017) (Figura 3-3, Anexo 8 y 11).

A nivel global, el riesgo por Cd en el consumo de la ostra en CGSM y BhC es similar a lo reportado en otras regiones del mundo, como en Sungai Melayu, Malasia en la almeja *Geloina expansa* (Yap y Chew, 2011), en la bahía Boka Kotorska, Montenegro en el mejillón *M. galloprovincialis* (Perošević *et al.*, 2018), en Abu-Quir, Egipto en la almeja *Paratapes textiles* (Husseini y Khaled, 2014), en el estuario Golden Horn, Turquía en el mejillón *M. galloprovincialis* (Kılıç y Belivermiş, 2013), entre otros sitios (Figura 3-3, Anexo 8 y 11).

Aunque los resultados hallados no indican una contaminación preocupante por Cd en la ostra en CGSM y BhC, se debe considerar el potencial riesgo en otras áreas del Caribe colombiano. La BCt y sus alrededores siguen presentando concentraciones elevadas de Cd, con valor promedio en ostras de $10.81 \pm 0.72 \mu\text{g/g Cd}_{\text{p.s.}}$ ($n=158$) (Manjarrez-Paba *et al.*, 2008) y de $28.03 \mu\text{g/g Cd}_{\text{p.s.}}$ en Isla Barú (Aguirre-Rubí *et al.*, 2017), en donde se presentan fuentes de contaminación significativas como la industria, efluentes térmicos por plantas de energía, y la afectación de

operaciones de dragado y relleno que perturban sus sedimentos, aumentando la concentración de Cd. Este resultado es similar con lo registrado en diversos sitios de México, como en Eréndida con el mejillón *M. californianus* con un riesgo alto de contaminación por Cd (16.9 µg/g Cd_{p.s.}) (Gutiérrez-Galindo *et al.*, 2014) en el mundo durante la última década (Figura 3-3, Anexo 11).

Estos resultados son relevantes en un ecosistema como la CGSM, donde históricamente ha reportado concentraciones altas de Cd en sedimentos y seston. Este panorama se ha documentado en estudios previos como los de Usme (1984), Campos (1990) y Campos y Gallo (1997), como en investigaciones más recientes por los autores Espinosa *et al.* (2011) y Aguirre *et al.* (2021). Estos contenidos altos de Cd podrían plantear un riesgo potencial de contaminación por este metal en el consumo de la ostra, que dependiendo de las condiciones ambientales podrían afectar la bioconcentración de Cd. Esta situación también puede estar sucediendo en la BhC, que ha estado registrando un aumento en los contenidos de Cd en sedimentos con el paso de los últimos años.

IV. CONTAMINACIÓN POR COBRE (Cu) EN LA OSTRA *Crassostrea rhizophorae* EN DOS LAGUNAS COSTERAS DEL CARIBE COLOMBIANO

4.1 Introducción

El cobre (Cu) es un metal que ha captado un creciente interés en la comunidad científica debido a su presencia y potencial impacto en los ecosistemas acuáticos. Este elemento, ampliamente utilizado en actividades industriales y agrícolas (Li *et al.*, 2020), ha sido objeto de numerosas investigaciones relacionadas con la contaminación ambiental. Su relevancia deriva en su capacidad de acumularse en organismos acuáticos (Wang, 2013), lo que plantea inquietudes significativas sobre su impacto en la salud de los ecosistemas marinos-costeros, así como en la seguridad alimentaria (Amoatey y Baawain, 2019).

Es crucial tener en cuenta que, a pesar de su toxicidad en elevadas concentraciones, el Cu cumple funciones biológicas esenciales en la biota marina y costera (Ybañez *et al.*, 1996). Este metal desempeña un papel crucial como cofactor en diversas enzimas y proteínas involucradas en procesos vitales, como la respiración celular y la síntesis de pigmentos (White y Rainbow, 1985). En el ser humano, el Cu es un metal esencial que interviene en la formación de tejido conectivo, en la función del sistema nervioso y la producción de glóbulos rojos, entre otras funciones fisiológicas clave (Mehri y Marjan, 2013; Al-Fartusie y Mohssan, 2017).

Concentraciones elevadas de Cu pueden dañar irreversiblemente a los ecosistemas acuáticos, inhibiendo el crecimiento de la biota marina y costera, y comprometiendo la seguridad alimentaria al afectar la calidad de los productos marinos destinados al consumo humano (Nor, 1987).

En el ser humano, una exposición crónica por Cu puede desencadenar problemas de salud, desde trastornos gastrointestinales, daño hepático y renal, y en casos graves envenenamiento por Cu con síntomas como náuseas, vómitos, diarrea y daño neurológico (Uriu-Adams y Keen, 2005). La enfermedad de Wilson, un trastorno genético en la proteína ATP7B (Harada *et al.*, 2005), provoca una acumulación excesiva de Cu en el cuerpo, causando daños neurológicos graves, como trastornos motores, cambios de personalidad, problemas cognitivos, trastornos del habla y deglución, y atrofia cerebral (Cheung *et al.*, 2017). Esta enfermedad, considerada huérfana en Colombia (Muñoz-Maya *et al.*, 2021), tiene una prevalencia mundial de 0.5 casos por

cada 100 000 habitantes (Kim *et al.*, 2008). Estos riesgos subrayan la importancia de controlar las concentraciones de Cu en los ecosistemas acuáticos y la cadena alimentaria, buscando proteger la biodiversidad marina y costera y, por ende, la salud humana.

Los sistemas marinos y costeros son particularmente vulnerables a la contaminación por Cu, debido a la convergencia de diversas fuentes de entrada. Estas fuentes incluyen actividades portuarias, agroindustriales y urbanas, así como procesos naturales como la erosión de rocas ricas en minerales de Cu (Balls, 1985; Melwani *et al.*, 2014). La compleja interacción de estos factores hace que la distribución y disponibilidad del Cu en el ambiente sean altamente dinámicas y difíciles de predecir, por ejemplo, desde mediados del siglo XX se ha vertido la cantidad de 939 000 t de residuos en Cu en el ambiente (Singh *et al.*, 2003), y se ha reportado diversos picos de contaminación por Cu en bivalvos (Anexo 2). En actividades de reciclaje, Colombia podría recuperar la totalidad de 3.8 t/año de Cu en aparatos eléctricos (Aristizábal-Alzate *et al.*, 2021).

En este contexto, el Cu ha sido uno de los metales mayormente evaluados en bivalvos, de la revisión bibliográfica realizada por Vélez-Mendoza *et al.* (sometido) se reportó un total de 235 investigaciones en 57 países en 107 especies de bivalvos marinos y costeros (Anexo 1). De los primeros estudios de la década de 1970, se reportó una concentración promedio de $3\ 662 \pm 861.781 \mu\text{g/g Cu}_{\text{p.s.}}$ (n=5) en la ostra *Magallana gigas* en Hinkley, Reino Unido (Boyden y Romeril, 1974). En la década de 1980, el mejillón *Mytilus edulis* en Sagamoseki, Japón presentó una concentración de $1\ 609.5 \pm 870.448 \mu\text{g/g Cu}_{\text{p.s.}}$ (n=10) (Ikuta, 1986). En la actualidad en Vladivostok City, Japón con la especie *M. gigas* se ha reportado una contaminación nuevamente muy alta de $2\ 539.746 \pm 711.662 \mu\text{g/g Cu}_{\text{p.s.}}$ (n=11) (Shulkin *et al.*, 2003) (Anexo 1).

En Colombia, el panorama tampoco es alentador. En la década de 1980, en la CGSM, *C. rhizophorae* superaba las concentraciones permisibles para el consumo humano ($50 \mu\text{g/g}_{\text{p.s.}}$) (FAO/WHO, 2022) (Campos, 1988, 1990). En la actualidad, esta problemática se ha intensificado en el Caribe colombiano, con aumento en las concentraciones de Cu en la ostra en Isla Brujas, Cartagena ($111.725 \pm 73.005 \mu\text{g/g Cu}_{\text{p.s.}}$) y la Marina, Santa Marta ($335.95 \pm 129.85 \mu\text{g/g de Cu}_{\text{p.s.}}$) (Aguirre-Rubí *et al.*, 2017).

La respuesta de los bivalvos a las condiciones ambientales, que varía durante su ciclo de vida (Romero-Murillo *et al.*, 2023), es un aspecto clave para comprender cómo se incorpora el Cu

dentro de la red trófica. Diversos estudios en el país han revelado variaciones significativas de Cu, con mayores concentraciones del metal durante la época lluviosa en comparación con la época seca, disponibilidad del metal en el ambiente que se ve influenciada por variables fisicoquímicas como la salinidad y la temperatura (Campos, 1988; Aguirre-Rubí *et al.*, 2017).

El estudio ofrece una perspectiva sobre la dinámica de contaminación por Cu en entornos marinos y costeros, con el propósito de suministrar información relevante para los responsables de la toma de decisiones, centrándose en la gestión y preservación de estos ecosistemas, así como en la protección de la salud pública en Colombia. Además, permite indagar si las condiciones de contaminación por Cu en la ostra han experimentado variaciones a lo largo del tiempo en áreas de gran importancia para el país como la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM).

4.2 Metodología

Toda la fase metodológica ha sido documentada detalladamente en el Capítulo 2 desde la página 8 a 16. A continuación, se presenta una breve descripción de las etapas de campo, laboratorio y análisis de datos llevados a cabo.

4.2.1 Fase de campo

En época lluviosa (Nov-2021) y época seca (Mar-2022) se realizaron muestreos discretos en tres estaciones de la CGSM y tres estaciones en la bahía de Cispatá (BhC). Durante cada muestreo, se midieron variables fisicoquímicas de la columna de agua a una profundidad 0.5 m (resultados descritos en el capítulo 2 en la página 16 a 18), y se recolectaron tres muestras de seston con un frasco ámbar de 2.8 L en cada estación. Se recolectaron tres muestras de sedimentos en cada estación con una draga van Veen y se homogenizaron. Estas se dividieron para el análisis de Cu, materia orgánica y potencial redox. La recolección de ostras se realizó en cada estación, enfocándose principalmente en las raíces del manglar. Las muestras se agruparon y se separaron en tallas juveniles y adultas.

4.2.2 Fase de laboratorio

La fase de laboratorio detalla los métodos empleados para determinar la concentración de Cu en las muestras de sedimentos, seston y ostras. Se enfatiza en los procedimientos de digestión, calcinación y análisis por espectrometría de absorción atómica por llama, los cuales fueron ejecutados con precisión y bajo estrictas condiciones de control analítico, garantizando así la calidad y fiabilidad de los resultados obtenidos de Cu.

4.2.2.1 Cobre en sedimentos, seston y ostras

En una submuestra de la fracción menor o igual a 63 μm de sedimentos y en seston se realizó la digestión con ácido nítrico (HNO_3) al 5 %. La determinación posterior de concentración total de Cu se realizó siguiendo el método EPA 3051 A-FLAAS PLTX-019. El método se basa en el uso del espectrómetro de absorción atómica por llama y la lámpara específica para el Cu (FLAAS), se atomiza y se liberan los átomos de interés en su estado fundamental. Son átomos que absorben la radiación en una longitud de onda específica (Cantle, 1982).

La determinación de Cu total en la ostra se realizó a partir de 1 g de muestra mediante el método AOAC 999.11 (2002), empleando la espectrometría de absorción atómica por llama (FA-AAS) (Romero-Estévez *et al.*, 2019).

4.2.2.3 Control analítico de los resultados

Se aplicó un control analítico para garantizar la calidad de los resultados. En sedimentos, seston y ostras se realizó un análisis duplicado para cada conjunto de 20 muestras, constituyendo un lote de digestión y cuantificación. Se cumplió con los criterios de aceptación de la Asociación de Químicos Analíticos Oficiales (AOAC), con coeficientes de determinación mayores de 0.995 para la curva de calibración y porcentajes de error menores del 15 %. Como material de referencia se empleó TORT-1 (hepatopáncreas de langosta) del Consejo Nacional de Investigación de Canadá (NRCC). Los porcentajes de recuperación fueron 100 ± 4.8 % en sedimentos, límite de detección (LD) = 2.97 $\mu\text{g/g}$ Cu, 97.9 % en seston (LD = 0.15 $\mu\text{g/g}$ Cu) y 97.8 % en ostras (LD = 0.2 $\mu\text{g/g}$ Cu) (Romero-Murillo *et al.*, 2023).

4.2.3 Fase de gabinete

El proceso metodológico para el análisis de los resultados de Cu en sedimento, seston y ostras se describió en el capítulo Cd, página 35 y 36.

4.3 Resultados

4.3.1 Concentración de cobre en sedimentos y seston

En sedimentos de BhC se presentaron las concentraciones más altas de Cu en comparación con CGSM tanto en época lluviosa ($23.43 \pm 2.9 \mu\text{g/g Cu}_{\text{p.s.}}$, $n=3$ en CGSM y $53.86 \pm 8.17 \mu\text{g/g Cu}_{\text{p.s.}}$, $n=3$ en BhC) como en época seca ($12.74 \pm 5.66 \mu\text{g/g Cu}_{\text{p.s.}}$, $n=3$ en CGSM y $50.47 \pm 6.74 \mu\text{g/g Cu}_{\text{p.s.}}$, $n=3$ en BhC). Adicionalmente, el contenido de Cu en sedimentos en BhC fue muy similar entre las estaciones y entre las dos épocas climáticas (Figura 4-1B, Anexo 3).

Durante la época lluviosa, la estación CIS-1 en BhC registró la concentración más alta de Cu en sedimentos ($67.63 \mu\text{g/g Cu}_{\text{p.s.}}$), aproximadamente el triple en comparación con el contenido más alto de Cu en CGSM ($26.77 \mu\text{g/g Cu}_{\text{p.s.}}$ en CGS-3). Este patrón persistió en la época seca, con una concentración tres veces mayor de Cu en sedimentos en BhC ($63.19 \mu\text{g/g Cu}_{\text{p.s.}}$ en CIS-1) en comparación con CGSM ($19.39 \mu\text{g/g Cu}_{\text{p.s.}}$ en CGS-1). Por otro lado, CGS-2 fue la estación con la mayor diferencia en el contenido de Cu de $17.64 \mu\text{g/g Cu}_{\text{p.s.}}$ en la época lluviosa a $1.49 \mu\text{g/g Cu}_{\text{p.s.}}$ en la época seca (Figura 4-1B, Anexo 3).

Durante la época lluviosa, el contenido de Cu en el seston fue muy similar entre CGSM ($0.506 \pm 0.145 \mu\text{g/g Cu}_{\text{p.s.}}$, $n=3$) y BhC ($0.675 \pm 0.326 \mu\text{g/g Cu}_{\text{p.s.}}$, $n=3$). En época seca, aumentó el contenido de Cu en el seston, siendo notablemente más alto en BhC ($50.47 \pm 6.74 \mu\text{g/g Cu}_{\text{p.s.}}$, $n=3$) en comparación con CGSM ($13.91 \pm 4.49 \mu\text{g/g Cu}_{\text{p.s.}}$, $n=3$) (Figura 4-1B, Anexo 3).

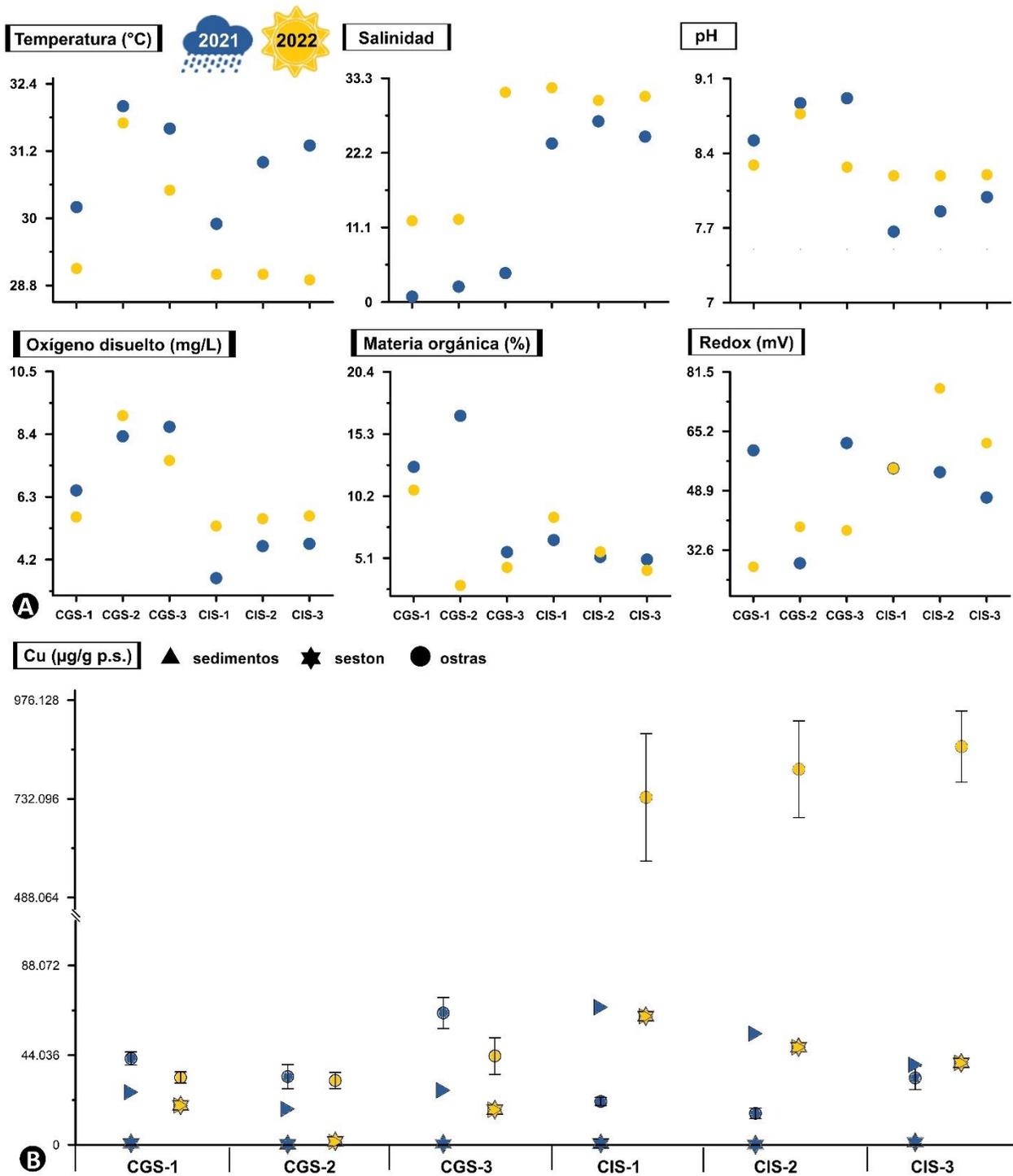


Figura 4-1. Resultados de: (A) las variables fisicoquímicas medidas a 0.5 m de profundidad en la columna de agua, y porcentaje de materia orgánica y potencial redox en el sedimento, y (B) concentración total de Cu de peso seco (p.s.) en sedimentos y seston, y concentración promedio \pm error estándar en tejido de la ostra *Crassostrea rhizophorae* en cada estación de Ciénaga Grande de Santa Marta y Bahía de Cispatá en época lluviosa de 2021 ● y época seca de 2022 ●.

4.3.1.1 Relación en las concentraciones de cobre en sedimento y seston con las condiciones ambientales

En CGSM, se determinó una relación positiva en el contenido de Cu en el seston con el aumento de la salinidad en la época seca (Figura 4-1), aunque la relación no fue significativa ($R=0.771$, $p>0.05$). En BhC, se asoció una relación significativa entre el contenido alto de Cu en el seston, con el aumento de pH ($R=0.852$, $p<0.05$) y la salinidad ($R=0.932$, $p<0.05$) en la época seca. Las demás variables ambientales no presentaron correlaciones significativas con el contenido de Cu en sedimentos y seston en las dos áreas de estudio ($p>0.05$) (Figura 4-1, Anexo 5).

4.3.2 Relación del cobre en *C. rhizophorae* con sedimentos y seston

Al comparar los contenidos de Cu en sedimentos y en la ostra, se presentó una acumulación de Cu en CGSM en ambas épocas climáticas ($FBC\geq 1$). En BhC, la ostra no presentó una condición de acumulación de Cu en época lluviosa ($FBC<1$), a presentarla en la época seca. Con el seston, se presentó una condición de hiperacumulación en BhC en ambas épocas climáticas ($FBC\geq 10$), mientras que en CGSM, se pasó de una hiperacumulación en época lluviosa a una acumulación de Cu en época seca (Tabla 4-1, Figura 4-1).

4.3.3 Diferencias en el contenido de cobre en *C. rhizophorae*

Se determinaron diferencias significativas entre las dos áreas de estudio en ambas épocas climáticas (Tabla 4-2). En época lluviosa, el contenido de Cu en CGSM fue aproximadamente el doble en comparación con BhC ($23.662 \pm 2.778 \mu\text{g/g Cu}_{p.s.}$, $n=17$). En época seca, con el notable aumento del contenido de Cu en BhC, esta fue aproximadamente 22 veces mayor a lo observado en la ostra en CGSM ($36.321 \pm 3.665 \mu\text{g/g Cu}_{p.s.}$, $n=14$) (Tabla 4-1, Figura 4-1A).

Tabla 4-1. Concentración de Cu en peso seco (p.s.) y factores de bioconcentración en tejidos de tallas juveniles y adultas de la ostra *Crassostrea rhizophorae* en época lluviosa y época seca en las estaciones de Ciénaga Grande de Santa Marta (CGS-1, CGS-2 y CGS-3) y Bahía de Cispatá (CIS-1, CIS-2 y CIS-3). LAP: longitud anteroposterior. Se muestran valores máximos (***) y mínimos (**). (Anexo 12).

Talla	Época	Estación	LAP (mm)*	Cu (µg/g)	FBC-Cu (sedimentos)	FBC-Cu (seston)
Juvenil	Lluvia	CGS-1	29.958 ± 0.242	45.397 ± 4.786	1.755 ± 0.185	58.736 ± 6.192
			29.188-30.438 (20)	37.82-54.25 (3)	1.462-2.097 (3)	48.933-70.191 (3)
		CGS-2	28.299 ± 0.432	33.22 ± 14.07	1.883 ± 0.798	122.232 ± 51.77
			26.222-30.375 (13)	19.15-47.29 (2)	1.086-2.681 (2)	70.462-174.002 (2)
		CGS-3	25.563 ± 0.347	76.85 ± 7.906	2.871 ± 0.295	162.061 ± 16.671***
			23.875-27.813 (20)	62.24-89.39 (3)	2.325-3.339 (3)	131.251-188.505 (3)
	CIS-1	28.333 ± 0.234	20.267 ± 2.511	0.3 ± 0.037**	29.908 ± 3.706	
		26.75-29.5 (20)	16.75-25.13 (3)	0.248-0.372 (3)	24.718-37.085 (3)	
	CIS-2	29.438 ± 0.456	18.3 ± 1.97**	0.335 ± 0.036	168.36 ± 18.124***	
		28.875-30 (12)	16.34-20.27 (2)	0.299-0.371 (2)	150.236-186.484 (2)	
	CIS-3	27.792 ± 0.296	28.763 ± 6.163	0.731 ± 0.157	23.211 ± 4.974	
		25.875-28.875 (20)	17.34-38.47 (3)	0.44-0.978 (3)	13.985-31.044 (3)	
	Seca	CGS-1	29.804 ± 0.256	34.515 ± 5.255	1.78 ± 0.271	1.78 ± 0.271**
			29.154-30.455 (24)	29.26-39.77 (2)	1.509-2.051 (2)	1.509-2.051 (2)
		CGS-2	27.93 ± 0.235	33.253 ± 3.2	22.393 ± 2.155***	19.002 ± 1.829
			24-31.2 (41)	27.06-37.75 (3)	18.222-25.421 (3)	15.464-21.571 (3)
		CGS-3	28.212 ± 0.14	37.343 ± 11.785	2.154 ± 0.68	2.154 ± 0.68
			24.739-31.281 (52)	22.3-60.58 (3)	1.286-3.494 (3)	1.286-3.494 (3)
CIS-1	29.7 ± 0.204	498.085 ± 182.295	7.882 ± 2.885	7.882 ± 2.885		
	28.1-31.3 (20)	315.79-680.38 (2)	4.997-10.767 (2)	4.997-10.767 (2)		
CIS-2	27.702 ± 0.126	865.45 ± 128.605***	18.034 ± 2.68	18.034 ± 2.68		
	24.467-31.222 (36)	721.45-1 122.02 (3)	15.034-23.38 (3)	15.034-23.38 (3)		
CIS-3	27.505 ± 0.118	784.703 ± 135.482	19.505 ± 3.368***	19.505 ± 3.368		
	24.4-30.714 (27)	514.69-939.35 (3)	12.794-23.349 (3)	12.794-23.349 (3)		
Adulto	Lluvia	CGS-1	53.25 ± 0.603	38.02 ± 0.03	1.47 ± 0.001	49.192 ± 0.039
			51.5-55 (8)	37.99-38.05 (2)	1.468-1.471 (2)	49.153-49.231 (2)
		CGS-2	51.375 ± 0.972	33.76 ± 3.86	1.914 ± 0.219	124.219 ± 14.203
			46-56.75 (4)	29.9-37.62 (2)	1.695-2.133 (2)	110.016-138.422 (2)
		CGS-3	38.542 ± 0.601	52.713 ± 9.058	1.969 ± 0.338	111.162 ± 19.102
			36.25-41.375 (11)	43.57-70.83 (3)	1.628-2.646 (3)	91.88-149.366 (3)
	CIS-1	37.958 ± 0.251	22.377 ± 3.553	0.331 ± 0.053**	33.022 ± 5.243	
		36.125-39.5 (10)	16.82-28.99 (3)	0.249-0.429 (3)	24.822-42.781 (3)	
	CIS-2	42.15 ± 0.714	13.603 ± 4.045**	0.249 ± 0.074**	125.151 ± 37.213	
		40.2-45 (11)	6.11-19.99 (3)	0.112-0.366 (3)	56.212-183.908 (3)	
	CIS-3	39.233 ± 0.328	36.873 ± 10.401	0.937 ± 0.264	29.756 ± 8.393	
		37-42.2 (11)	16.13-48.6 (3)	0.41-1.235 (3)	13.016-39.219 (3)	
	Seca	CGS-1	47.438 ± 0.257	31.705 ± 3.755	1.635 ± 0.194	1.635 ± 0.194**
			41.375-53.5 (10)	27.95-35.46 (2)	1.441-1.829 (2)	1.441-1.829 (2)
		CGS-2	41.694 ± 0.326	29.1 ± 10.72	19.596 ± 7.219***	16.629 ± 6.126
			39.5-43.889 (19)	18.38-39.82 (2)	12.377-26.815 (2)	10.504-22.754 (2)
		CGS-3	39.924 ± 0.212	53.03 ± 15.7	3.058 ± 0.905	3.058 ± 0.905
			38.563-41.286 (15)	37.33-68.73 (2)	2.154-3.964 (2)	2.154-3.964 (2)
CIS-1	46.375 ± 0.456	973.445 ± 56.485***	15.405 ± 0.894	15.405 ± 0.894		
	44-48.75 (9)	916.96-1 029.93 (2)	14.511-16.299 (2)	14.511-16.299 (2)		
CIS-2	45.1 ± 0.335	745.2 ± 226.306	15.528 ± 4.716	15.528 ± 4.716		
	39.8-50 (14)	311.5-1074.17 (3)	6.491-22.383 (3)	6.491-22.383 (3)		
CIS-3	38.5 ± 0.178	976.69 ± 16.85***	24.278 ± 0.419***	24.278 ± 0.419		
	35.5-41.5 (10)	959.84-993.54 (2)	23.859-24.696 (2)	23.859-24.696 (2)		

* Acá el valor de "n" entre paréntesis hace alusión al total de individuos integrados en cada talla.

4.3.3.1 Comparación en el contenido de cobre en la ostra en cada ecosistema

Entre las estaciones de cada ecosistema (CGSM y BhC) en ambas épocas climáticas no se presentaron diferencias significativas en el contenido de Cu ($p > 0.05$) (Tabla 4-2). En CGSM, durante la época lluviosa las concentraciones promedio de Cu varió de 33.49 $\mu\text{g/g Cu}_{\text{p.s.}}$ en CGS-2 a 64.782 $\mu\text{g/g Cu}_{\text{p.s.}}$ en CGS-3, y en la época seca varió de 31.592 $\mu\text{g/g Cu}_{\text{p.s.}}$ en CGS-2 a 43.618 $\mu\text{g/g Cu}_{\text{p.s.}}$ en CGS-3. En BhC, en época lluviosa el contenido de Cu varió de 15.482 $\mu\text{g/g Cu}_{\text{p.s.}}$ en CIS-2 a 32.818 $\mu\text{g/g Cu}_{\text{p.s.}}$ en CIS-3, y en la época seca varió de 735.765 $\mu\text{g/g Cu}_{\text{p.s.}}$ en CIS-1 a 861.498 $\mu\text{g/g Cu}_{\text{p.s.}}$ en CIS-3 (Tabla 4-1, Figura 4-1A).

Tabla 4-2. Análisis de PERMANOVA en la concentración y factor de bioconcentración del Cu (FBC-Cu) vs. las tallas (juveniles y adultas), las estaciones, ecosistema y época climática en la ostra *Crassostrea rhizophorae*. Ecosistema (EC), estación (ES), tallas (TA), grados de libertad (Gl), suma de cuadrados (SS) y media cuadrática (MS) (Anexo 9).

Cu ($\mu\text{g/g p.s.}$)						
Factor	Gl	SS	MS	Pseudo-F	Únicas	Valor p
EC	1	20 455 $\times 10^3$	20 455 $\times 10^3$	127.35	9 851	0.0001
EP	1	21 917 $\times 10^3$	21 917 $\times 10^3$	136.45	9 821	0.0001
ES (EC)	4	34 275	8 568.7	0.5335	9 950	0.7164
EC \times EP	1	23 084 $\times 10^3$	23 084 $\times 10^2$	143.72	9 821	0.0001
TA (ES (EC))	6	17 400 $\times 10^1$	29 000	1.8008	9 951	0.1266
EP \times ES (EC)	4	22 903	57 25.7	0.3565	9 951	0.8406
EP \times TA (ES (EC))	6	16 690 $\times 10^1$	27 817	1.7319	9 933	0.1327
Res	47	59 429 $\times 10^1$	16 062			
Total	70	76 336 $\times 10^2$				
FBC-Cu						
Factor	Gl	SS	MS	Pseudo-F	Únicas	Valor p
EC	1	2 662.9	2 662.9	4.927	9 842	0.0312
EP	1	8 0936	8 0936	149.75	9 841	0.0001
ES (EC)	4	3 4934	8 733.6	16.159	9 950	0.0001
EC \times EP	1	7 666.6	7 666.6	14.185	9 825	0.0001
TA (ES (EC))	6	3 264.1	544.02	1.0065	9 955	0.4416
EP \times ES (EC)	4	32 810	8 202.5	15.176	9 940	0.0001
EP \times TA (ES (EC))	6	2 965.9	494.32	0.9146	9 952	0.5018
Res	47	19 998	540.48			
Total	70	183 370				

* Valor $p < 0.05$ expresa diferencias significativas entre los factores analizados.

4.3.3.2 Comparación en el contenido de cobre en relación con las tallas de la ostra

Respecto a la talla en la ostra, no se determinaron diferencias significativas entre los contenidos de Cu en ambas áreas de estudio y épocas climáticas ($p > 0.05$) (Tabla 4-2). Durante la época lluviosa, en CGSM la talla juvenil presentó un contenido de $54.147 \pm 7.973 \mu\text{g/g Cu}_{\text{p.s.}}$ ($n=8$), y en la talla adulta fue de $43.1 \pm 4.941 \mu\text{g/g Cu}_{\text{p.s.}}$ ($n=7$). En BhC, la talla juvenil presentó un contenido de $22.961 \pm 2.802 \mu\text{g/g Cu}_{\text{p.s.}}$ ($n=8$), y en la talla adulta fue de $24.284 \pm 4.789 \mu\text{g/g Cu}_{\text{p.s.}}$ ($n=9$). Durante la época seca, en CGSM, la talla juvenil presentó un contenido de $22.961 \pm 2.802 \mu\text{g/g Cu}_{\text{p.s.}}$ ($n=8$), y en la talla adulta fue de $24.284 \pm 4.789 \mu\text{g/g Cu}_{\text{p.s.}}$ ($n=6$). En BhC, la talla juvenil presentó un contenido de $743.329 \pm 89.242 \mu\text{g/g Cu}_{\text{p.s.}}$ ($n=8$), y en la talla adulta fue de $876.553 \pm 98.177 \mu\text{g/g Cu}_{\text{p.s.}}$ ($n=7$) (Tabla 4-1, Figura 4-2A).

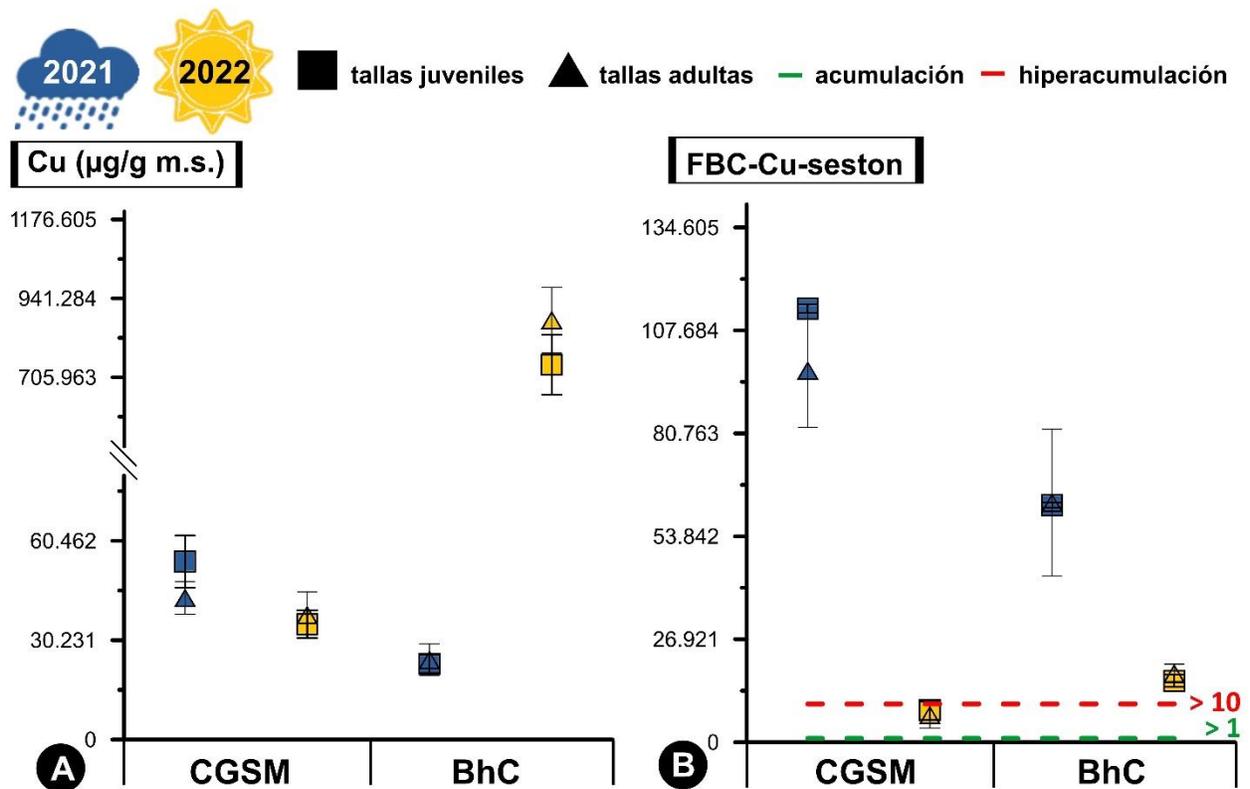


Figura 4-2. Análisis comparativo en las concentraciones (A) y factor de bioconcentración (B) de Cu en la ostra *Crassostrea rhizophorae* entre Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) y Bahía de Cispatá (BhC): efectos de la talla del organismo y época climática. Por encima de la línea verde se considera condición de acumulación de Hg en la ostra ($FBC \geq 1$), y por encima de línea roja hiperacumulación del metal ($FBC \geq 10$).

4.3.3.3 Importancia del seston en la bioconcentración del cobre

Dado los valores altos del FBC de Cu en la ostra en relación con el seston, con condiciones de hiperacumulación y una correlación positiva significativa ($Rho=0.636$, $p<0.05$), sus resultados se sometieron al análisis de PERMANOVA. Al igual que con el contenido de Cu en la ostra, se determinaron diferencias significativas entre CGSM y BhC ($p<0.05$). A su vez, estas diferencias se observaron en función de las épocas climáticas, con los mayores valores del FBC de Cu durante la época lluviosa en CGSM y BhC, y con una clara disminución de sus valores en la época seca en ambos ecosistemas (Tabla 4-1 y 4-2, Figura 4-2B).

4.3.3.4 Comparaciones del FBC-Cu en la ostra por ecosistema

Entre las estaciones seleccionadas en CGSM y BhC, se observaron diferencias significativas del FBC de Cu ($p<0.05$) (Tabla 4-2). En la época lluviosa, la estación CGS-1 presentó los valores más bajos del FBC en comparación con las estaciones CGS-2 y CGS-3. En BhC, CIS-2 presentó los valores más altos del FBC en comparación con CIS-1 y CIS-3. En la época seca, en CGSM, estas diferencias se presentaron por los valores más altos del FBC en CGS-2 en comparación con CGS-1 y CGS-3. En BhC, la estación CIS-3 presentó un valor más alto del FBC de Cu en comparación con el menor valor en CIS-1 (Tabla 4-1, Figura 4-2B, Anexo 9).

4.3.3.5 Comparaciones del FBC-Cu entre las tallas de la ostra

Respecto a la talla, no se determinaron diferencias significativas entre tallas juveniles y adultas ($p>0.05$) (Tabla 4-2). En CGSM, aunque se notó una inclinación leve a un FBC mayor en tallas juveniles en ambas épocas climáticas, no se presentó una relación significativa que respaldara esta tendencia ($Rho=-0.11$, $p>0.05$). En BhC, el FBC fue similar en ambas tallas durante la época lluviosa, y con valores levemente mayores en tallas adultas durante la época seca; no obstante, tampoco se determinó una correlación significativa ($Rho=0.105$, $p>0.05$) (Tabla 4-1, Figura 4-2B).

4.3.4 Relación entre variables ambientales y la bioconcentración de cobre en la ostra

Se determinó una relación positiva significativa en la concentración de Cu en la ostra a mayores valores de temperatura ($p<0.05$), variable que explicó el 46.26 % y 49.65 % en la variación de los

contenidos de Cu en tallas juveniles y adultas, respectivamente. Aunque la salinidad también contribuyó en la variación de los datos, 17.45 % en tallas juveniles y 21.17 % en tallas adultas, su relación en la concentración de Cu no fue significativa (Tabla 4-3).

Durante la época lluviosa, en ambos ecosistemas los dos grupos de tallas presentaron valores de hiperacumulación por Cu, lo cual se relaciona con los valores más altos de temperatura. En cambio, en época seca, con menores valores de temperatura, se presentó una disminución notoria en el FBC de Cu en tallas juveniles y adultas en CGSM y BhC. Con la salinidad, aunque la relación no es significativa, en CGSM se presentaron los valores más altos del FBC de Cu en relación con los valores menores de salinidad en la época lluviosa, contrario a lo observado en época seca, con menores valores del FBC en ambas tallas en relación con los valores más altos de salinidad en las dos áreas de estudio (Tabla 4-1 y 4-3, Figura 4-2B).

Tabla 4-3. Resultados pruebas marginales DistLM de la concentración de Cu en tejido de la ostra *Crassostrea rhizophorae* y seston junto con su factor de bioconcentración, explicado a partir de las variables fisicoquímicas (predictoras) identificadas usando el modelo paso a paso y el criterio de selección de R² ajustado (9999 permutaciones). SS: suma de cuadrados.

Talla juvenil				
Variable	SS	Pseudo-F	Valor p	Proporción de la variación explicada
Temperatura	538400	8.6073	0.0068	0.4626
Salinidad	203090	2.1138	0.1899	0.1745
pH	26112	0.2295	0.6615	0.0224
Oxígeno disuelto	52663	0.4739	0.5176	0.0452
Materia orgánica	59881	0.5424	0.5217	0.0514
Talla adulta				
Variable	SS	Pseudo-F	Valor p	Proporción de la variación explicada
Temperatura	866450	9.8599	0.0063	0.4965
Salinidad	369480	2.6857	0.1403	0.2117
pH	48080	0.2833	0.6079	0.0275
Oxígeno disuelto	101440	0.6171	0.4475	0.0581
Materia orgánica	57854	0.3429	0.6028	0.0331

*Valores $p < 0.05$ expresan que la variable explica significativamente las variaciones en la concentración del Cu en tejido de ostras y seston, y su factor de bioconcentración.

Nivel de contaminación de Nemerow (P_c): sin riesgo (≤ 0.7), bajo ($> 0.7 - \leq 1$), medio ($> 1 - \leq 2$) alto ($> 2 - \leq 3$), muy alto (> 3) ● *C. rhizophorae* ● Otras especies de bivalvos ○ 2010-2022

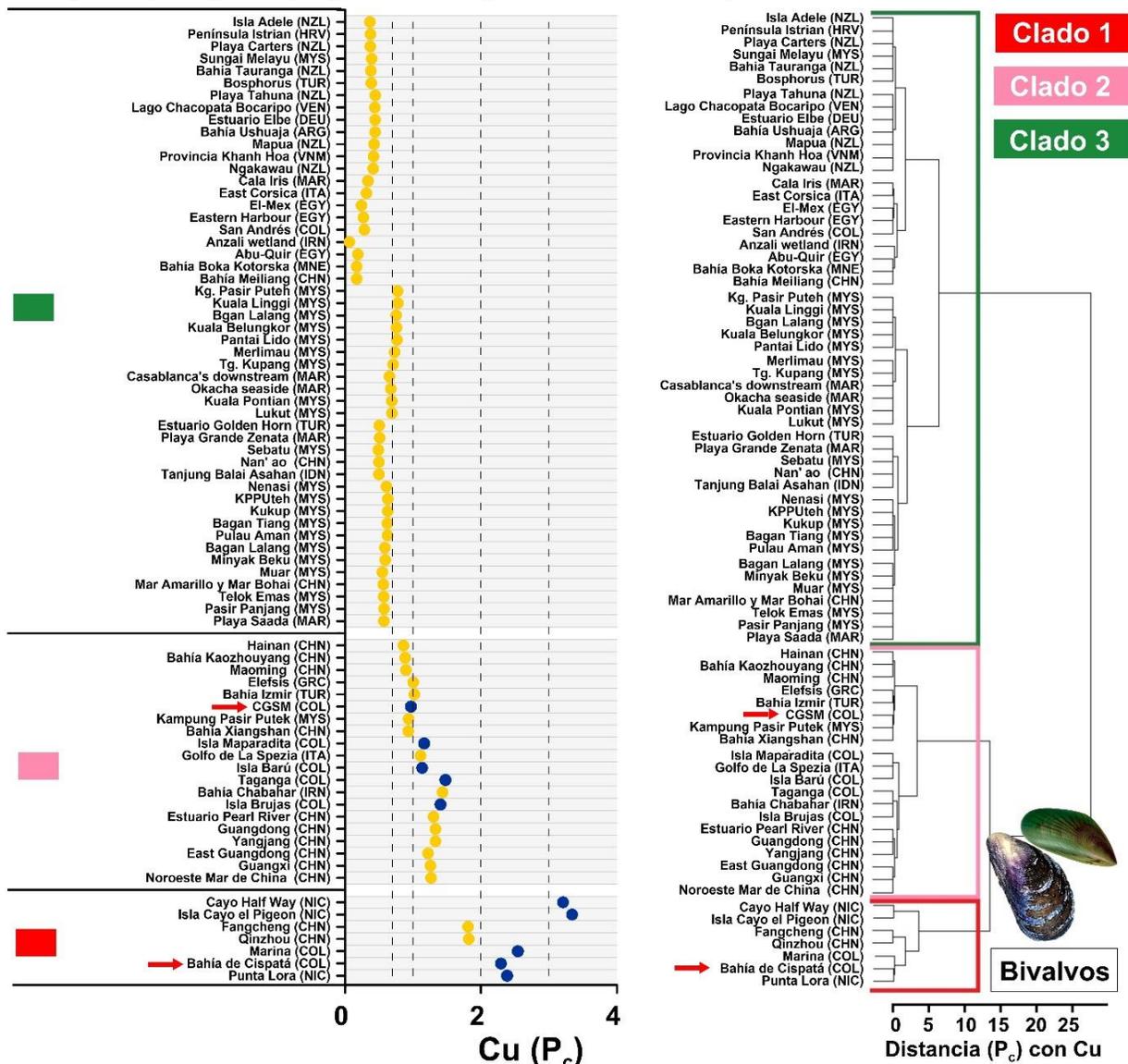


Figura 4-3. Análisis de agrupamiento jerárquico en la evaluación del índice de contaminación de Nemerow (P_c) con Cu en ecosistemas marino y costeros monitoreados con bivalvos en el periodo de tiempo del 2010 al 2022. Egipto (EGY), Marruecos (MAR), Argentina (ARG), Colombia (COL), Nicaragua (NIC), Venezuela (VEN) China (CHN), Malasia (MYS), Indonesia (IDN), Vietnam (VNM), Irán (IRN), Turquía (TUR), Croacia (HRV), Italia (ITA), Grecia (GRC), Alemania (DEU), Montenegro (MNE) y Nueva Zelanda (NZL). Clado 1: sitios con un nivel de contaminación cercano a moderada hasta fuerte, Clado 2: sitios con un nivel de contaminación desde precaución a moderado, y Clado 3: sitios con una contaminación segura. La flecha hace referencia a los sitios evaluados en el presente estudio (Anexo 7 y 12).

4.3.5 Estado de contaminación por cobre en bivalvos en un contexto global durante la última década

Si se consideran los riesgos de contaminación por Cu en monitoreos globales durante los últimos 12 años, en CGSM se determinó un riesgo bajo en la contaminación por Cu en la ostra, siendo similar a lo obtenido en sitios como Hainan, la bahía Kaozhouyang, Maoming y la bahía Xiangshan en China. A su vez, comparando la CGSM con otras áreas en el Caribe colombiano, el riesgo de contaminación por Cu es menor en comparación con la Isla Barú, Isla Brujas y Taganga. Por otro lado, la BhC presentó un riesgo alto por contaminación con Cu, agrupándolo en el Clado 1 junto con los sitios con el mayor riesgo en contaminación por Cu para el consumo de bivalvos en el mundo como en Punta Lora, Cayo Half Way e Isla Cayo el Pigeon en Nicaragua y la Marina en Santa Marta, Colombia evaluados con la ostra de mangle (Figura 4-3, Anexo 13).

4.4 Discusión

4.4.1 Concentraciones de cobre y sus fuentes de contaminación

El contenido de Cu en sedimentos en CGSM y BhC superan el umbral tolerable (TEL) de 18.7 $\mu\text{g/g}$ Cu_{p.s.} para el ecosistema y la biota (Buchman, 2008), lo cual genera preocupación sobre la calidad ambiental y la salud de ambos ecosistemas en la región. En BhC, la contaminación por Cu fue tan alta que el contenido de Cu en sedimentos dobló el valor de referencia para un nivel de contaminación en el rango de efectos bajos en el ecosistema y su biota, definido en inglés como *Effect Range Low* (34 $\mu\text{g/g}$ Cu, ERL) (Liao *et al.*, 2021) (Figura 4-1).

En CGSM, la contaminación por Cu se atribuye a descargas naturales (vulcanismo, lluvias y erosión del suelo) y actividades antrópicas, como desechos industriales, domésticos y agrícolas de cuencas hidrográficas como el río Magdalena, las descargas hídricas de la vertiente Sierra Nevada de Santa Marta como los ríos Sevilla y Aracataca a causa de actividades agroindustriales y uso de fungicidas con base de Cu en los cultivos de café y frutales (Campos, 1990) y fuentes directas del mar (Campos, 1988; Troncoso Olivo *et al.*, 2004; Espinosa *et al.*, 2011). Los valores medidos en sedimentos superan lo reportado en estudios previos por Campos y Gallo (1997) y Pinzón-Bedoya (2020) (Figura 4-1), en los que la agricultura se ha destacado como fuente

significativa de contaminación por Cu, vinculada al uso de fungicidas y pesticidas en cultivos (Parra y Espinosa, 2008).

Con respecto a la BhC, en donde se llegaron a registrar concentraciones de 67.63 $\mu\text{g/g}$ Cu_{p.s.} en sedimentos (Figura 4-1), que superan lo reportado previamente en el ecosistema por Marrugo-Negrete y Paternina-Uribe (2011) y Burgos-Núñez *et al.* (2017), sus fuentes de contaminación por Cu abarcan desde actividades industriales (productos químicos y producción de energía), descargas de aguas residuales, minería y escorrentía agrícola (fertilizantes y pesticidas con base de Cu) de cultivos circundantes (Marrugo-Negrete *et al.*, 2020).

4.4.2 influencia de las condiciones del ecosistema en los contenidos de cobre

Las variaciones en los contenidos de Cu revelan la influencia de las condiciones locales en la entrada del metal. En CGSM, el mayor contenido de Cu en sedimentos se presentó en CGS-1 y CGS-3 en las dos épocas climáticas, coincidiendo con registros previos, con una mayor entrada del metal en estaciones cercanas al Caño del Clarín (CGS-1) y en la Boca de la Barra (CGS-3) (Campos y Gallo, 1997; Espinosa *et al.*, 2011). En BhC, con una disminución del noroccidente (CIS-1) al suroccidente (CIS-3) de su cuerpo de agua (Figura 1-1 y 4-1), va acorde según lo reportado por Burgos-Núñez *et al.* (2017) y Marrugo-Negrete *et al.* (2020). Lo autores comentan la influencia que tiene el río Sinú, que a lo largo de su cauce se han reportado concentraciones altas de metales en sedimentos desde su cuenca media-baja, que pueden llegar a la bahía mediante escorrentía, arrastre y deposición provenientes del complejo lagunar de Cipatá ubicado al oriente de la bahía.

La época climática es otro factor importante al momento de evaluar la contaminación por Cu. En sedimentos, se observó una concentración mayor en época lluviosa, relacionado con un aporte mayor de contaminantes desde fuentes terrestres y aumento de sedimentos, por escorrentía y/o descargas en la BhC, como lo mencionan Marrugo-Negrete *et al.* (2020) (Figura 4-1).

En las dos áreas de estudio los contenidos menores de Cu en seston en la época lluviosa en comparación con la época seca, se correlacionó significativamente con los valores menores de pH durante está época climática. Este comportamiento es más notorio en BhC, por presentar

valores similares entre sus estaciones (Figura 4-1). No obstante, lo que sucedió durante la época lluviosa, se relaciona más con la entrada leve de Cu a los sedimentos, que sucede principalmente con valores de $\text{pH} > 7$ (Matlock *et al.*, 2001; Richard *et al.*, 2016), con alto contenido de materia orgánica, sedimentos finos y condiciones reductoras como sucede en la CGSM (Espinosa *et al.*, 2011) y en la BhC (Figura 4-1). Contrario a lo observado en el presente estudio en CGSM y BhC, Gambrell (1994) y Bourg y Loch (1995) discuten que a valores de pH de 6.5 a 7.5 y una disminución en hidróxidos de Fe y Mn por sedimentos oxidativos, se reduce la absorción en cationes de Cu, por ende, se da una mayor liberación y movilidad del metal a la columna de agua.

La salinidad fue otra variable ambiental para la que se obtuvo una correlación positiva significativa con el contenido de Cu en el seston en BhC, esto concuerda con el mayor contenido del metal durante la época seca en comparación con la época lluviosa (Figura 4-1). Estos resultados también coinciden con lo reportado en estudios previos en CGSM (Campos, 1990) y en algunos lugares del mundo en Uslan, Corea del Sur (Szefer *et al.*, 2004) en el seston, y con registros en la columna del agua como en el Gran Lago Amargo en Egipto (Abdel-Wahab *et al.*, 2022).

Aunque la disminución de la salinidad en el agua, vuelve más tóxico a los metales (Azizi, *et al.*, 2018b), el aumento de esta variable puede incrementar la concentración de iones libres del Cu en la columna de agua, debido a la acción de los iones de cloruros al formar complejos con los metales, afectando así su movilidad y concentración (Curtius *et al.*, 2003). Sin embargo, se debe tener en cuenta que en CGSM a diferencia de BhC la correlación no fue significativa, se presentó un mayor contenido de Cu en el seston durante la época seca con un aumento significativo en la salinidad (Figura 4-1).

4.4.3 Relación de las condiciones ambientales y tallas de la ostra en el contenido de cobre

Aunque la influencia de la temperatura en la absorción y acumulación de metales en bivalvos no se comprende completamente (Azizi *et al.*, 2018b), se consideró una variable influyente con una correlación positiva significativa en disponibilidad de Cu en la ostra (Tabla 4-3), registrándose una mayor bioconcentración de Cu en tallas juveniles y adultas tanto en CGSM como en BhC con las temperaturas más altas durante la época lluviosa (Tabla 4-1, Figura 4-2B).

A pesar que no se observó una correlación significativa con los valores altos de salinidad (Tabla 4-3, Figura 4-1), es importante destacar que tanto la temperatura como la salinidad pueden influir en la solubilidad de iones de Cu en la columna de agua y en la tasa metabólica de los bivalvos. Estos organismos acuáticos tienden a presentar una mayor tasa metabólica en aguas más cálidas (Curtius *et al.*, 2003). Este aumento en la actividad metabólica junto con una mayor disponibilidad de iones de Cu en la columna de agua (Lee *et al.*, 2010), podría incrementar la absorción del metal por parte de los bivalvos.

Considerando la mayor movilidad de iones de Cu con valores altos de salinidad, se evidenció un contenido de Cu y FBC más altos en la estación CGS-3 con respecto a las otras dos estaciones CGS-1 y CGS-2 en CGSM. Similarmente, en BhC, la estación CIS-3 presentó un mayor contenido de Cu y FBC en comparación a CIS-1 y CIS-2. Este fue un patrón que se mantuvo en las dos épocas climáticas evaluadas (Tabla 4-1, Figura 4-1).

El oxígeno disuelto a pesar de su poca relación con el contenido de Cu en la ostra (Tabla 4-3), se debe considerar que en valores altos esta variable fisicoquímica, como las reportadas en CGSM principalmente en época lluviosa (Figura 4-1), puede favorecer a una mayor bioconcentración de metales, ocasionados por cambios en la composición química de los sedimentos (Griscom y Fisher, 2004), aumentando el metabolismo y/o alterando el proceso de absorción y excreción de metales en los bivalvos (Suryanto Hertika *et al.*, 2021).

Durante la época lluviosa, tanto en la CGSM como en la BhC, se observó que la ostra presentó condiciones de hiperacumulación por Cu (Figura 4-2B), lo cuál podría asociarse a la disminución en la biomasa del organismo debido al desove (Monsefrad *et al.*, 2012). Esta época climática, coincide con dos grandes picos de reproducción de la ostra en el Caribe colombiano (Lagos Bayona *et al.*, 2007; López-Sánchez, 2017), donde se debe considerar que el Cu desempeña un papel crucial en estos procesos metabólicos. El Cu es un cofactor para diversas enzimas involucradas en la síntesis de proteínas necesarias para la formación y maduración de los órganos reproductores de los bivalvos, así como en la formación de gametos y en la fertilización, incluida la movilidad y función de los espermatozoides. Además, el Cu contribuye a la división celular y al desarrollo temprano del embrión (Bayne, 1976; Cajaraville *et al.*, 2000). Esto implica que se necesite una mayor disponibilidad de Cu en los bivalvos durante su proceso reproductivo, coincidiendo con lo reportado por Martinčić *et al.* (1986), los autores expusieron que a medida

que *Ostrea edulis* pasaba por su ciclo reproductivo, acumulaba reservas de Cu para el nuevo desarrollo gonadal, reflejándose en un factor de bioconcentración alto.

El contenido de Cu en el ambiente también desempeñó un papel importante en la acumulación del metal en la ostra. Durante la época seca en BhC, se registraron las concentraciones más altas tanto en las ostras como en el seston a lo largo del estudio (Tabla 4-1, Figura 4-1B). Esto coincide con lo reportado por Martinčić *et al.* (1986), quienes determinaron correlaciones significativas entre el contenido de Cu en *O. edulis* y la concentración del metal en el seston.

Las tallas en la ostra no presentaron una relación y diferencias significativas en el contenido de Cu y su FBC a lo largo del estudio (Tabla 4-2, Figura 4-2), por lo tanto, no son variables relevantes en la bioconcentración de Cu. Condiciones locales como el alto contenido de Cu en el ambiente fueron variables de mayor relevancia en la acumulación de Cu en la ostra, similar a lo reportado por Frías-Espéricueta *et al.* (1999) en la ostra *C. iridescens*.

Durante la época lluviosa, en CGSM, se presentó un aumento leve de la concentración de Cu en tallas juveniles, siendo similar a lo reportado en las almejas *Paratapes undulatus* y *Grafrarium pectinatum* según El-Moselhy y Yassien (2005). Los autores sugieren que los juveniles pueden presentar tasas de absorción mayores y tasas de excreción menores, resultando en una retención mayor de metales en comparación con tallas adultas, etapa de vida en la que se da una mayor regulación entre los procesos de absorción y excreción en bivalvos (Cossa, 1989). A su vez, las tallas juveniles al estar en pleno crecimiento, presentan una tasa mayor de ingesta y por ende una mayor acumulación de contaminantes como metales (Azizi *et al.*, 2018b).

Otros aspectos por lo que se espera una menor concentración de metales como el Cu en tallas adultas en comparación de tallas juveniles, más allá de la formación de granulos mineralizados que permiten un almacenamiento y posible desintoxicación de elementos potencialmente tóxicos como el Hg y el Cd en bivalvos (Cossa, 1989), es la posibilidad de una mayor dilución de metales en sus tejidos en tallas más grandes, permitiendo una mas eficiente distribución, y posterior desintoxicación en procesos de excreción de los bivalvos (El-Moselhy y Yassien, 2005).

4.4.4 Riesgo por consumo de cobre en *C. rhizophorae* en CGSM y BhC

Las concentraciones de Cu en la CGSM han experimentado variaciones en las últimas décadas, pero persiste un riesgo medio en contaminación por Cu con el consumo de la ostra. En BhC, la situación es más preocupante, con un riesgo alto en contaminación por Cu, llegando a ser 17 veces superior a la concentración permisible del metal en el consumo en bivalvos según la FAO/WHO (2022) de 50 $\mu\text{g/g}$ Cu _{p.s.} (Tabla 4-1, Figura 4-1 y 4-3).

El riesgo de contaminación por Cu en la ostra ubica a la CGSM entre los sitios menos afectados en el Caribe como en el estuario Buche en Venezuela (Alfonso *et al.*, 2013) hasta el sur de Brasil como en el estuario Curimataú (Silva *et al.*, 2006). No obstante, no se ha registrado una disminución con lo reportado previamente en la ciénaga, que en la década de 1980 se presentó un riesgo medio de contaminación por Cu en la ostra (72.946 ± 18.048 $\mu\text{g/g}$ Cu _{p.s.}, n=8) (Campos, 1988). De hecho, se podría alcanzar un riesgo mayor de contaminación por Cu similar a lo reportado en Miches, República Dominicana (Sbriz *et al.*, 1998) y en Taganga, Colombia (Aguirre-Rubí *et al.*, 2017) (Figura 4-3, Anexo 8 y 13).

El riesgo alto de contaminación por Cu en BhC, lo agrupa entre los sitios más contaminados por Cu en el Caribe y en el mundo junto con lo reportado en la Marina en Colombia (Aguirre-Rubí *et al.*, 2017) y en la Sabana de la Mar en República Dominicana (Sbriz *et al.*, 1998) (Figura 4-3, Anexo 7 y 12). Estos resultados, no solo plantea preocupación sobre la seguridad alimentaria, sino también posibles efectos adversos en los bivalvos como en la respiración, funciones fisiológicas y en el desarrollo (Depledge y Rainbow, 1990; Rainbow, 2002; Lettieri *et al.*, 2019).

A nivel global, CGSM está lejos de agruparse entre los sitios con el riesgo más bajo en contaminación por Cu en la última década, como en la bahía Ushuaja en Argentina con el mejillón *M. chilensis* (Giarratano *et al.*, 2010), en San Andrés y Providencia, Colombia con la ostra *I. alatus* (Romero-Murillo *et al.*, 2023), en el Lago Chacopata Bocaripo, Venezuela con el mejillón *P. viridis* (Pinto *et al.*, 2015) y en la bahía Meiliang, China con la ostra *M. gigas* (Rajeshkumar *et al.*, 2017). En BhC, la situación es más crítica, situándose entre los siete sitios con el riesgo alto a muy alto en contaminación por Cu en el mundo junto con Fangcheng y Qinzhou en China (Wang *et al.*, 2011), la Marina en Santa Marta, Colombia, e Isla Cayo el Pigeon, Cayo Half Way y Punta Lora en Nicaragua (Aguirre-Rubí *et al.*, 2017) (Figura 4-3, Anexo 8 y 13).

V. EXCLUSIÓN DEL ANÁLISIS DE PLOMO (Pb) EN LA OSTRA *Crassostrea rhizophorae*

En el proyecto presentado, se incluyó el plomo (Pb) como el cuarto elemento a determinar. Aunque se logró detectar este elemento potencialmente tóxico en muestras de sedimentos y seston en el marco del proyecto Contaminantes “Niveles de contaminación por metales pesados (Hg, Cd, Cr, Ni, Pb, Se, As y Cu), PCB (bifenilos policlorados) y HAP (hidrocarburos aromáticos policíclicos) en ambientes marinos y costeros del Caribe colombiano (Código 71641)”, no fue posible llevar a cabo el análisis de Pb en las ostras.

La exclusión de Pb se basó en la falta de muestras suficientes. Para la determinación de mercurio (Hg), el laboratorio requería entre 20 y 40 mg de muestra, mientras que, para Pb, cadmio (Cd) y cobre (Cu) era necesario al menos 1 g en peso seco de la ostra por metal. A pesar de unificar el material biológico, las muestras no superaron los 2.8 g de peso seco (p.s.), lo que resultó insuficiente para las condiciones óptimas requeridas, comprometiendo así la precisión y confiabilidad de los resultados en la determinación de los cuatro metales.

En segundo lugar, se observaron concentraciones muy bajas de Pb en el seston en varias de las estaciones del área de estudio, medio importante de absorción de metales en organismos filtradores como la ostra (Francioni *et al.*, 2004). Con valores inferiores a 0.0004 $\mu\text{g/g Pb}_{\text{p.s.}}$ en el seston (Anexo 3) y considerando la acumulación baja del metal en bivalvos (FBC<1) como la reportada por Hungspreugs *et al.* (1989) en *P. undulatus* y *P. viridis*, y por Szefer *et al.* (2004) en *M. galloprovincialis*, existía una alta probabilidad que la determinación de Pb en la ostra estuviera por debajo del límite de detección (LD=0.0003 $\mu\text{g/g Pb}_{\text{p.s.}}$) del método AOAC 999.11 (2002). Esto hubiera imposibilitado su inclusión en los análisis estadísticos de PERMANOVA al determinar las diferencias significativas en el contenido y FBC de Pb en las ostras, así como las correlaciones con las variables ambientales medidas.

VI. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

6.1 Conclusiones

La ostra *Crassostrea rhizophorae* se destaca como un biomonitor eficiente para evaluar la contaminación por Hg y Cu en los ecosistemas marino-costeros del Caribe colombiano, debido a su capacidad para acumular concentraciones significativas de ambos metales en sus tejidos. Contrario a lo observado con el Cd, para el que la ostra de mangle solo se consideró acumuladora del metal en Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) y no acumuladora en bahía de Cispatá (BhC) en ambas épocas climáticas.

Factores como fuentes de contaminación, época climática y condiciones del organismo, pueden desempeñar un papel significativo en la capacidad de acumulación de metales en la ostra. La mayor concentración en la ostra, de Hg y Cu en BhC y Cd en CGSM se asoció con el mayor contenido de metales en el seston. Mientras que, el factor de bioconcentración (FBC) alto, se puede asociar con el estado reproductivo de la ostra, Hg y Cd registraron su menor FBC en época lluviosa. En cambio, el Cu como un elemento esencial en el ciclo reproductivo del bivalvo, en época lluviosa se presentó su mayor FBC en las dos áreas de muestreo.

El contenido y FBC de los tres metales en las dos tallas de la ostra, presentaron una relación similar con las variables fisicoquímicas medidas. Su influencia estuvo más relacionada con el mayor contenido de Cd en el seston, relacionado con aguas más ácidas y contenido alto de oxígeno disuelto en BhC durante la época lluviosa, y el mayor contenido de Cu con las aguas cálidas y valores altos de salinidad durante la época seca.

La relación entre las tallas con el contenido y FBC de los metales es más compleja y se necesita de una mayor evaluación. Los valores más altos en tallas juveniles solo se presentaron por Hg en BhC en ambas épocas climáticas, y por Cd y Cu en CGSM durante la época lluviosa.

En el contenido de Hg en la ostra se observó una mayor contaminación en BhC en comparación con la CGSM. No obstante, en CGSM el riesgo de contaminación es latente por su valor alto en el FBC. A nivel regional en el Caribe, CGSM y BhC se consideró sin riesgo de contaminación por

Hg en la ostra. A su vez, en monitoreos con bivalvos a nivel global durante la última década, CGSM y BhC junto con los otros 28 sitios se consideran sin riesgo de contaminación por Hg.

Para el contenido de Cd en la ostra se reportó una contaminación sin riesgo para el consumo de la ostra en CGSM y BhC. Aunque el riesgo de contaminación es latente en CGSM por su mayor contenido y FBC por Cd en la ostra, se ha presentado una disminución en el registro histórico por el metal en la ciénaga, que durante la década de 1980 presentó un riesgo medio de contaminación por Cd. Los resultados en CGSM y BhC contrastan con lo reportado en BCt con un riesgo medio a alto de contaminación por Cd en la ostra en la década de 1980 y en la actualidad, entre los más altos en el Caribe al sur de Brasil. A su vez, BhC se mantiene entre los sitios con la mayor contaminación por Cd en bivalvos durante la última década en el mundo.

Aunque ambas áreas monitoreadas presentaron un FBC alto para Cu, en BhC se reportó un riesgo alto de contaminación por Cu, mientras que en CGSM se presentó un riesgo bajo de contaminación por Cu. En CGSM, la disminución en el contenido de Cu en la ostra fue de riesgo medio, durante la década de 1980 se presentó un riesgo medio de contaminación por Cu. En cambio, BhC se agrupó entre los sitios con el riesgo más alto en contaminación de Cu por el consumo de bivalvos durante la última década en el mundo.

En resumen, estos hallazgos resaltan la necesidad de una gestión ambiental efectiva en el Caribe colombiano y la importancia de comprender las dinámicas específicas de la contaminación por Hg, Cd y Cu en los ecosistemas marino-costeros para garantizar su conservación junto con su biota, la seguridad alimentaria y salud del ser humano.

6.2 Recomendaciones

Se recomienda un seguimiento constante de las concentraciones de metales como Hg, Cd y Cu en sedimentos, seston y bivalvos (ostras) en CGSM y BhC. Esto permitirá evaluar las dinámicas de contaminación en estos ecosistemas marino-costeros.

Se recomienda seguir con el monitoreo en el contenido de estos metales (Hg, Cd y Cu) en diversas tallas de la ostra desde juveniles a adultas de gran tamaño. A su vez, es muy importante

ampliar estos estudios en la ostra a otros elementos potencialmente tóxicos como el Pb, arsénico (As), cromo (Cr), níquel (Ni) y estaño (Sn). Esto es especialmente importante para evaluar la seguridad alimentaria y los riesgos sobre la salud humana.

En áreas con niveles significativos de contaminación, como BhC, se debe considerar la implementación de medidas de gestión ambiental para reducir la entrada de metales, y proteger la salud de los ecosistemas marino-costeros.

Se recomienda un enfoque multidisciplinario y a largo plazo en los monitoreos sobre la contaminación por metales como el Hg, Cd y Cu en la ostra, teniendo en cuenta las particularidades de cada ecosistema y la importancia de la gestión ambiental para preservar la salud de los ecosistemas marino-costeros y la seguridad alimentaria.

VII. BIBLIOGRAFÍA

- Abdel-Wahab, M., Yassien, M. H., Thabet, A. A., Said, R. E. M., Mahdy, A., Amer, O. S. O., Saber, S. A. (2022). Seasonal variations of some heavy metal concentrations in seawater, sediment, and the surf clam, *Macra olorina* (Philippi, 1846) in the Great Bitter Lake, Suez Canal, Egypt. *Egyptian Journal of Aquatic Biology and Fisheries*, 26(1), 83-98. <https://doi.org/10.21608/ejabf.2022.215047>
- Aboal, J. R., Pacín, C., García-Seoane, R., Varela, Z., González, A. G., Fernández, J. A. (2023). Global decrease in heavy metal concentrations in brown algae in the last 90 years. *Journal of Hazardous Materials*, 445, 130511. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.130511>
- Aguirre, S. E., Piraneque, N. V., Linero-Cueto, J. (2021). Concentración de metales pesados y calidad físico-química del agua de la Ciénaga Grande de Santa Marta. *Revista U.D.C.A Actualidad y Divulgación Científica*, 24(1), e1313. <https://doi.org/10.31910/rudca.v24.n1.2021.1313>
- Aguirre-Rubí, J. R., Luna-Acosta, A., Etxebarria, N., Soto, M., Espinoza, F., Ahrens, M. J., Marigómez, I. (2017). Chemical contamination assessment in mangrove-lined Caribbean coastal systems using the oyster *Crassostrea rhizophorae* as biomonitor species. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(14), 13396-13415. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9159-2>
- Aldridge, K. T., Ganf, G. G. (2003). Modification of sediment redox potential by three contrasting macrophytes: Implications for phosphorus adsorption/desorption. *Marine and Freshwater Research*, 54(1), 87-94. <https://doi.org/10.1071/MF02087>
- Al-Fartusie, F. S., Mohssan, S. N. (2017). Essential trace elements and their vital roles in human body. *Indian Journal of Advances in Chemical Science*, 5(3), 127-136. <https://www.ijacskros.com/5%20Volume%203%20Issue/10.22607/IJACS.2017.503003.pdf>
- Alfonso, J. A., Handt, H., Mora, A., Vásquez, Y., Azocar, J., Marcano, E. (2013). Temporal distribution of heavy metal concentrations in oysters *Crassostrea rhizophorae* from the central Venezuelan coast. *Marine Pollution Bulletin*, 73(1), 394-398. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.05.010>
- Ali, H., Khan, E. (2018). Trophic transfer, bioaccumulation, and biomagnification of non-essential hazardous heavy metals and metalloids in food chains/webs-Concepts and implications for wildlife and human health. Human and Ecological Risk Assessment. *International Journal*, 25(6), 1353-1376. <https://doi.org/10.1080/10807039.2018.1469398>
- Alonso, D., Pineda, P., Olivero, J., González, H., Campos, N. (2000). Mercury levels in muscle of two fish species and sediments from the Cartagena Bay and the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Environmental Pollution*, 109(1), 157-163. [https://doi.org/10.1016/s0269-7491\(99\)00225-0](https://doi.org/10.1016/s0269-7491(99)00225-0)

- Alvarez, S., Kolok, A. S., Jimenez, L. F., Granados, C., Palacio, J. A. (2012). Mercury concentrations in muscle and liver tissue of fish from marshes along the Magdalena river, Colombia. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 89(4), 836-840. <https://doi.org/10.1007/s00128-012-0782-9>
- Amoatey, P., Baawain, M. S. (2019). Effects of pollution on freshwater aquatic organisms. *Water Environment Research*, 91(10), 1272-1287. <https://doi.org/10.1002/wer.1221>
- Anderson, M. J., Gorley, R. N., Clarke, K. R. (2008). Guide to Software and Statistical Methods. PRIMER-E.
- Aristizábal-Alzate, C. E., González-Manosalva, J. L., Vargas, A. F. (2021). Revalorización de residuos de equipos eléctricos y electrónicos en Colombia: Una alternativa para la obtención de metales preciosos y metales para la industria. *TecnoLógicas*, 24(51), e1740. <https://doi.org/10.22430/22565337.1740>
- Avelar, W. E. P., Mantelatto, F. L. M., Tomazelli, A. C., Silva, D. M. L., Shuhama, T., Lopes, J. L. C. (2000). The marine mussel *Perna perna* (Mollusca, Bivalvia, Mytilidae) as an indicator of contamination by heavy metals in the Ubatuba Bay, São Paulo, Brazil. *Water, Air, and Soil Pollution*, 118, 65-72. <https://doi.org/10.1023/A:1005109801683>
- Ayling, G. M. (1974). Uptake of cadmium, zinc, copper, lead and chromium in the pacific oyster. *Crassostrea gigas*. Grown in the tamar river. Tasmania. *Water Research*, 8(10), 729-738. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(74\)90017-7](https://doi.org/10.1016/0043-1354(74)90017-7)
- Azizi, G., Layachi, M., Akodad, M., Yáñez-Ruiz, D. R., Martín-García, A. I., Baghour, M., Mesfioui, A., Skalli, A., Moumen, A. (2018a). Seasonal variations of heavy metals content in mussels (*Mytilus galloprovincialis*) from Cala Iris offshore (Northern Morocco). *Marine Pollution Bulletin*, 137, 688-694. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.06.052>
- Azizi, G., Akodad, M., Baghour, M., Layachi, M., Moumen, A. (2018b). The use of *Mytilus* spp. Mussels as bioindicators of heavy metal pollution in the coastal environment. A review. *Journal of Materials and Environmental Sciences*, 9(4), 1170-1181. http://jmaterenvironsci.com/Document/vol9/vol9_N4/129-JMES-3495-Azizi.pdf
- Balls, P. W. (1985). Copper, lead and cadmium in coastal waters of the western North Sea. *Marine Chemistry*, 15(4), 363-378. [https://doi.org/10.1016/0304-4203\(85\)90047-7](https://doi.org/10.1016/0304-4203(85)90047-7)
- Baraj, B., Niencheski, L. F., Corradi, C. (2003). Trace metal contend trend of mussel *Perna perna* (Linnaeus, 1758) from the Atlantic coast of southern Brazil. *Water, Air, and Soil Pollution*, 145, 205-214. <https://doi.org/10.1023/A:1023614822121>
- Bayne, B. L. (1976). *Aspects of reproduction in bivalve molluscs*. Estuarine Processes. Elsevier, 1, 432-448. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-751801-5.50043-5>

- Bazzi, A. O. (2014). Heavy metals in seawater, sediments and marine organisms in the Gulf of Chabahar, Oman Sea. *Journal of Oceanography and Marine Science*, 5(3), 20-29. <https://doi.org/10.5897/JOMS2014.0110>
- Bigas, M., Durfort, M., Poquet, M. (2001). Cytological effects of experimental exposure to Hg on the gill epithelium of the European flat oyster *Ostrea edulis*: Ultrastructural and quantitative changes related to bioaccumulation. *Tissue and Cell*, 33(2), 178-188. <https://doi.org/10.1054/tice.2000.0169>
- Bodin, N., Burgeot, T., Stanisière, J. Y., Bocquené, G., Menard, D., Minier, C., Boutet, I., Amat, A., Cherel, Y., Budzinski, H. (2004). Seasonal variations of a battery of biomarkers and physiological indices for the mussel *Mytilus galloprovincialis* transplanted into the northwest Mediterranean Sea. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology and Pharmacology*, 138(4), 411-427. <https://doi.org/10.1016/j.cca.2004.04.009>
- Bolaños-Alvarez, Y., Ruiz-Fernández, A. C., Sanchez-Cabeza, J.-A., Díaz Asencio, M., Espinosa, L. F., Parra, J. P., Garay, J., Delanoy, R., Solares, N., Montenegro, K., Pena, A., López, F., Castillo-Navarro, A. C., Gómez Bastidas, M., Quejido-Cabezas, A., Metian, M., Pérez-Bernal, L. H., Alonso-Hernández, C. M., 2024. Regional assessment of the historical trends of mercury in sediment cores from Wider Caribbean coastal environments. *Science of The Total Environment*, 170609. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.170609>
- Bourg, A. C. M., Loch, J. P. G. (1995). Mobilization of Heavy Metals as Affected by pH and Redox Conditions. In: Salomons, W., Stigliani, W. M. (Eds), *Biogeochemistry of Pollutants in Soils and Sediments*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, 87-102. https://doi.org/10.1007/978-3-642-79418-6_4
- Boyden, C. R., Romeril, M. G. (1974). A trace metal problem in pond oyster culture. *Marine Pollution Bulletin*, 29(5), 74-78. [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(74\)90163-5](https://doi.org/10.1016/0025-326X(74)90163-5)
- Bryan, G. W., Hummerstone, W. J., Burt, G. R. (1985). A guide to the assessment of heavy metal contamination in estuaries using biological indicators. *Marine Biological Association of the United Kingdom*, 4. <https://plymsea.ac.uk/id/eprint/271>
- Buchman, M. F. (2008). NOAA Screening Quick Reference Tables NOAA ORR Report 08-1, Seattle WA, Office of Response and Restoration Division. *National Oceanic and Atmospheric Administration*, 34p. <https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/9327>
- Burgos-Núñez, S., Marrugo N, J., Navarro F, A., Urango C, I. (2014). Mercury in *Pelecanus occidentalis* of the Cispatá bay, Colombia. *Revista MVZ Córdoba*, 19(2), 4168-4174. <https://doi.org/10.21897/rmvz.110>
- Burgos-Núñez, S., Navarro-Frómata, A., Marrugo-Negrete, J., Enamorado-Montes, G., Urango-Cárdenas, I. (2017). Polycyclic aromatic hydrocarbons and heavy metals in the Cispatá Bay,

- Colombia: A marine tropical ecosystem. *Marine Pollution Bulletin*, 120(1-2), 379-386. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.05.016>
- Butler, P. A., Andren, L., Bonde, G. J., Jernelov, A., Reisch, D. J., Ruivo, M. (1971). Monitoring organisms. En: *Food and Agricultural Organization Technical Conference on Marine Pollution and its Effects on Living Resources and Fishing, Rome, 1970. Supplement 1. Methods of detection, measurement and monitoring of pollutants in the marine environment*. Fishing News, London, 101-112.
- Cadavid-Velásquez, E. D. J., Pérez-Vásquez, N. D. S., Marrugo-Negrete, J. (2019). Contaminación por metales pesados en la bahía Cispatá en Córdoba-Colombia y su bioconcentración en macromicetos. *Gestión y Ambiente*, 22(1), 43-53. <https://doi.org/10.15446/ga.v22n1.76380>
- Cajaraville, M. P., Bebianno, M. J., Blasco, J., Porte, C., Sarasquete, C., Viarengo, A. (2000). The use of biomarkers to assess the impact of pollution in coastal environments of the Iberian Peninsula: A practical approach. *Science of The Total Environment*, 247(2-3), 295-311. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(99\)00499-4](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00499-4)
- Campos, N. H. (1987). Determinación de metales pesados en *Isognomon bicolor* en la Bahía de Santa Marta, Colombia. *Instituto de Investigaciones Marinas Punta de Betin*, 17, 155-162. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.1987.17.0.461>
- Campos, N. H. (1988). Selected Bivalves for Monitoring of Heavy Metal Contamination in the Colombian Caribbean. En: Seeliger, U., de Lacerda, L. D., Patchineelam, S. R. *Metals in Coastal Environments of Latin America*. Springer Berlin Heidelberg, 270-275. https://doi.org/10.1007/978-3-642-71483-2_23
- Campos, N. H. (1990). La contaminación por metales en Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. *Caldasía*, 16(77), 231-244. <https://revistas.unal.edu.co/index.php/cal/article/view/35544>
- Campos, N. H., Dueñas-Ramírez, P. R., Genes, N. (2015). Malformación en cangrejos de la superfamilia Xanthoidea (Crustacea: Brachyura) en la bahía de Cispatá (Córdoba, Colombia). *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 39(150), 91-99. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.172>
- Campos, N. H., Gallo, M. C. (1997). Contenido de Cd, Cu y Zn en *Rhizophora mangle* y *Avicennia germinans* de la Ciénaga Grande de Santa Marta y Bahía de Chengue, costa Caribe colombiana. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 21(79), 73-90. <https://raccefyn.co/index.php/raccefyn/issue/view/123>
- Cantle, J. E. (1982). *Atomic Absorption Spectrometry*. Elsevier Scientific Publishing Company. <https://shop.elsevier.com/books/atomic-absorption-spectrometry/cantle/978-0-444-42015-2>

- Carvalho, C. E. V., Cavalacante, M. P. O., Gomes, P. O., Faria, V. V., Rezende, C. E. (2001). Distribuição de Metais Pesados em Mexilhões (*Perna perna*, L.) da Ilha de Santana, Macaé, SE, Brasil. *Ecotoxicology and Environmental Restoration*, 4(1), 1-4.
- Catharino, M. G. M., Vasconcellos, M. B. A., De Sousa, E. C. P. M., Moreira, E. G., Pereira, C. D. S. (2008). Biomonitoring of Hg, Cd, Pb and other elements in coastal regions of São Paulo State, Brazil, using the transplanted mussel *Perna perna* (Linnaeus, 1758). *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 278(3), 547-551. <https://doi.org/10.1007/s10967-008-1003-1>
- Chafik, A., Cheggour, M., Cossa, D., Sifeddine, S. B. M. (2001). Quality of Moroccan Atlantic coastal waters: Water monitoring and mussel watching. *Aquatic Living Resources*, 14, 239-249. [https://doi.org/10.1016/S0990-7440\(01\)01123-8](https://doi.org/10.1016/S0990-7440(01)01123-8)
- Cheung, K.-S., Seto, W.-K., Fung, J., Mak, L.-Y., Lai, C.-L., Yuen, M.-F. (2017). Epidemiology and natural history of Wilson's disease in the Chinese: A territory-based study in Hong Kong between 2000 and 2016. *World Journal of Gastroenterology*, 23(43), 7716-7726. <https://doi.org/10.3748/wjg.v23.i43.7716>
- Cogua, P., Campos-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. <http://boletin.invermar.org.co/ojs/index.php/boletin/article/view/88/85>
- Compeau, G., Bartha, R. (1984). Methylation and demethylation of mercury under controlled redox, pH and salinity conditions. *Applied and Environmental Microbiology*, 48(6), 1203-1207. <https://doi.org/10.1128/aem.48.6.1203-1207.1984>
- Coimbra, A. G. (2003). Distribuição de metais pesados em moluscos e sedimentos nos manguezais de coroa grande e da enseada das garças, baía de Sepetiba, RJ [Tesis de Maestría, Universidade Federal Fluminense]. <https://app.uff.br/riuff/handle/1/5820>
- Cordy, P., Veiga, M. M., Salih, I., Al-Saadi, S., Console, S., Garcia, O., Mesa, L. A., Velásquez-López, P. C., Roeser, M., 2011. Mercury contamination from artisanal gold mining in Antioquia, Colombia: The world's highest per capita mercury pollution. *Science of The Total Environment*, 410-411, 154-160. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.09.006>
- Cossa, D. (1989). A review of the use of *Mytilus* spp. As quantitative indicators of cadmium and mercury contamination in coastal waters. *Oceanologica Acta*, 12(4), 417-432. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00106/21736/19309.pdf>
- Costa, M., Paiva, E., Moreira, I. (2000). Total mercury in *Perna perna* mussels from Guanabara Bay-10 years later. *The Science of the Total Environment*, 261(1-3), 69-73. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00596-9](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00596-9)

- Curtius, A. J., Seibert, E. L., Fiedler, H. D., Ferreira, J. F., Vieira, P. H. F. (2003). Avaliando a contaminação por elementos traço em atividades de maricultura: Resultados parciais de um estudo de caso realizado na ilha de Santa Catarina, Brasil. *Química Nova*, 26(1), 44-52. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422003000100010>
- da Silva Ferreira, M. D. S., Mársico, E. T., Conte Junior, C. A., Marques Júnior, A. N., Mano, S. B., Clemente, S. C. D. S. (2013). Contaminação por metais traço em mexilhões *Perna perna* da costa brasileira. *Ciência Rural*, 43(6), 1012-1020. <https://doi.org/10.1590/S0103-84782013005000062>
- de Gregori, I., Delgado, D., Pinochet, H., Gras, N., Muñoz, L., Bruhn, C., Navarrete, G. (1994). Cadmium, lead, copper and mercury levels in fresh and canned bivalve mussels *Tagelus dombeii* (Navajuela) and *Semelle solida* (Almeja) from the Chilean coast. *The Science of the Total Environment*, 148(1), 1-10. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(94\)90367-0](https://doi.org/10.1016/0048-9697(94)90367-0)
- de Gregori, I., Pinochet, H., Gras, N., Muñoz, L. (1996). Variability of cadmium, copper and zinc levels in molluscs and associated sediments from Chile. *Environmental Pollution*, 92(3), 359-368. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(95\)00077-1](https://doi.org/10.1016/0269-7491(95)00077-1)
- Depledge, M. H., Rainbow, P. S. (1990). Models of regulation and accumulation of trace metals in marine invertebrates. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Comparative Pharmacology*, 97(1), 1-7. [https://doi.org/10.1016/0742-8413\(90\)90163-4](https://doi.org/10.1016/0742-8413(90)90163-4)
- Desideri, D., Meli, M. A., Roselli, C., Feduzi, L. (2009). A biomonitoring study: ^{210}Po and heavy metals in mussels. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 279(2), 591-600. <https://doi.org/10.1007/s10967-008-7334-0>
- Dharmadasa, P., Kim, N., Thunders, M. (2017). Maternal cadmium exposure and impact on foetal gene expression through methylation changes. *Food and Chemical Toxicology*, 109(1), 714-720. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2017.09.002>
- Díaz, O., Encina, F., Chuecas, L., Becerra, J., Cabello, J., Figueroa, A., Muñoz, F. (2001). Influencia de variables estacionales, espaciales, biológicas y ambientales en la bioconcentración de mercurio total y metilmercurio en *Tagelus dombeii*. *Revista de biología marina y oceanografía*, 36(1), 15-29. <https://doi.org/10.4067/S0718-19572001000100003>
- Dietz, R., Fort, J., Sonne, C., Albert, C., Bustnes, J. O., Christensen, T. K., Ciesielski, T. M., Danielsen, J., Dastnai, S., Eens, M., Erikstad, K. E., Galatius, A., Garbus, S.-E., Gilg, O., Hanssen, S. A., Helander, B., Helberg, M., Jaspers, V. L. B., Jenssen, B. M., Jhonson, J. E., Kauhala, K., Kolveinsson, Y., Kyhn, L. A., Labansen, A. L., Larsen, M. M., Lindstom, U., Sveegaard, S., Sondergaard, J., Sun, J., Teilmann, J., Therkildsen, O. R., Thorarinsson, T. L., Tjornlov, R. S., Wilson, S., Eulaers, I. (2021). A risk assessment of the effects of mercury on Baltic Sea, Greater North Sea and North Atlantic wildlife, fish and bivalves. *Environment International*, 146, 106178. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106178>

- Ding, H., Zhao, Y., Sheng, X., Kang, X., Ning, J., Zhong, X., Shang, D. (2022). Heavy metal bioaccumulation in five bivalves from coastal areas of yellow sea and Bohai Sea, China: Evaluation of contamination and human health risk. *Research Square*. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-1512790/v1>
- Duarte, C. A., Giarratano, E., Amin, O. A., Comoglio, L. I. (2011). Heavy metal concentrations and biomarkers of oxidative stress in native mussels (*Mytilus edulis chilensis*) from Beagle Channel coast (Tierra del Fuego, Argentina). *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), 1895-1904. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.031>
- Edward, F. B., Yap, C. K., Ismail, A., Tan, S. G. (2008). Interspecific variation of heavy metal concentrations in the different parts of tropical intertidal bivalves. *Water, Air, and Soil Pollution*, 196(1-4), 297-309. <https://doi.org/10.1007/s11270-008-9777-x>
- El-Moselhy, K. M., Yassien, M. H. (2005). Accumulation patterns of heavy metals in venus clams, *Paphia undulata* (born, 1780) and *Gafrarium pectinatum* (linnaeus, 1758), from Lake Timsah, Suez Canal, Egypt. *Egyptian Journal of Aquatic Research*, 31(1), 13-27.
- EPA. Environmental Protection Agency. (2007). Method 7473 Mercury in Solids and Solutions by Thermal Decomposition, Amalgamation, and Atomic Absorption Spectrophotometry. *Environmental Protection Agency*, 1-17. <https://www.epa.gov/esam/epa-method-7473-sw-846-mercury-solids-and-solutions-thermal-decomposition-amalgamation-and>
- Espinosa, L. F., Parra, J. P., Villamil, C. (2011). Determinación del contenido de metales pesados en las fracciones geoquímicas del sedimento superficial asociado a los manglares de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 40(1), 7-23. <http://boletin.invemar.org.co:8085/ojs/index.php/boletin/article/view/98>
- Espinosa, L. F., Ramírez, G., Campos, N. H. (1995). Análisis de residuos de organoclorados en sedimentos de zonas de manglar en la Ciénaga Grande de Santa Marta y la bahía de Chengue, Caribe colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 24, 79-94. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.1995.24.0.378>
- Eto, K. (1997). Review Article: Pathology of Minamata Disease. *Toxicologic Pathology*, 25(6), 614-623. <https://journals.sagepub.com/doi/epdf/10.1177/019262339702500612>
- FAO/WHO. (2022). GSFA Online. Information on the group(s) of food additives (The Food and Agriculture Organization of the United Nations, and World Health Organization). *CODEX alimentarius*. <https://www.fao.org/gsfaonline/groups/details.html?id=83>
- Feria, J. J., Marrugo, J. L., González, H. (2010). Heavy metals in Sinú river, department of Córdoba, Colombia, South America. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquía*, 55, 35-44. <https://doi.org/10.17533/udea.redin.14679>

- Fernandez, A., Singh, A., Jaffé, R. (2007). A literature review on trace metals and organic compounds of anthropogenic origin in the Wider Caribbean Region. *Marine Pollution Bulletin*, 54(11), 1681-1691. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.08.007>
- Fernández-Martínez, R., Rucandio, I., Gómez-Pinilla, I., Borlaf, F., García, F., Larrea, M. T. (2015). Evaluation of different digestion systems for determination of trace mercury in seaweeds by cold vapour atomic fluorescence spectrometry. *Journal of Food Composition and Analysis*, 38, 7-12. <https://doi.org/10.1016/j.jfca.2014.10.003>
- Fischer, H. (1989). Cadmium in seawater recorded by mussels: Regional decline established. *Marine Ecology Progress Series*, 55, 159-169. <https://doi.org/10.3354/meps055159>
- Förstner, U., Wittmann, G. T. W. (1981). *Metal pollution in the aquatic environment*. Springer Berlin Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-69385-4>
- Francioni, E., Wagener, A. D. L. R., Calixto, R. D. C., Bastos, G. C. (2004). Evaluation of *Perna perna* (Linné, 1758) as a tool to monitoring trace metals contamination in estuarine and coastal waters of Río de Janeiro, Brazil. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 15(1), 103-110. <https://doi.org/10.1590/S0103-50532004000100016>
- Frías-Espéricueta, M. G., Ortiz-Arellano, M. A., Osuna-López, J. I., Ronson-Paulin, J. A. (1999). Heavy metals in the rock oyster *Crassostrea iridescens* (Filibranchia: Ostreidae) from Mazatlan, Sinaloa, Mexico. *Revista de Biología Tropical*, 47(4), 843-849. <https://doi.org/10.15517/rbt.v47i4.19261>
- Gagnaire, B., Thomas-Guyon, H., Renault, T. (2004). In vitro effects of cadmium and mercury on Pacific oyster, *Crassostrea gigas* (Thunberg), haemocytes. *Fish & Shellfish Immunology*, 16(4), 501-512. <https://doi.org/10.1016/j.fsi.2003.08.007>
- Gambrell, R. P. (1994). Trace and Toxic Metals in Wetlands-A Review. *Journal of Environmental Quality*, 23, 883-891. <https://doi.org/10.2134/jeq1994.00472425002300050005x>
- Garcés-Ordóñez, O., Rodríguez Rodríguez, J. A., Espinosa Díaz, L. E., Escobar Toledo, F. E., DelValle Borrero, D. (2021). Respuesta a corto plazo de parámetros fisicoquímicos del agua a la rehabilitación hidrológica de caños en manglares de Cispata, Caribe colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 50(2), 151-160. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2021.50.2.1106>
- Giarratano, E., Duarte, C. A., Amin, O. A. (2010). Biomarkers and heavy metal bioaccumulation in mussels transplanted to coastal waters of the Beagle Channel. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 73(3), 270-279. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2009.10.009>
- Gray, J. S. (2002). Biomagnification in marine systems: The perspective of an ecologist. *Marine Pollution Bulletin*, 45(1-12), 46-52. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(01\)00323-X](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(01)00323-X)

- Griscom, S. B., Fisher, N. S. (2004). Bioavailability of sediment-bound metals to marine bivalve molluscs: An overview. *Estuaries*, 27(5), 826-838. <https://doi.org/10.1007/BF02912044>
- Gutiérrez-Galindo, E. A. G., Pérez-Rodríguez, J. C. P., Muñoz-Barbosa, A. M. (2014). Cadmio, cobre, zinc en el mejillón *Mytilus californianus* (Conrad 1837) de la costa oeste de Baja California. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 30(3), 285-295. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=37031522005>
- Harada, M. (1995). Minamata Disease: Methylmercury Poisoning in Japan Caused by Environmental Pollution. *Critical Reviews in Toxicology*, 25(1), 1-24. <https://doi.org/10.3109/10408449509089885>
- Harada, M., Kawaguchi, T., Kumemura, H., Terada, K., Ninomiya, H., Taniguchi, E., Hanada, S., Baba, S., Maeyama, M., Koga, H., Ueno, T., Furuta, K., Suganuma, T., Sugiyama, T., Sata, M. (2005). The Wilson Disease Protein ATP7B Resides in the Late Endosomes with Rab7 and the Niemann-Pick C1 Protein. *The American Journal of Pathology*, 166(2), 499-510. [https://doi.org/10.1016/S0002-9440\(10\)62272-9](https://doi.org/10.1016/S0002-9440(10)62272-9)
- Hungspreugs, M., Utoomprurkporn, W., Dharmvanij, S., Sompongchaiyakul, P. (1989). The present status of the aquatic environment of Thailand. *Marine Pollution Bulletin*, 20(7), 327-332. [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(89\)90155-0](https://doi.org/10.1016/0025-326X(89)90155-0)
- Hussein, A., Khaled, A. (2014). Determination of metals in tuna species and bivalves from Alexandria, Egypt. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*, 40(1), 9-17. <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2014.02.003>
- Ikuta, K. (1986). Metal concentrations in byssuses and soft bodies of bivalves. *Bulletin of the Faculty of Agriculture, Yamagata University*, 33, 255-264.
- NVEMAR (2022). Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. *Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras*. Informe Técnico Final 2022, Volumen 21. Santa Marta 168p. <https://www.invemar.org.co/inf-cgsm>
- Ismail, A. (2006). The use of intertidal molluscs in the monitoring of heavy metals and organotin compounds in the west coast of Peninsular Malaysia. *Coastal Marine Science*, 30(1), 401-406. <https://doi.org/10.15083/00040804>
- Jaffé, R., Leal, I., Alvarado, J., Gardinali, 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. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(98\)00090-3](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(98)00090-3)

- Khalid, R. A., Gambrell, R. P., Patrick, W. H. (1981). Chemical Availability of Cadmium in Mississippi River Sediment. *Journal of Environmental Quality*, 10(4), 523-528. <https://doi.org/10.2134/jeq1981.00472425001000040021x>
- Kasuya, M., Teranishi, H., Aoshima, K., Katoh, T., Horiguchi, H., Nishijo, M. (1992). Water pollution by cadmium and the onset of Itai-itai disease. *Water Science and Tecnology*, 25(11), 149-156. <https://doi.org/10.2166/wst.1992.0286>
- Kenny, A. J., Sotheran, I. (2013). Characterising the Physical Properties of Seabed Habitats. En: A. Eleftheriou (Ed.), *Methods for the Study of Marine Benthos*. John Wiley and Sons, Ltd, 47-95. <https://doi.org/10.1002/9781118542392.ch2>
- Kılıç, Ö., Belivermiş, M. (2013). Spatial and seasonal distribution of trace metal concentrations in mussel (*Mytilus galloprovincialis*) and sediment of Bosphorus and Golden Horn. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 91(4), 402-408. <https://doi.org/10.1007/s00128-013-1077-5>
- Kim, G.-H., Yang, J. Y., Park, J.-Y., Lee, J. J., Kim, J. H., Yoo, H.-W. (2008). Estimation of Wilson's Disease Incidence and Carrier Frequency in the Korean Population by Screening ATP7B Major Mutations in Newborn Filter Papers Using the SYBR Green Intercalator Method Based on the Amplification Refractory Mutation System. *Genetic Testing*, 12(3), 395-399. <https://doi.org/10.1089/gte.2008.0016>
- Kljaković-Gašpić, Z., Herceg-Romanić, S., Kožul, D., Veža, J. (2010). Biomonitoring of organochlorine compounds and trace metals along the Eastern Adriatic coast (Croatia) using *Mytilus galloprovincialis*. *Marine Pollution Bulletin*, 60(10), 1879-1889. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.07.019>
- Kumar Gupta, S. K., Singh, J. (2011). Evaluation of mollusc as sensitive indicator of heavy metal pollution in aquatic system: A review. *Institute of Integrative Omics and Applied Biotechnology*, 2(1), 49-57. <http://www.iioab.org/Vol2n1.htm>
- Lagos Bayona, A. L., Daza, P. V., Sanabria Ochoa, A. I. (2007). La ostra del Caribe *Crassostrea rhizophorae*: una alternativa de maricultura. *Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural: INCODER, Instituto Colombiano de Desarrollo Rural*. <http://hdl.handle.net/20.500.12324/34353>
- Langston, W. J., Bryan, G. W. (1984). The relationships between metal speciation in the environment and bioaccumulation in aquatic organisms. En: Kramer, C. J. M., Duinker, J. C. (Eds.), *Complexation of trace metals in natural waters*. Springer Netherlands, 1, 375-392 <https://doi.org/10.1007/978-94-009-6167-8>
- Lee, J. A., Marsden, I. D., Glover, C. N. (2010). The influence of salinity on copper accumulation and its toxic effects in estuarine animals with differing osmoregulatory strategies. *Aquatic Toxicology*, 99(1), 65-72. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2010.04.006>

- Lettieri, G., Mollo, V., Ambrosino, A., Caccavale, F., Troisi, J., Febbraio, F., Piscopo, M. (2019). Molecular effects of copper on the reproductive system of *Mytilus galloprovincialis*. *Molecular Reproduction and Development*, 86(10), 1357-1368. <https://doi.org/10.1002/mrd.23114>
- Li, X., Zhang, J., Gong, Y., Liu, Q., Yang, S., Ma, J., Zhao, L., Hou, H. (2020). Status of copper accumulation in agricultural soils across China (1985–2016). *Chemosphere*, 244, 125516. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125516>
- Liao, J., Cui, X., Feng, H., Yan, S. (2021). Environmental Background Values and Ecological Risk Assessment of Heavy Metals in Watershed Sediments: A Comparison of Assessment Methods. *Water*, 14(1), 51-67. <https://doi.org/10.3390/w14010051>
- Liu, Q., Xu, X., Zeng, J., Shi, X., Liao, Y., Du, P., Tang, Y., Huang, W., Chen, Q., Shou, L. (2019). Heavy metal concentrations in commercial marine organisms from Xiangshan Bay, China, and the potential health risks. *Marine Pollution Bulletin*, 141, 215-226. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.02.058>
- López-Sánchez, C. M. (2017). Estructura poblacional de la ostra del mangle *Crassostrea rhizophorae* (Guilding, 1828) en el sistema estuarino de Bahía Cispatá, Colombia [Tesis de Maestría, Universidad Nacional de Colombia]. <https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/63446>
- López-Sánchez, C. M., Mancera-Pineda, J. E. (2019). Parámetros estructurales de dos poblaciones de *Crassostrea rhizophorae* (Ostreidae) en Bahía Cispatá, Caribe Colombiano. *Acta Biológica Colombiana*, 24(2), 361-371. <https://doi.org/10.15446/abc.v24n2.68941>
- MacFarlane, G. R., Koller, C. E., Blomberg, S. P. (2007). Accumulation and partitioning of heavy metals in mangroves: A synthesis of field-based studies. *Chemosphere*, 69(9), 1454-1464. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.04.059>
- Madero, A., Marrugo-Negrete, J. (2011). Detección de metales pesados en bovinos, en los valles de los ríos Sinú y San Jorge, departamento de Córdoba, Colombia. *Revista MVZ Córdoba*, 16(1), 2391-2401. <https://doi.org/10.21897/rmvz.298>
- Madrigal Castro, E., Alfaro Montoya, J., Quesada Quesada, R., Pacheco Urpí, O., Zamora Madriz, E. (1985). Estructura de la población y distribución de talla del ostión de manglar (*Crassostrea rhizophorae*, Guilding, 1828), en el Estero Vizcaya, Limón, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 33(1), 61-62. <https://revistas.ucr.ac.cr/index.php/rbt/article/view/24502>
- Mancera-Rodríguez, N. J., Álvarez-León, R. (2006). Estado de conocimiento de las concentraciones de mercurio y otros metales pesados en peces dulciacuícolas de Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 11(1), 3-23. <https://revistas.unal.edu.co/index.php/actabiol/article/view/27140>

- Manjarrez-Paba, G. M., Angulo, I. C., Padilla, L. U. (2008). Bioconcentración de cadmio en ostras de la bahía de Cartagena. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 7(13), 11-20. <https://revistas.udem.edu.co/index.php/ingenierias/article/view/192>
- Marigómez, I., Soto, M., Cajaraville, M. P., Angulo, E., Giamberini, L. (2002). Cellular and subcellular distribution of metals in molluscs. *Microscopy Research and Technique*, 56(5), 358-392. <https://doi.org/10.1002/jemt.10040>
- Marrugo-Negrete, J. L., Paternina-Urbe, R. (2011). *Evaluación de la contaminación por metales pesados en la Ciénaga la Soledad y bahía de Cispatá, cuenca del Bajo Sinú, Departamento de Córdoba* [Informe final]. Universidad de Córdoba, Facultad de Ciencias Básicas, Departamento de Química, 121p. <https://docplayer.es/12366607-Evaluacion-de-la-contaminacion-por-metales-pesados-en-la-cienaga-la-soledad-y-bahia-de-cispatata-cuenca-del-bajo-sinu-departamento-de-cordoba.html>
- Marrugo-Negrete, J., Pinedo-Hernández, J., Marrugo-Madrid, S., Navarro-Frómeta, E., Díez, S. (2020). Sea cucumber as Bioindicator of Trace Metal Pollution in Coastal Sediments. *Biological Trace Element Research*, 199(5), 2022-2030. <https://doi.org/10.1007/s12011-020-02308-3>
- Martinčić, D., Nürnberg, H. W., Branica, M. (1986). Bioaccumulation of heavy metals by bivalves from Limski Kanal (North Adriatic Sea). II. Copper distribution between oysters, *Ostrea edulis*, and ambient water. *Marine Chemistry*, 18(2-4), 299-319. [https://doi.org/10.1016/0304-4203\(86\)90014-9](https://doi.org/10.1016/0304-4203(86)90014-9)
- Masson, R. P., Reinfelder, J. R., Morel, F. M. M. (1995). Bioaccumulation of mercury and methylmercury. *Water, Air, and Soil Pollution*, 80(1-4), 915-921. <https://doi.org/10.1007/BF01189744>
- McBride, M. B. (1994). *Environmental Chemistry of Soils*. Oxford University Press, Inc., New York. 406p.
- Mehri, A., Marjan, R. F. (2013). Review article trace elements in human nutrition: a review. *International Journal of Medical Investigation*, 2(3), 115-128. <https://intjmi.com/article-1-141-en.html>
- Mejía-Torres, L. A. M. (2008). Variación espacio temporal de la larva de la ostra de mangle *Crassostrea rhizophorae* (Guilding, 1828), de abril a agosto de 2006, en la Bahía de Cispatá, Caribe colombiano [Tesis de pregrado]. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Facultad de Ciencias Naturales e Ingeniería. <http://hdl.handle.net/20.500.12010/1198>
- Melwani, A. R., Gregorio, D., Jin, Y., Stephenson, M., Ichikawa, G., Siegel, E., Crane, D., Lauenstein, G., Davis, J. A. (2014). Mussel watch update: Long-term trends in selected contaminants from coastal California, 1977–2010. *Marine Pollution Bulletin*, 81(2), 291-302. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.04.025>

- Mills, W. B. (1995). *Water Quality Assessment: A screening procedure for toxic and conventional pollutants in surface and ground water – part 1 (Revised 1985)*. US EPA. <https://rais.ornl.gov/documents/WQASP.PDF>
- Minoia, C., Caroli, S. (1992). *Applications of Zeeman Graphite Furnace Atomic Absorption Spectrometry in the chemical laboratory and toxicology*. Pergmon press. <https://shop.elsevier.com/books/applications-of-zeeman-graphite-furnace-atomic-absorption-spectrometry-in-the-chemical-laboratory-and-in-toxicology/minoia/978-0-08-041019-7>
- Monsefrad, F., Namin, J. I., Heidary, S. (2012). Concentration of heavy and toxic metals Cu, Zn, Cd, Pb and Hg in liver and muscles of *Rutilus frisii* kutum during spawning season with respect to growth parameters. *Iranian Journal of Fisheries Sciences*, 1(4), 825-839. <http://dorl.net/dor/20.1001.1.15622916.2012.11.4.10.2>
- Moore, H. J. (1971). The structure of the latero-frontal cirri on the gills of certain lamellibranch molluscs and their role in suspension feeding. *Marine Biology*, 11(1), 23-27. <https://doi.org/10.1007/BF00348017>
- Mountouris, A., Voutsas, E., Tassios, D. (2002). Bioconcentration of heavy metals in aquatic environments: The importance of bioavailability. *Marine Pollution Bulletin*, 44(10), 1136-1141. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00168-6](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00168-6)
- Mubiana, V. K., Qadah, D., Meys, J., Blust, R. (2005). Temporal and spatial trends in heavy metal concentrations in the marine mussel *Mytilus edulis* from the Western Scheldt estuary (The Netherlands). *Hydrobiologia*, 540(1-3), 169-180. <https://doi.org/10.1007/s10750-004-7134-7>
- Muñoz-Maya, O. G., Vélez-Hernández, J. E., Santos, O. M., Marín, J. I., Restrepo-Gutiérrez, J. C. (2021). Enfermedad de Wilson: Experiencia de un centro de referencia en Colombia. *Revista colombiana de Gastroenterología*, 36(1), 51-57. <https://doi.org/10.22516/25007440.593>
- Navarro-Aviño, J. P., Aguilar Alonso, I., López-Moya, J. R. (2007). Aspectos bioquímicos y genéticos de la tolerancia y acumulación de metales pesados en plantas. *Ecosistemas*, 16(2), 10-25. <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/125>
- NOAA. (1995). *International Mussel Watch Project- Initial Implementation Phase Final Report*. National Oceanic and Atmospheric Administration. <https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/1507>
- Nor, Y. M. (1987). Ecotoxicity of copper to aquatic biota a review. *Environmental Research*, 43, 274-282. [https://doi.org/10.1016/S0013-9351\(87\)80078-6](https://doi.org/10.1016/S0013-9351(87)80078-6)
- Pacheco Urpí, P., Cabrera Peña, J., Zamora Madriz, E. (1983). Crecimiento y madurez sexual de *Crassostrea rhizophorae* (Guilding, 1828) cultivada en sistema suspendido en Estero

Vizcaya, Limón, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 31(2), 277-281.
<https://revistas.ucr.ac.cr/index.php/rbt/article/view/25006>

- Panesso Guevara, M. (2017). Influencia de las variables ambientales en la estructura de las comunidades bentónicas y su relación con el flujo de mercurio en la bahía de Buenaventura [Tesis de Maestría]. Universidad Nacional de Colombia. <https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/59430>
- Parra, J. P., Espinosa, L. F. (2007). Acumulación de Pb, Cd y Zn en sedimentos asociados a *Rhizophora mangle*, en el río Sevilla, Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 31(120), 347-354. [https://doi.org/10.18257/raccefyn.31\(120\).2007.2344](https://doi.org/10.18257/raccefyn.31(120).2007.2344)
- Parra, J. P., Espinosa, L. F. (2008). Distribución de metales pesados (Pb, Cd y Zn) en perfiles de sedimento asociado a *Rhizophora mangle* en el río Sevilla-Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 37(1), 95-110. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2008.37.1.184>
- Patiño, C., Flórez, A. (1993). *Ecología Marina del Golfo de Morrosquillo*. Universidad Nacional de Colombia y Fondo FEN. <http://documentacion.ideam.gov.co/cgi-bin/koha/opac-detail.pl?biblionumber=4881>
- Perošević, A., Joksimović, D., Đurović, D., Milašević, I., Radomirović, M., Stanković, S. (2018). Human exposure to trace elements via consumption of mussels *Mytilus galloprovincialis* from Boka Kotorska Bay, Montenegro. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 50, 554-559. <https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2018.03.018>
- Phillips, D. J. H. (1977). The use of biological indicator organisms to monitor trace metal pollution in marine and estuarine environments-A review. *Environmental Pollution (1970)*, 13(4), 281-317. [https://doi.org/10.1016/0013-9327\(77\)90047-7](https://doi.org/10.1016/0013-9327(77)90047-7)
- Pineda-Osorio, M. C. P. (2013). *Composición de la malacofauna asociada a sustratos duros en dos ecosistemas (zonas portuarias y zonas estuarinas) del Caribe colombiano, primer semestre de 2010* [Tesis de pregrado]. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Facultad de Ciencias Naturales e Ingeniería. <http://hdl.handle.net/20.500.12010/1311>
- Pinto, R., Acosta, V., Segnini, M. I., Brito, L., Martínez, G. (2015). Temporal variations of heavy metals levels in *Perna viridis*, on the Chacopata-Bocaripo lagoon axis, Sucre State, Venezuela. *Marine Pollution Bulletin*, 91(2), 418-423. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.09.059>
- Pinzón-Bedoya, C. H. (2020). *Metales pesados en sedimentos y peces de la Ciénaga Grande de Santa Marta, como indicadores de riesgo para la salud humana y el ambiente* [Tesis de Maestría]. Universidad del Atlántico. <https://hdl.handle.net/20.500.12834/603>

- Pourang, N., Bahrami, A., Nasrolahzadeh Saravi, H. (2019). Shells of *Bufo echinata* as biomonitoring materials of heavy metals (Cd, Ni and Pb) pollution in the Persian Gulf: With emphasis on the annual growth sections. *Iranian Journal of Fisheries Sciences*, 18(2), 256-271. <https://doi.org/10.22092/ijfs.2018.115734>
- Pujos, M., Pagliardini, J.-L., Steer, R., Vernet, G., Weber, O. (1986). Influencia de la contracorriente norte colombiana para la circulación de las aguas en la plataforma continental. *Boletín Científico del CIOH*, 6, 3-15. <https://doi.org/10.26640/22159045.18>
- Rainbow, P. S. (1995). Biomonitoring of heavy metal availability in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 31(4-12), 183-192. [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(95\)00116-5](https://doi.org/10.1016/0025-326X(95)00116-5)
- Rainbow, P. S. (2002). Trace metal concentrations in aquatic invertebrates: Why and so what? *Environmental Pollution*, 120(3), 497-507. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(02\)00238-5](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00238-5)
- Rainbow, P., Wolowicz, M., Fialkowski, W., Smith, B. D., Sokolowski, A. (2000). Biomonitoring of trace metals in the Gulf of Gdansk, using mussels (*Mytilus trossulus*) and barnacles (*Balanus improvisus*). *Water Research*, 34(6), 1823-1829. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(99\)00345-0](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00345-0)
- Rajeshkumar, S., Liu, Y., Zhang, X., Ravikumar, B., Bai, G., Li, X. (2017). Studies on seasonal pollution of heavy metals in water, sediment, fish and oyster from the Meiliang Bay of Taihu Lake in China. *Chemosphere*, 191, 626-638. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.078>
- Rangel-Ch, J., Arellano, H. (2010). Clima. En: J. Rangel-Ch (Ed.), *Colombia Diversidad Biológica IX. Ciénagas de Córdoba: Biodiversidad, ecología y manejo ambiental*. Instituto de Ciencias Naturales. Universidad Nacional de Colombia-CVS, 1-14. <https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/81890>
- Riaño, R., de la Osa, J. (1999). *Guía para el manejo, cría y conservación de la ostra Crassostrea rhizophorae (Guilding)*. Convenio Instituto de Investigación Marinas y Costeras José Benito Vives de Andrés. https://www.invemar.org.co/redcostera1/invemar/docs/RinconLiterario/U_204.pdf
- Richter, C. A., Martyniuk, C. J., Annis, M. L., Brumbaugh, W. G., Chasar, L. C., Denslow, N. D., Tillitt, D. E. (2014). Methylmercury-induced changes in gene transcription associated with neuroendocrine disruption in largemouth bass (*Micropterus salmoides*). *General and Comparative Endocrinology*, 203, 215-224. <https://doi.org/10.1016/j.ygcen.2014.03.029>
- Rivera, L. F. (1978). *Experiencias en el cultivo de la ostra Crassostrea rhizophorae, Guilding (1828), en la Ciénaga Grande de Santa Marta y estudio preliminar de la dinámica de su población* [Tesis de pregrado]. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Facultad de Ciencias Naturales e Ingeniería.

- Romero-Estévez, D., Yáñez-Jácome, G. S., Simbaña-Farinango, K., Vélez-Terreros, P. Y., Navarrete, H. (2019). Evaluation of two sample preparation methods for the determination of cadmium, nickel and lead in natural foods by Graphite Furnace Atomic Absorption Spectrophotometry. *Universitas Scientiarum*, 24(3), 497-521. <https://doi.org/10.11144/Javeriana.SC24-3.eots>
- Romero-Murillo, P., Campos-Campos, N. H., Orrego, R. (2023). Metal concentrations in *Isognomon alatus* by stages and climatic seasons in San Andrés Island, Colombian Caribbean. *Acta Biológica Colombiana*, 28(3), 415-427. <https://doi.org/10.15446/abc.v28n3.97227>
- Rueda, M., Defeo, O. (2003). Linking fishery management and conservation in a tropical estuarine lagoon: Biological and physical effects of an artisanal fishing gear. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 56(5-6), 935-942. [https://doi.org/10.1016/S0272-7714\(02\)00298-6](https://doi.org/10.1016/S0272-7714(02)00298-6)
- Ruelas-Inzunza, J., Soto, L. A., Páez-Osuna, F. (2003). Heavy-metal accumulation in the hydrothermal vent clam *Vesicomya gigas* from Guaymas basin, Gulf of California. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 50(6), 757-761. [https://doi.org/10.1016/S0967-0637\(03\)00054-2](https://doi.org/10.1016/S0967-0637(03)00054-2)
- Ruesink, J. L., Lenihan, H. S., Trimble, A. C., Heiman, K. W., Micheli, F., Byers, J. E., Kay, M. C. (2005). Introduction of Non-Native Oysters: Ecosystem Effects and Restoration Implications. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 36(1), 643-689. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.36.102003.152638>
- Sadiq, M. (1992). *Toxic metal chemistry in marine environments*. Boca Raton. <https://doi.org/10.1201/9781003210214>
- Salomons, W., Kerdijk, H., van Pagee, H., Klomp, R., Schreur, A. (1988). Behaviour and impact assessment of heavy metals in estuarine and coastal zones. In: Seeliger, U., de Lacerda, L. D., Patchineelam, S. R. (Eds), *Metals in coastal environments of Latin America*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, 157-198. https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-642-71483-2_17
- Sánchez-Páez, H., Ulloa-Delgado, G. A., Tavera-Escobar, H. A. (2004). *Manejo integral de los manglares por comunidades locales del Caribe de Colombia*. MinAmbiente, CONIF, OIMT. <https://centrodocumentacion.invemar.org.co/cgi-bin/koha/opac-detail.pl?biblionumber=5506>
- Satoh, M., Koyama, H., Kaji, T., Kito, H., Tohyama, C. (2002). Perspectives on cadmium toxicity research. *Tohoku Journal of Experimental Medicine*, 196, 23-32. <https://doi.org/10.1620/tjem.196.23>
- Sbriz, L., Aquino, M. R., Alberto De Rodriguez, N. M., 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. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(98\)00097-6](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(98)00097-6)
- Shulkin, V. M., Presley, B. J., Kavun, V. Ia. (2003). Metal concentrations in mussel *Crenomytilus grayanus* and oyster *Crassostrea gigas* in relation to contamination of ambient sediments. *Environment International*, 29(4), 493-502. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(03\)00004-7](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(03)00004-7)
- Silva, C. A. R., Rainbow, P. S., Smith, B. D. (2003). Biomonitoring of trace metal contamination in mangrove-lined Brazilian coastal systems using the oyster *Crassostrea rhizophorae*: Comparative study of regions affected by oil, salt pond and shrimp farming activities. *Hydrobiologia*, 501, 199-206. <https://doi.org/10.1023/A:1026242417427>
- Silva, C. A. R., Smith, B. D., Rainbow, P. S. (2006). Comparative biomonitors of coastal trace metal contamination in tropical South America (N. Brazil). *Marine Environmental Research*, 61(4), 439-455. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2006.02.001>
- Singh, O. V., Labana, S., Pandey, G., Budhiraja, R., Jain, R. K. (2003). Phytoremediation: An overview of metallic ion decontamination from soil. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 61(5-6), 405-412. <https://doi.org/10.1007/s00253-003-1244-4>
- Skoog, D. A., Holler, F. J., Crouch, S. R. (2017). *Principles of Instrumental Analysis. Section two: Atomic Spectroscopy*. Thomson Learning Academic Resource Center, 131-334. ISBN-13: 978-495-012101-6.
- Squadrone, S., Brizio, P., Stella, C., Prearo, M., Pastorino, P., Serracca, L., Ercolini, C., Abete, M. C. (2016). Presence of trace metals in aquaculture marine ecosystems of the northwestern Mediterranean Sea (Italy). *Environmental Pollution*, 215, 77-83. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.04.096>
- Sunlu, U. (2006). Trace Metal Levels in Mussels (*Mytilus Galloprovincialis* L. 1758) from Turkish Aegean Sea Coast. *Environmental Monitoring and Assessment*, 114(1-3), 273-286. <https://doi.org/10.1007/s10661-006-4780-4>
- Suryanto Hertika, A. M. S., Kusriani, K., Indrayani, E., Nurdiani, R., Putra, R. B. D. S. (2018). Relationship between levels of the heavy metals lead, cadmium and mercury, and metallothionein in the gills and stomach of *Crassostrea iredalei* and *Crassostrea glomerata*. *F1000Research*, 7, 1239. <https://doi.org/10.12688/f1000research.14861.1>
- Suryanto Hertika, A. M. S., Kusriani, K., Indrayani, E., Putra, R. B. D. S. (2021). Density and intensity of metallothionein of *Crassostrea* sp. As biomarkers of heavy metal contamination in the Northern coast of East Java, Indonesia. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*, 47(2), 109-116. <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2021.04.006>
- Szefer, P., Kim, B.-S., Kim, C.-K., Kim, E.-H., Lee, C.-B. (2004). Distribution and coassociations of trace elements in soft tissue and byssus of *Mytilus galloprovincialis* relative to the

surrounding seawater and suspended matter of the southern part of the Korean Peninsula. *Environmental Pollution*, 129(2), 209-228. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2003.10.012>

Takeuchi, T., Morikawa, N., Matsumoto, H., Shiraishi, Y. (1962). A pathological study of Minamata disease in Japan. *Acta Neuropathologica*, 2(1), 40-57. <https://doi.org/10.1007/BF00685743>

Tirado Amador, L. R., González Martínez, F. D., Martínez Hernández, L. J., Wilches Vergara, L. A., Celedón Suárez, J. N. (2015). Niveles de metales pesados en muestras biológicas y su importancia en salud. *Revista Nacional de Odontología*, 11(21), 83-98. <https://doi.org/10.16925/od.v11i21.895>

Troncoso Olivo, W., Campos C., N. H., Marín Z., B. (2004). Variaciones en las concentraciones de cadmio, cobre y zinc en la planta *Ipomea setifera* en el canal del Clarín (Ciénaga Grande de Santa Marta). En: *Contribuciones en ciencias del mar en Colombia: Investigación y desarrollo de territorios promisorios*. Universidad Nacional de Colombia UNIBIBLIOS, 139-153. <https://centrodocumentacion.invemar.org.co/cgi-bin/koha/opac-detail.pl?biblionumber=4871>

Tudor, D. T., Williams, A. T., Randerson, P., Ergin, A., Earll, R. E. (2002). The use of multivariate statistical techniques to establish beach debris pollution sources. *Journal of Coastal Research*, 36, 716-725. <https://doi.org/10.2112/1551-5036-36.sp1.716>

Tudor, D. T., Williams, A. T. (2004). The use of multivariate statistical techniques to establish beach debris pollution sources. *Journal of Coastal Conservation*, 10(1), 119-127. [https://doi.org/10.1652/1400-0350\(2004\)010\[0119:DOAMST\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1652/1400-0350(2004)010[0119:DOAMST]2.0.CO;2)

UNESCO. (2001). Ciénaga Grande de Santa Marta Biosphere Reserve, Colombia. En: *Final Report International. Part 8. New Biosphere Reserves: Results of the MAB Bureau. Co-ordinating Council of the Programme on Man and the Biosphere*. Sixteenth Session UNESCO Headquarters. 21p.

Uriu-Adams, J. Y., Keen, C. L. (2005). Copper, oxidative stress, and human health. *Molecular Aspects of Medicine*, 26(4-5), 268-298. <https://doi.org/10.1016/j.mam.2005.07.015>

Usme, S. (1984). *Evaluación de los niveles de contaminación por cobre y cadmio en sedimentos procedentes de la Ciénaga Grande de Santa Marta* [Tesis de pregrado]. Universidad Nacional de Colombia.

Uwah, I. E., Dan, S. F., Etiuma, R. A., Umoh, U. E. (2013). Evaluation of Status of Heavy Metals Pollution of Sediments in Qua-Iboe River Estuary and Associated Creeks, South-Eastern Nigeria. *Environment and Pollution*, 2(4), 110-122. <https://doi.org/10.5539/ep.v2n4p110>

Valdelamar-Villegas, J., Olivero-Verbel, J. (2018). Bioecological aspects and heavy metal contamination of the mollusk *Donax denticulatus* in the Colombian Caribbean coastline. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 100, 234-239. <https://doi.org/10.1007/s00128-017-2203-6>

- Vardanyan, L. G., Ingole, B. S. (2006). Studies on heavy metal accumulation in aquatic macrophytes from Sevan (Armenia) and Carambolim (India) lake systems. *Environment International*, 32(2), 208-218. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2005.08.013>
- Velasco, L. A., Vega, D., Acosta, E., Barros, J. (2010). Reproducción artificial de la ostra del mangle *Crassostrea rhizophorae* Guilding, 1828 en el Caribe colombiano. *Revista Intropica*, 5, 47-56. <https://revistas.unimagdalena.edu.co/index.php/intropica/article/view/150>
- Vélez-Mendoza, A., Rico Mora, J.P., Campos-C., N.H., Almario-García, M.L., Sanjuan-Muñoz, A. (sometido). Heavy metals in bivalves: a global view. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*.
- Victoria-Daza, P. L., Arias, M., Rodríguez, H. (1994). Evaluación preliminar del cultivo de ostra *Crassostrea rhizophorae* en el estuario de la Bahía de Cispatá, Ciénaga de Mestizo y Pepino (San Antero, Córdoba). In: *Memorias primera reunión grupo de trabajo sobre cultivo de bivalvos en Colombia*. INPA-CVS. Córdoba. 38-49p.
- Viarengo, A., Nott, J. A. (1993). Mechanisms of heavy metal cation homeostasis in marine invertebrates. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Comparative Pharmacology*, 104(3), 355-372. [https://doi.org/10.1016/0742-8413\(93\)90001-2](https://doi.org/10.1016/0742-8413(93)90001-2)
- Villamil, C. A. V. (2010). *Evaluación de manglar con diferente cobertura en cuanto a los procesos de retención, absorción y acumulación de metales pesados (Cr, Cd, Pb, Zn y Cu)* [Tesis de Maestría]. Universidad Nacional de Colombia. <https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/6731>
- Volety, A. K. (2008). Effects of salinity, heavy metals and pesticides on health and physiology of oysters in the Caloosahatchee Estuary, Florida. *Ecotoxicology*, 17(7), 579-590. <https://doi.org/10.1007/s10646-008-0242-9>
- Wang, L., Wang, X., Chen, H., Wang, Z., Jia, X. (2021). Oyster As, Cd, Cu, Hg, Pb and Zn Levels in the Northern South China Sea: Long-term Spatiotemporal Distributions, Interacting Effects, and Risk Assessment to Human Health. *Research Square*. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-478762/v1>
- 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, X.-N., Gu, Y.-G., Wang, Z.-H., Ke, C.-L., Mo, M.-S. (2018). Biological risk assessment of heavy metals in sediments and health risk assessment in bivalve mollusks from Kaozhouyang Bay, South China. *Marine Pollution Bulletin*, 133, 312-319. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.05.059>
- Wang, Z., Lin, Q., Wang, X., Li, L. (2011). The variation features of heavy metal contents in oyster samples from the coast of South China Sea and their safety assessment. *Journal of*

Fisheries of China, 35(2), 291-297. https://www.china-fishery.com/jfcen/article/issue/2011_35_2

- Wedler, E. (1980). Experimental spat collecting and growing of the oyster, *Crassostrea rhizophorae* Guilding, in the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Aquaculture*, 21(3), 251-259. [https://doi.org/10.1016/0044-8486\(80\)90135-0](https://doi.org/10.1016/0044-8486(80)90135-0)
- Wedler, E. (1983). El cultivo de la ostra del Caribe: *Crassostrea rhizophorae*. *Ingeniería Pesquera*, 3(2). Serie de Manuales y Técnicas.
- White, S. L., Rainbow, P. S. (1985). On the metabolic requirements for copper and zinc in molluscs and crustaceans. *Marine Environmental Research*, 16(3), 215-229. [https://doi.org/10.1016/0141-1136\(85\)90139-4](https://doi.org/10.1016/0141-1136(85)90139-4)
- Yap, C. K., Chew, W. (2011). A higher bioavailability and contamination of trace metals in Pantai Lido than Sungai Semerak: Evidence from trace metal concentrations in *Polymesoda expansa* and surface sediments. *Malaysian Applied Biology*, 40(1), 55-59. https://www.mabjournal.com/images/40_1_June_2011/10_yapck.pdf
- Ybañez, N., Montoro, R., Caroli, S. (1996). Trace element food toxicology: An old and ever-growing discipline. *Critical Reviews in Food Science and Nutrition*, 36(4), 299-320. <https://doi.org/10.1080/10408399609527727>
- Zar, J. H. (2010). *Biostatistical analysis*. Upper Sadd. Prentice-Hall NJ, editor.
- Zhang, Y., Chu, C., Li, T., Xu, S., Liu, L., Ju, M. (2017). A water quality management strategy for regionally protected water through health risk assessment and spatial distribution of heavy metal pollution in 3 marine reserves. *Science of The Total Environment*, 599-600, 721-731. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.232>
- Zhou, Q., Zhang, J., Fu, J., Shi, J., Jiang, G. (2008). Biomonitoring: An appealing tool for assessment of metal pollution in the aquatic ecosystem. *Analytica Chimica Acta*, 606(2), 135-150. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2007.11.018>

VIII. ANEXOS

Anexo 1. Lista de países con estudios de metales pesados en bivalvos (Vélez-Mendoza *et al.*, sometido).

Continente	País	Especies	Metales	Autores
	Argelia (DZA)	<i>Lithophaga lithophaga</i>	Zn, Cd, Pb, Fe,	Benedicto et al. (2011)
		<i>Mytilus edulis</i>	Ni, Cr, Hg, Ag,	Bertine y Goldberg (1972)
		<i>Mytilus galloprovincialis</i>	Co, Se, Sb, Sc	Naven et al. (1980)
	Egipto (EGY)	<i>Brachidontes</i> spp.		
		<i>Dendostrea cristata</i>		
		<i>Dinocardium robustum</i>	Zn, Cd, Cu, Pb,	Ahdy et al. (2007)
		<i>Gari depressa</i>	Fe, Ni, Cr, Hg,	Hussein (2014)
		<i>Mactra</i> spp.	Mn, Co, V, Sr,	El Nemr et al. (2016)
		<i>Mytilus</i> spp.	Se, Al	
		<i>Paratapes textilis</i>		
		<i>Tridacna squamosa</i>		
África	Marruecos (MAR)	<i>Magallana gigas</i>	Zn, Cd, Cu, Pb,	Azizi et al. (2018)
		<i>Mytilus galloprovincialis</i>	Fe, Ni, Cr, Hg,	Benedicto et al. (2011)
		<i>Scrobicularia plana</i>	Mn, Co	Chafik et al. (2001) Cheggour et al. (2005) Maanan (2007) Maanan (2008) Meidoub et al. (2018)
	Sudáfrica (ZAF)	<i>Choromytilus meridionalis</i>	Zn, Cd, Cu, Pb,	
		<i>Magallana gigas</i>	Fe, Ni, Cr, Hg,	Watling and Watling (1976a)
		<i>Ostrea edulis</i>	Mn, As, Ag, Al	Watling and Watling (1976b)
		<i>Striostrea margaritacea</i>		
	Túnez (TUN)	<i>Lithophaga lithophaga</i>	Zn, Cd, Cu, Pb,	Benedicto et al. (2011)
		<i>Mytilus edulis</i>	Fe, Ni, Cr, Hg,	Bertine y Goldberg (1972)
		<i>Mytilus galloprovincialis</i>	Ag, Co, Se, Sb,	Jaafar Kefi et al. (2016)
		<i>Perna perna</i>	Sc	Mzoughi and Chouba (2012)
				Naven et al. (1980)
	Argentina (ARG)	<i>Corbicula fluminea</i>	Zn, Cd, Cu, Pb,	Bilos et al. (1998)
		<i>Mytilus chilensis</i>	Fe, Ni, Cr, Mn	Duarte et al. (2011) Giarratano et al. (2010) Giarratano and Amin (2010)
América	Brasil (BRA)	<i>Anadara ovalis</i>		Amaral et al. (2005)
		<i>Anomalocardia brasiliiana</i>		Avelar et al. (2000)
		<i>Anomalocardia</i> spp.	Zn, Cd, Cu, Pb,	Baraj et al. (2003)
		<i>Crassostrea brasiliiana</i>	Fe, Ni, Cr, Hg,	Carvalho et al. (1991)
		<i>Crassostrea rhizophorae</i>	Mn, As, Co, Se,	Carvalho et al. (1993)
		<i>Ilioichione subrugosa</i>	Al, Ca, Sn, Na	Carvalho et al. (2001a) Carvalho et al. (2001b)
		<i>Mytella strigata</i>		Carvalho et al. (2001b)
		<i>Mytella guyanensis</i>		Carvalho and Lacerda (1991) Carvalho and Lacerda (1992) Catharino et al. (2008)

	<i>Perna perna</i> <i>Phacoides pectinatus</i>		Constante de Moraes et al. (2003) Costa et al. (2000) Curtius et al. (2003) da Silva Ferreira et al. (2013) Ferreira et al. (2004) Francioni et al. (1997) Lacerda et al. (1983) Lima et al. (1986) Lino et al. (2016) Pfeiffer et al. (1985) Rezende and Lacerda (1986) Silva et al. (2003) Silva et al. (2006) Wallner-Kersanach et al. (1994)
Canadá (CAN)	<i>Dreissena polymorpha</i>	Zn, Cd, Cu, Pb, Fe, Ni, Cr, Hg, Mn, As, Se, Ca	Costa et al. (1980) Michael-Kwan et al. (2003) Popham and D'Auria (1983)
Chile (CHL)	<i>Tagelus dombeii</i>	Zn, Cd, Cu, Pb, Hg	de Gregori et al. (1992) de Gregori et al. (1994) de Gregori et al. (1996) Díaz et al. (2001)
Colombia (COL)	<i>Crassostrea rhizophorae</i> <i>Donax denticulatus</i> <i>Isognomon alatus</i> <i>Isognomon bicolor</i> <i>Isognomon isognomum</i>	Zn, Cd, Cu, Pb, Ni, Cr, Hg, As, Ag, V, Al, Ti	Campos (1987) Campos (1988) Campos (1990) Majarrez-Paba et al. (2008) Romero-Murillo (2012) Valdelamar-Villegas and Olivero-Verbel (2017) Aquirre-Rubí et al. (2017)
Cuba (CUB)	<i>Crassostrea rhizophorae</i>	Cu, Pb	Amat Infante et al. (2002)
República Dominicana (DOM)	<i>Crassostrea rhizophorae</i> <i>Isognomon alatus</i>	Zn, Cd, Cu, Pb, Fe, Ni, Cr, Hg, Al	Sbriz et al. (1998)
México (MEX)	<i>Mytella strigata</i> <i>Mytilus californianus</i> <i>Striostrea prismática</i>	Zn, Cd, Cu, Pb, Fe, Ni, Cr, Mn, Co	Frías-Espericueta et al. (1999) Gutiérrez-Galindo et al. (2014) Szefer et al. (1998)
El Salvador (SLV)	Oysters	Zn, Cd, Cu, Pb, Ni, Cr	Michel and Zengel (1998)
Nicaragua (NIC)	<i>Crassostrea rhizophorae</i>	Zn, Cd, Cu, Pb, Ni, Cr, Hg, As, Ag, V, Al, Ti	Aquirre-Rubí et al. (2017)
Estados Unidos (USA)	<i>Archivesica gigas</i> <i>Crassostrea virginica</i> <i>Macoma balthica</i> <i>Magallana gigas</i> <i>Mercenaria mercenaria</i> <i>Mulinia lateralis</i> <i>Mya arenaria</i> <i>Mytilus californianus</i>	Zn, Cd, Cu, Pb, Fe, Ni, Cr, Hg, Mn, As, Ag, Co, Ba, V, Sr, Se, Al, Ca, Sn, Mo, Na, K, Mg, Sb, P, B, S, Si, Be, F, I	Alexander and Young (1976) Blackmore and Wang (2003) Cohen et al. (2001) di Giulio and Scanlon (1985) Eganhouse and Young (1978) Goldberg et al. (1983) Graham (1972) Hunter et al. (1995)

	<i>Mytilus edulis</i> <i>Mytilus galloprovincialis</i> <i>Mytilus trossulus</i> <i>Ostrea equestris</i> <i>Rangia cuenata</i>		Koide et al. (1982) Martincic et al. (1980) O'Connor (1996) Oliver et al. (2001) Presley et al. (1990) Roosenburg (1969) Ruelas-Inzunza et al. (2004) Sajwan et al. (2007) Slabyj and Carpenter (1977) Smith et al. (1986) Troncine and Trefy (1996) Volety (2008) Wicker and Gantt (1994)
Venezuela (VEN)	<i>Arca zebra</i> <i>Crassostrea rhizophorae</i> <i>Isognomom alatus</i> <i>Perna viridis</i> <i>Tivela mactroides</i>	Zn, Cd, Cu, Pb, Fe, Ni, Cr, Mn, Co, Ba, V, Sr, Al, Ti	Alfonso et al. (2005) Alfonso et al. (2013) Jaffé et al. (1995) Jaffé et al. (1998) LaBrecque et al. (2004) Narváez-Hernández et al. (2010) Pinto et al. (2015)
China (CHN)	<i>Chlamys farreri</i> <i>Cyclina sinensis</i> <i>Iridona iridescens</i> <i>Mactra veneriformis</i> <i>Magallana gigas</i> <i>Mytilus edulis</i> <i>Mytilus galloprovincialis</i> <i>Perna viridis</i> <i>Ruditapes philippinarum</i> <i>Saccostrea glomerata</i> <i>Sinonovacula constricta</i> <i>Tegillarca granosa</i>	Zn, Cd, Cu, Pb, Fe, Ni, Cr, Hg, Mn, As, Ag, Co, Se, Sn, Sb	Blackmore and Wang (2003) Chan (1989) Chiu et al. (2000) Ding et al. (2022) Huang et al. (2006) Liang et al. (2004) Liu et al. (1983) Liu et al. (2019) Luo et al. (2018) Phillips et al. (1982) Phillips and Yim (1981) Rajeshkumar et al. (2017) Wang et al. (2011) Wang et al. (2018) Wang et al. (2021) Zhan-qiang et al. (2003)
República Islámica de Iran (IRN)	<i>Anodonta cygnea</i> <i>Corbicula fluminalis</i> <i>Mytilaster lineatus</i> <i>Saccostrea cucullata</i>	Zn, Cd, Cu, Pb, Fe, Ni, Cr, Mn	Bazzi (2014) Pourang et al. (1996) Pourang et al. (2010)
Japón (JPN)	<i>Crenomytilus grayanus</i> <i>Magallana gigas</i> <i>Mytilus edulis</i>	Zn, Cd, Cu, Pb, Fe, Ni, Cr, Hg, Mn, As, Ag, Co	Ikuta (1986) Shulkin et al. (2003) Szefer et al. (1997b) Szefer et al. (1999)
Brahain (BHR)	<i>Pinctada radiata</i>	Zn, Cd, Cu, Pb, Fe, Ni, Cr, Hg, Mn, As, Ag, Co, V, Se, Sb, U	Al-sayed et al. (1994) de Mora et al. (2004)

Asia

			Edward et al. (2008) Eugene Ng et al. (2013) Kamaruzzaman et al. (2011) Sheng et al. (2021) Sivalingam (1985) Yap (2012) Yap et al. (2002) Yap et al. (2003) Yap et al. (2008) Yap and Barwani (2012) Yap and Chew (2011) Yap and Tan (2007) Yap and Tan (2011)
Malasia (MYS)	<i>Geloina expansa</i> <i>Perna viridis</i> <i>Tegillarca granosa</i> <i>Donax faba</i> <i>Anadara broughtonii</i> <i>Trisidos kiyonoi</i>	Zn, Cd, Cu, Pb, Fe, Ni, Cr, Mn, As	
India (IND)	<i>Perna viridis</i> <i>Villorita cyprinoides</i>	Zn, Cd, Cu, Pb, Ni, Cr, Hg, Mn, As, Co, Se	Sivaperumal et al. (2007)
Indonesia (IDN)	<i>Lithophaga obesa</i> <i>Perna viridis</i>	Zn, Cd, Cu, Pb	Andrew et al. (2014) Marasabessy (2002)
República de Corea (KOR)	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	Zn, Cd, Cu, Pb, Ni, Cr, Hg, Mn, As, Co, Se, Ti	Szefer et al. (2004)
Singapur (SGP)	<i>Perna viridis</i>	Zn, Cd, Cu, Pb, Ni, Cr, As	Bayen et al. (2004)
Yemen (YEM)	<i>Perna perna</i> <i>Saccostrea cucullata</i>	Zn, Cd, Cu, Pb, Ni, Mn, Co	Szefer et al. (1997a) Szefer et al. (1999)
Vietnam (VNM)	<i>Anadara antiquata</i> <i>Anadara kagoshimensis</i> <i>Corbula</i> spp. <i>Glaucanome virens</i> <i>Katelysia hiantina</i> <i>Laternula anatina</i> <i>Magallana gigas</i> <i>Magallana rivularis</i> <i>Meretrix meretrix</i> <i>Perna viridis</i> <i>Saccostrea</i> spp.	Zn, Cd, Cu, Pb, Fe, Cr, As, Al	Mui (2008) Phoung et al. (2013) Khanh et al. (2015)
Kuwait (KWT)	<i>Pinctada radiata</i>	Cd, Cu, Pb, Ni	Bou-Olayan et al. (1995)
Omán (OMN)	<i>Saccostrea cucullata</i>	Zn, Cd, Cu, Pb, Ni, Cr, Hg, Mn, As, Ag, Co, V, Se, Sb, U	de Mora et al. (2004)
Taiwan (TWN)	Oysters	Zn, Cd, Cu, Pb, Hg, As, Be	Hsu et al. (2004) Sivalingam (1985)
Tailandia (THA)	<i>Isognomon alatus</i> <i>Perna viridis</i> <i>Saccostrea cucullata</i>	Zn, Cd, Cu, Fe, Ni, Cr, Mn	Brown and Kumar (1990) Sukasem and Tabucanon (1993) Udomnitikul and Rojanawipag (1989)
Emiratos Arabes Unidos (ARE)	<i>Pinctada radiata</i> <i>Spondylus</i> spp.	Zn, Cd, Cu, Pb, Ni, Cr, Hg, Mn,	de Mora et al. (2004)

			As, Ag, Co, V, Se, Sb, U	
Austria (AUT)	<i>Dreissena polymorpha</i> <i>Anodonta</i> spp.	Zn, Cd, Cu, Pb	Gundacker (1999) Gundacker (2000)	
Bulgaria (BGR)	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	Zn, Cd, Cu, Pb	Howell et al. (1990) Stanov and Zlatanova (1990) Kanduc et al. (2018) Kljakovic-Gaspic et al. (2010) Majori et al. (1991)	
Croacia (HRV)	<i>Arca noae</i> <i>Mytilus galloprovincialis</i> <i>Ostrea edulis</i> <i>Pecten jacobaeus</i>	Zn, Cd, Cu, Pb, Ni, Cr, Hg, Mn, As, Co	Martincic et al. (1984) Martincic et al. (1992) Orescanin et al. (2006) Ozretic et al. (1990) Vukadin and Odzak (1991)	
Dinamarca (DNK)	<i>Mytilus edulis</i>	Cd, Cu, Pb, Co, Ba, V, Ga, Rb	Bechmann et al. (2000)	
Finlandia (FIN)	<i>Macoma balthica</i>	Zn, Cd, Cu, Pb, Hg	Tervo (1987) Andral et al. (2004) Benedicto et al. (2011) Bertine y Goldberg (1972) Bodin et al. (2004) Chiffolleau et al. (2005) Deudero et al. (2009) Devier et al. (2005) Fowler and Oregioni (1976) Laurier et al. (2007) Naven et al. (1980) Stien et al. (1998)	
Francia (FRA)	<i>Magallana gigas</i> <i>Mytilus edulis</i> <i>Mytilus galloprovincialis</i> <i>Mytilus</i> spp.	Zn, Cd, Cu, Pb, Ni, Cr, Hg, Mn, As, Ag, Co, V, Se, Mg, Sb, Sc	Fischer (1989) Helmholz et al. (2016) Karbe et al. (1978) Ruus et al. (2005) Schulz-Baldes (1973) Sperling et al. (2000) Struck et al. (1997) Theede et al. (1979)	
Alemania (DEU)	<i>Mytilus edulis</i> <i>Mytilus</i> spp.	Zn, Cd, Cu, Pb, Ni, Cr, Hg, Mn, As, Ag, Co, V, Sr, Se, Al, Ca, Mo, Na, K, Mg, P, S, Br, Rb, Sc, Eu, Th, Tb, Yb, Au	Catsiki et al. (1991) Catsiki and Florou (2006) Mimicos et al. (1991) Nicolaidou (1994) Sakellari et al. (2002) Satsmadjis and Voutsinou-Taliadouri (1983) Strogyloudi et al. (2012) Vasilikiotis et al. (1982) Voutsinou-Taliadouri (1982)	
Grecia (GRC)	<i>Mytilus galloprovincialis</i> <i>Pinna nobilis</i> <i>Venerupis decussata</i>	Zn, Cd, Cu, Pb, Ni, Cr, Hg, Mn, Co, Cs	Bohn (1975) Riget et al. (1996)	
Groenlandia, Dinamarca (GRL)	<i>Mytilus edulis</i>	Zn, Cd, Cu, Pb, Fe, Cr, Hg, As, Co, Sr, Se, Cs,		

Europa

			Na, Br, Rb, Ce, La, Sc, Eu, Th	
Irlanda (IRL)		<i>Glycymeris glycymeris</i> <i>Magallana gigas</i> <i>Modiolus modiolus</i> <i>Mytilus edulis</i> <i>Pecten maximus</i>	Zn, Cd, Cu, Pb, Ni, Cr, Hg, Mn, As, Ag, Co, V, Sr, Se, Al, Ca, Mo, Na, K, Mg, Sb, P, Li, U, Sc	Bertine y Goldberg (1972) Giltrap et al. (2013) Mullin y Riley (1956) Roosenburg (1969) Segar et al. (1971)
				Benedicto et al. (2011) Bertine y Goldberg (1972) Bille et al. (2015) Camusso et al. (2001) Capelli et al. (1978) Conti and Cecchetti (2003) Desideri et al. (2009) Desideri et al. (2010) Eisler (1981) Favretto et al. (1987) Fowler and Oregioni (1976) Gabrielli Favretto and Favretto (1984) Giordano et al. (1989) Giordano et al. (1991) Lafabrie et al. (2007) Leonzio et al. (1981) Locatelli (2003) Majori et al. (1978) Majori et al. (1991) Naven et al. (1980) Richir and Gobert (2014) Rivaro et al. (2000) Roméo et al. (2003) Schintu et al. (2008) Spada et al. (2013) Squadrone et al. (2016) Widdows et al. (1997) Zatta et al. (1992)
Italia (ITA)		<i>Callista chione</i> <i>Cerastoderma edule</i> <i>Chamelea gallina</i> <i>Donax trunculus</i> <i>Dreissena polymorpha</i> <i>Ensis minor</i> <i>Mactra stultorum</i> <i>Magallana gigas</i> <i>Mimachlamys varia</i> <i>Mytilus edulis</i> <i>Mytilus galloprovincialis</i> <i>Ostrea edulis</i> <i>Pecten jacobaeus</i> <i>Ruditapes decussatus</i> <i>Ruditapes philippinarum</i> <i>Venus verrucosa</i>	Zn, Cd, Cu, Pb, Fe, Ni, Cr, Hg, Mn, As, Ag, Co, V, Se, Al, Sn, Mo, Sb, Be, Bi, Ce, La, Sc	
Bélgica (BEL)		<i>Mytilus edulis</i>	Zn, Cd, Fe, Ni, Cr, Hg, Mn, As, Ag, Co, Se, Al, Sb, Sc	Bertine y Goldberg (1972) Gobert et al. (1992) Wepener et al. (2008)
Montenegro (MNE)		<i>Mytilus galloprovincialis</i>	Zn, Cd, Cu, Pb, Fe, Ni, Cr, Hg, Mn, As, Co, Ba, Sr, Al, Li	Joksimovic et al. (2011) Perosevic et al. (2018) Stankovic et al. (2011)
Países Bajos (NLD)		<i>Mytilus edulis</i>	Zn, Cd, Cu, Pb, Fe, Ni, Cr, Hg, Mn, Ag, Co, Se, Sb, Sc	Bertine y Goldberg (1972) Mubiana et al. (2005)

Noruega (NOR)	<i>Astarte borealis</i> <i>Cerastoderma edule</i> <i>Mya arenaria</i> <i>Mytilus edulis</i>	Zn, Cd, Cu, Pb, Fe, Ni, Cr, Hg, Mn, Ag, Co	Julshamn (1981) Lande (1977) Pempkowiak et al. (1999) Stenner and Nickless (1974)
Portugal (PRT)	<i>Mytilus edulis</i> <i>Mytilus galloprovincialis</i>	Zn, Cd, Cu, Fe, Ni, Mn, Sr, Se, K, S, Br, Rb	Bebianno and Machado (1997) Coimbra et al. (1991)
República de Lituania (LTU)	<i>Anodonta cygnea</i> <i>Dreissena polymorpha</i> <i>Lampsilis ovata</i> <i>Unio pictorum</i> <i>Unio tumidus</i> <i>Viviparus viviparus</i>	Z, Cu, Pb, Ni, Cr	Barsyte Lovejoy (1999)
Polonia (POL)	<i>Anodonta</i> spp. <i>Astarte borealis</i> <i>Cardium glaucum</i> <i>Macoma balthica</i> <i>Mya arenaria</i> <i>Mytilus edulis</i> <i>Mytilus galloprovincialis</i>	Zn, Cd, Cu, Pb, Fe, Ni, Cr, Hg, Mn, Ag, Co, Ca, Na, K, Mg	Brzezinska et al. (1984) Dobrowolski and Skowronska (2001) Pempkowiak et al. (1999) Rainbow et al. (2000) Szefer (1986) Szefer et al. (2002) Szefer and Szefer (1985) Szefer and Szefer (1990)
Eslovenia (SVN)	<i>Mytilus galloprovincialis</i> <i>Mytilus</i> spp. <i>Ostrea edulis</i>	Zn, Cd, Cu, Hg, Mn, As, Se	Kosta (1978) Naven et al. (1980)
Rumania (ROU)	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	Cd, Cu, Pb	Oros et al. (2010)
Rusia (RUS)	<i>Mytilus edulis</i> x	Zn, Cd, Cu, Pb, Fe, Ni, Mn	Burdin et al. (1979)
España (ESP)	<i>Acanthocardia aculeata</i> <i>Cerastoderma edule</i> <i>Chamelea gallina</i> <i>Crassostrea angulata</i> <i>Donax trunculus</i> <i>Donax vittatus</i> <i>Ensis magnus</i> <i>Lithophaga lithophaga</i> <i>Mytilus galloprovincialis</i> <i>Scrobicularia plana</i> <i>Solen marginatus</i> <i>Spisula subtruncata</i> <i>Thracia distorta</i> <i>Venerupis decussata</i> <i>Venerupis rhomboides</i> <i>Venus striatula</i>	Zn, Cd, Cu, Pb, Fe, Ni, Cr, Hg, Mn, As, Ag, Co, V, Se, Sn	Bartolomé et al. (2010) Benedicto et al. (2003) Benedicto et al. (2011) Besada et al. (2002) Besada et al. (2008) Carballeira et al. (2000) Deudero et al. (2007) Franco et al. (2002) Medina et al. (1986) Naven et al. (1980) Pastor (1994) Rodríguez et al. (1995) Soto et al. (2005) Stenner and Nickless (1975) Usero et al. (2005)
Turquía (TUR)	<i>Barbatia amygdalumtostum</i> <i>Cerastoderma edule</i> <i>Chamelea gallina</i> <i>Donax trunculus</i> <i>Lithophaga lithophaga</i> <i>Mytilus galloprovincialis</i>	Zn, Cd, Cu, Pb, Fe, Ni, Cr, Hg, Mn, Co, Ba, Sr, Al, Ca, K, B, Br	Arik Colakoglu et al. (2011) Cevic et al. (2008) Forstner and Wittmann (1981) Kilic and Belivermis (2013) Köklü et al. (2000) Naven et al. (1980) Ozsuer and Sunlu (2013)

		<i>Phorcus atratus</i>		Sunlu (2006)
		<i>Potomida littoralis</i>		Topcuoğlu et al. (2002)
		<i>Ruditapes decussatus</i>		Tuncer and Uysal (1982)
		<i>Saccostrea cucullata</i>		Turkmen and Ciminli (2007)
		<i>Spondylus spinosus</i>		Turkmen and Turkmen (2005)
		<i>Unio terminalis</i>		Uğur et al. (2002)
		<i>Venus verrucosa</i>		
				Bertine y Goldberg (1972)
		<i>Anodonta cygnea</i>		Blackmore and Wang (2003)
		<i>Anodonta spp.</i>		Boyden (1975)
		<i>Cardium edule</i>		Boyden and Romeril (1974)
		<i>Cerastoderma edule</i>		Bryan (1973)
		<i>Chlamys opercularis</i>		Bryan (1980)
		<i>Crassostrea angulata</i>	Zn, Cd, Cu, Pb,	Bryan and Hummerstone (1978)
		<i>Glycymeris glycymeris</i>	Fe, Ni, Cr, Hg,	Darracott and Watling (1975)
Reino	Unido	<i>Macoma balthica</i>	Mn, As, Ag, Co,	Feng (1982)
(GBR)		<i>Magallana gigas</i>	Sr, Se, Al, Ca,	Giusti et al. (1999)
		<i>Mercenaria mercenaria</i>	Na, K, Mg, Sb,	Ireland (1973)
		<i>Modiolus modiolus</i>	Sc	Langston (1982)
		<i>Mya arenaria</i>		Leatherland and Burton (1974)
		<i>Mytilus edulis</i>		McGreer (1982)
		<i>Ostrea edulis</i>		Raymont (1972)
		<i>Pecten maximus</i>		Segar et al. (1971)
		<i>Scrobicularia plana</i>		Thornton et al. (1975)
				Widdows et al. (2002)
				Wright and Mason (1999)
				Ayling (1974)
		<i>Magallana gigas</i>		Bloom and Ayling (1977)
		<i>Mytilus edulis</i>	Zn, Cd, Cu, Pb,	Gall (2010)
Australia	(AUS)	<i>Mytilus planulatus</i>	Ni, Cr, Hg, Mn,	Hardiman and Pearson (1995)
Oceanía		<i>Ostrea angasi</i>	As, Ag, Co, Se	Scanes and Roach (1999)
		<i>Saccostrea glomerata</i>		Shapiro (1975)
				Talbot et al. (1976a)
				Talbot et al. (1976b)
				Thomson (1979)
		<i>Mytilus galloprovincialis</i>	Zn, Cd, Cu, Pb,	Brooks y Rumsby (1965)
Nueva	Zelanda	<i>Ostrea sinuata</i>	Fe, Ni, Cr, Hg,	Chandurvelan et al. (2015)
(NZL)		<i>Pecten novaezelandiae</i>	Mn, As, Ag, V,	White et al. (2009)
		<i>Perna canaliculus</i>	Sn, Mo	

Anexo 2. Registro histórico en la concentración y el riesgo de contaminación por el índice integral de contaminación de Nemerow (P_c) de Hg, Cd y Cu desde los años 1870 al 2019 clasificado entre los periodos de tiempo de 1870-1949, 1956-1979, 1980-1999 y 2000-2022 en cada país evaluado (Vélez-Mendoza *et al.*, sometido).

País (ISO 3)	Tiempo	Año	Avg ± EE min-max (n datos) (µg/g) Hg	Avg ± EE min-max (n datos) (µg/g) Cd	Avg ± EE min-max (n datos) (µg/g) Cu
Argelia (DZA)	1870-1955	1909 1912	0.2*		

	1956-1979	1977	0.178 ± 0.06 0.08-0.29 (3)		
	2000-2019	2006	0.119 ± 0.01 0.08-0.2 (3)	1.26 ± 0.12 0.87-1.97 (8)	
Egipto (EGY)		2007		1.35 ± 0.32 0.5-2.5 (6)	
	2000-2019	2009	0.04 ± 0.02 0.03×10 ⁻¹ -0.11 (6)	0.53 ± 0.26 0.04-1.72 (6)	1.62 ± 0.4 0.98-3.25 (6)
		2014		0.16 ± 0.03 0.05-0.25 (9)	2.78 ± 0.55 0.99-5.67 (9)
		1980-1999	1992-1995		1.33 ± 0.36 0.19-4 (12)
Marruecos (MAR)		2001		1.83 ± 0.66 0.2-8 (14)	15.68 ± 4.66 4.9-73.5 (14)
		2006	0.06 ± 0.01 0.04-0.08 (4)	1.2 ± 0.08 1.05-1.42 (4)	
	2000-2019	2007	1.02 ± 0.4 0.01-2.31 (6)	13.22 ± 7.54 2.3-34.71 (4)	26.59 ± 5.13 14.2-43.1 (6)
		2008	0.67 ± 0.14 0.1-2.2 (23)	8.31 ± 1.57 1-25 (24)	30.42 ± 6.56 5-140 (24)
		2012			18.44 ± 2.25 13.08-22.8 (4)
		2016		0.77 ± 0.05 0.65-0.85 (4)	5.76 ± 0.18 5.28-6.16 (4)
		Sudáfrica (ZAF)	1956-1979	1976	
Túnez (TUN)	1956-1979	1968	0.03*		
		1977	0.16 ± 0.11 0.02-0.37 (3)		
	2000-2019	2002		0 ± 0 0-0 (3)	3.43 ± 0.24 3.01-3.85 (3)
		2006	0.15 ± 0.01 0.1-0.22 (14)	1.78 ± 0.14 0.87-2.94 (14)	3.5 ± 0.12 2.92-3.89 (7)
Argentina (ARG)	1980-1999	1993		1.13 ± 0.1 0.5-1.9 (17)	45.24 ± 4.43 28-89 (17)
		2007		1.1 ± 0.13 0.87-1.48 (4)	4.37 ± 1.02 2.72-7.18 (4)
	2000-2019	2008		1.47 ± 0.37 0.72-2.13 (4)	3.73 ± 0.73 2.6-5.84 (4)
		2010		2.13 ± 0.65 0.3-12.8 (18)	12.59 ± 1.31 6.42-25.76 (18)
		2011		1.37 ± 0.1 1.2-1.71 (5)	5.58 ± 0.33 4.77-6.74 (5)
		1982		1.74 ± 0.44 0.18-3.1 (6)	7.34 ± 2.48 0.08-17.35 (6)
		1983		9.06 ± 0.95 1.50-28.20 (38)	
	1984		2.26 ± 1.06 1.2-3.32 (2)	3.53 ± 0.91 2.62-4.44 (2)	
	1985			9.13 ± 2.27 6.86-11.4 (2)	
Brasil (BRA)		1988	0.01 ± 0.05×10 ⁻¹ 0.04×10 ⁻¹ -0.03 (6)		
	1980-1999	1989		3.11 ± 1.25 0.1-9 (8)	54.06 ± 28.73 3-227 (8)
		1990		1.31 ± 0.59 0.01-8.4 (14)	49.8 ± 14.71 7-148 (14)
		1991		2.96 ± 1.42 1-8.5 (5)	54.36 ± 43.40 4.5-227.4 (5)
		1993		0.15*	6.94*
		1995		2.66 ± 0.3 0.98-4.57 (12)	5.98 ± 0.68 1.53-8.9 (12)
		1996		0.03 ± 0.01 0.02-0.04 (2)	2.00 ± 0.96 1.04-2.96 (2)
		1997		0.09 ± 0.01 0.02-0.25 (54)	1.46 ± 0.07 0.08-2.8 (54)
		1998		0.06 ± 0.04 1.23 ± 0.6	15.04 ± 7.01

			0.02×10 ⁻¹ -0.33 (9)	0.11-2.8 (4)	1.7-32.5 (4)	
		1999		0.3 ± 0 0.3-0.3 (3)	6.13 ± 0.30 5.7-6.7 (3)	
		2000	0.11 ± 0.02 0.05-0.22 (6)	0.43 ± 0.07 0.09-1 (12)	7.03 ± 1.38 3.77-20.6 (12)	
		2001		0.63 ± 0.32 0.31-0.95 (2)		
		2003		2.8 ± 0.2 0.2-7.1 (69)	76.79 ± 10.53 4.3-440 (69)	
	2000-2019	2005	0.04 ± 0.01 0.01-0.17 (13)	0.18 ± 0.07 0.05-1.07 (13)		
		2006	0.08 ± 0.04 0.01-0.15 (4)	1.61 ± 0.14 0.06-2.48 (26)	29.53 ± 8.11 6.1-164 (22)	
		2009		0.29 ± 0.09 0.02-0.7 (8)	350 ± 265.07 3-3 200 (12)	
Canadá (CAN)	1956-1979	1977			274 ± 64.69 178-459 (4)	
		1979			51.93 ± 17.53 11-288 (15)	
	2000-2019	2003	0.15 ± 0.01 0.11-0.22 (14)	3.05 ± 0.39 1.41-7.43 (14)	22.41 ± 1.57 14.2-35.9 (14)	
Chile (CHL)	1980-1999	1980	0.08 ± 0.01 0.02-0.16 (12)	5.72 ± 1.57 1.6-21 (18)	3.61 ± 0.69 1.8-8.5 (12)	
		1982		5.84 ± 1.38 0.6-39 (36)	22.90 ± 5.67 2.4-137 (36)	
		1983		5.24 ± 0.84 0.7-21 (36)	19.63 ± 4.36 3.2-116 (36)	
		1990	0.06 ± 0.01 0.03-0.16 (10)	3.87 ± 0.38 0.9-5 (10)	3.76 ± 0.56 1.8-6.5 (10)	
	2000-2019	2001	1.41 ± 0.28 0.45-3.92 (11)			
Colombia (COL)	1980-1999	1987		3.54 ± 0.81 1-6.99 (8)		
		1988		4.37 ± 0.99 0.79-9.25 (9)	17.59 ± 6.63 0.88-52.3 (9)	
		1990		0.08 ± 0.01 0.02-0.3 (32)	32.97 ± 3.47 4-80 (31)	
	2000-2019	2007		11.09 ± 0.17 1.5-52.27 (17)		
		2012	0.13 ± 0.14 0.03-0.6 (13)	3.62 ± 0.12 0.4-28.03 (26)	62.05 ± 22.17 1.37-465.8 (23)	
Cuba (CUB)	2000-2019	2002			121.02*	
República Dominicana (DOM)	1980-1999	1998	2.08 ± 1.24 0.49-7.02 (5)	1.17 ± 0.35 0.24-2.57 (7)	238.47 ± 111.50 7.58-866 (7)	
México (SLV)	1980-1999	1992		2.69 ± 0.12 2.2-3.3 (8)	67.09 ± 11.71 35.8-110 (8)	
		1993		2.85 ± 0.25 2.6-3.1 (2)	85.45 ± 32.55 52.9-118 (2)	
		1996		0.52 ± 0.06 0.16-1.45 (20)	32.75 ± 4.12 12-68 (20)	
	2000-2019	2014		11.61 ± 2.02 1.9-16.6 (7)		
El Salvador (SLV)	1980-1999	1995			622 ± 183.78 270-1 300 (5)	
Nicaragua (NIC)	2000-2019	2012-2013	0.13 ± 0.02 0.08-0.18 (5)	2.21 ± 0.39 1.39-3.59 (5)	432.64 ± 63.72 220.02-557.13 (5)	
Estados Unidos (USA)	1956-1979	1969			75*	
		1970		5 ± 1.15 3-7 (3)	7.67 ± 1.76 5-11 (3)	
		1976	0.03 ± 0.02×10 ⁻¹ 0.03×10 ⁻¹ -0.12 (113)	2.58 ± 0.14 2.2-2.9 (4)	27.23 ± 3.99 4.8-69 (19)	
		1978	0.13 ± 0.02 0.08-0.23 (7)	1.48 ± 0.2 0-7.8 (97)	33.89 ± 9.15 0-570 (97)	
		1979		0.54 ± 0.08 0.19-1.43 (17)	15.36 ± 3.11 1.20-48.20 (17)	
		1980-1999	1980	0.37 ± 0.04 0.22-0.58 (9)	13.01 ± 1.42 7.2-19.5 (9)	12.9 ± 0.71 10.3-16.1 (9)
			1981	0.27 ± 0.03	11.62 ± 0.96	11.5 ± 0.61

		0.09-0.48 (11)	7.4-20 (14)	8.3-17 (14)
	1982	0.6 ± 0.22	9.05 ± 0.54	10.39 ± 0.47
		0.3-2.8 (11)	7.1-11.8 (11)	8.6-12.7 (11)
	1983		4.33 ± 0.21	49.7 ± 5.62
			0.5-20.2 (283)	3.5-610 (283)
	1986	0.12 ± 0.01	4.1 ± 0.19	149.83 ± 8.61
		0.02-0.6 (145)	0.54-14 (157)	9.9-560 (156)
	1987	0.13 ± 0.01	4.1 ± 0.2	144.18 ± 6.71
		0-0.51 (142)	0.85-17 (170)	7-460 (179)
	1988	0.12 ± 0.01	4.04 ± 0.17	143.47 ± 7.81
		0.01-0.72 (193)	1-12.5 (155)	9.3-450 (150)
	1989			65 ± 55
				10-120 (2)
	1990			79.45 ± 70.55
				8.9-150 (2)
	1991	0.04 ± 0.01	1.9 ± 1.73	23.71 ± 16.12
		0.01-0.09 (5)	0.15-8.8 (5)	1.9-120 (7)
	1992	0.05 ± 0.01	0.41 ± 0.06	19.8 ± 4.94
		0.01-0.12 (22)	0.07-0.95 (22)	6.3-130 (24)
	1993			64.05 ± 55.95
				8.1-120 (2)
	1995		0.6 ± 0.03	320.31 ± 59.57
			0.54-0.69 (5)	165.2-522.33 (5)
	2000	2.41 ± 1.28	45.87 ± 34.67	19.99 ± 6.27
		1.1-4.96 (3)	10.1-115.2 (3)	8.26-29.7 (3)
	2001	0.16 ± 0.01	2.77 ± 0.83	538.16 ± 2.6
		0.06-0.3 (22)	0.49-12.9 (28)	3.54-2 013 (28)
	2007		1.33 ± 0.3	90.33 ± 152.83
			0.75-2.9 (9)	67-121 (9)
	2008	0.15 ± 0.01	0.95 ± 0.15	219.64 ± 52.06
		0.12-0.16 (5)	0.66-1.43 (5)	97.56-375.63 (5)
	1980-1999		2.57 ± 0.14	92 ± 15.42
			2.2-3.3 (7)	58.9-152 (7)
			0.61 ± 0.06	26.9 ± 3.3
			0.33-0.91 (10)	14-49 (10)
	2002		1.35 ± 0.21	46.29 ± 8.93
			0.5-3.3 (21)	11-152 (21)
	2005		2.01 ± 0.39	16.28 ± 1.83
			0.5-4.96 (18)	5.19-32.57 (18)
	2008		2.73 ± 0.67	39.73 ± 14.76
			1.5-4.2 (4)	16.8-83 (4)
	2010		1.49 ± 0.16	1.53 ± 0.11
			1.05-2.5 (8)	1.15-2.1 (8)
	2013		1.03 ± 0.2	9.68 ± 0.67
			0.83-1.23 (2)	9-10.35 (2)
	1956-1979			624 ± 97.24
				163-1 742 (20)
	1982	0.17 ± 0.04	1.98 ± 0.2	187.54 ± 8.36
		0.01-1.26 (50)	0.42-5.4 (50)	44-309 (50)
	1983		1.25 ± 1.05	11.8 ± 11.2
			0.2-2.3 (2)	0.6-23 (2)
	1987		1.17 ± 0.27	59 ± 21.95
			0.03-3.29 (12)	9.2-264 (12)
	1990	0.17 ± 0.05	0.89 ± 0.2	16.43 ± 3.75
		0.00-0.33 (6)	0.41-1.64 (6)	8.34-30.37 (6)
	1997	0.15 ± 0.01	2.59 ± 0.34	14.41 ± 1.47
		0.1-0.21 (9)	1.4-4.1 (9)	8.38-21.05 (9)
	1989-1990	0.04 ± 0.00	0.8 ± 0.14	502.29 ± 162.74
		0.03-0.05 (4)	0.43-1.05 (4)	139.45-927.44 (4)
	1991-1995	0.03 ± 0	1.78 ± 0.29	101.13 ± 21.47
		0.03-0.03 (4)	1.22-2.59 (4)	63.29-162.7 (4)
	1996-2000		1.3 ± 0.4	66.88 ± 25.39
			0.78-2.09 (3)	39.7-117.62 (3)
	2001		0.53 ± 0.19	11.18 ± 1.84
			0.14-1.03 (5)	5.92-17.4 (5)
	2002	0.01 ± 0.01×10 ⁻¹	0.53 ± 0.13	10.16 ± 3.89
		0.01-0.02 (15)	0.03-3.29 (32)	1.16-109.6 (32)
	2003		12.02 ± 2.40	537.30 ± 119.67

				0.31-40.91 (50)	10.12-2 237.3 (47)
	2011	$0.01 \pm 0.03 \times 10^{-1}$ $0.02 \times 10^{-1} - 0.02$ (5)		1.53 ± 0.28 $0.47 - 1.95$ (5)	94.26 ± 31.35 $12.4 - 166$ (5)
	2017	$0.01 \pm 0.04 \times 10^{-1}$ $0.01 \times 10^{-1} - 0.01$ (3)		0.45 ± 0.18 $0.14 - 1.49$ (7)	16.75 ± 11.11 $0.39 - 78.07$ (7)
	2018			2.02*	
	2019	0.01 ± 0.01 $0.01 - 0.02$ (2)		0.83 ± 0.75 $0.08 - 1.59$ (2)	43.29 ± 41.77 $1.52 - 85.05$ (2)
	2022	0.18 ± 0.04 $0.02 - 0.24$ (5)		0.44 ± 0.22 $0.03 - 1.15$ (5)	8.98 ± 7.09 $1.26 - 37.3$ (5)
	1996-2000			0.46*	32.33*
	2001-2005	0.02 ± 0 $0.02 - 0.02$ (4)		0.98 ± 0.14 $0.75 - 1.39$ (4)	80 ± 37.5 $32.02 - 191.92$ (4)
	2006-2010	0.01 ± 0 $0.01 - 0.01$ (6)		0.89 ± 0.06 $0.79 - 1.17$ (6)	32.77 ± 5.86 $18.79 - 59.99$ (6)
	2011-2015	$0.01 \pm 0.02 \times 10^{-1}$ $0.01 - 0.02$ (6)		1.06 ± 0.24 $0.53 - 1.79$ (5)	74.02 ± 7.66 $36.98 - 88.54$ (6)
República Islámica de Iran (IRN)	1980-1999	1996			30.2 ± 5.4 $24.8 - 35.6$ (2)
	2000-2019	2010		0.07 ± 0.05 $0.01 - 0.12$ (2)	0.21 ± 0 $0.21 - 0.21$ (2)
		2014		0.22 ± 0.04 $0.08 - 0.45$ (10)	104.64 ± 8.58 $59.25 - 145.07$ (10)
Japón (JPN)	1980-1999	1985		1.70 ± 1 $0 - 10.5$ (10)	341.75 ± 248.1 $3.76 - 2 480$ (10)
		1994		3.67 ± 2.95 $0.16 - 18.4$ (6)	535.37 ± 299.78 $6.5 - 1 870$ (6)
		1999	2.38 ± 0.43 $0.15 - 6.3$ (19)		
	2000-2019	2003		9.21 ± 1.24 $1.4 - 27.2$ (28)	1015.84 ± 359.7 $3.9 - 6 576$ (28)
Bahrain (BHR)	1980-1999	1994		1.72 ± 0.58 $0.25 - 3.8$ (6)	1.62 ± 0.43 $0.4 - 3.4$ (6)
	2000-2019	2004	0.07 ± 0.04 $0.04 - 0.11$ (2)	3.74 ± 0.05 $3.68 - 3.79$ (2)	3.8 ± 0.66 $3.13 - 4.46$ (2)
Malasia (MYS)	1980-1999	1981		6.17 ± 2.2 $3.97 - 8.36$ (2)	
		1985		0.14*	7.77*
		1997		1.03 ± 0.29 $0.15 - 1.84$ (6)	12.45 ± 1.27 $7.77 - 16.66$ (6)
		1998		0.49 ± 0.07 $0.06 - 1.02$ (18)	9.59 ± 0.92 $4.53 - 17.92$ (18)
		1999		0.72 ± 0.17 $0.18 - 1.42$ (6)	10.04 ± 3.4 $0.88 - 24.18$ (6)
	2000-2019	2000		0.98 ± 0.1 $0.23 - 2.14$ (27)	10.98 ± 1.26 $3.23 - 34.9$ (27)
		2001		1.20 ± 0.31 $0.74 - 1.8$ (3)	12.6 ± 6.29 $4.96 - 25.08$ (3)
		2008		3.69 ± 0.41 $0.08 - 22.4$ (82)	10.57 ± 1.44 $1.8 - 79.8$ (82)
		2011		2.06 ± 0.27 $0.11 - 10.87$ (49)	15.99 ± 5.04 $4.34 - 61.6$ (11)
		2012		2.26 ± 0.38 $0.87 - 4.66$ (13)	14.7 ± 0.92 $3.49 - 42.63$ (59)
		2013	3.52 ± 1.71 $1.49 - 6.93$ (3)	20.07 ± 6.4 $7.31 - 27.27$ (3)	
		2014	2.04*	21.32*	
		2015	1.88*	15.09*	
		2016	1.04*	3.22*	
		2017	1.42*	3.59*	
		2018	1.82*	11.34*	
		2019	1.79*	10.38*	
		2020	1.66*	7.65*	
India (IND)	2000-2019	2003	0 ± 0 $0 - 0$ (4)	0.03 ± 0.01 $0 - 0.05$ (4)	6.91 ± 1.76 $3.9 - 11.7$ (4)
		2004	0.05 ± 0.04 $0 - 0.33$ (8)	0.31 ± 0.12 $0 - 0.98$ (8)	7.95 ± 2.82 $1.17 - 24.10$ (8)

Indonesia (IDN)	2000-2019	2002			8.99*	
		2014			11.46 ± 1.56 8.24-17.9 (6)	
Republica de Corea (KOR)	2000-2019	2004	0.10 ± 0.04 0.02×10 ⁻¹ -1.41 (42)	2.97 ± 0.65 0.04-18.5 (42)	49.94 ± 11.5 3.93-407 (42)	
Sinapur (SGP)	2000-2019	2002		0.06 ± 0.02 0.03-0.2 (8)	27.75 ± 1.52 23-35 (8)	
Yemen (YEM)	1980-1999	1995		2.66 ± 0.52 0.02-10 (28)	111.6 ± 24.44 5-500 (28)	
				2008		1.02 ± 0.51 0.15-2.1 (4)
República Socialista de Vietnam (VNM)	2000-2019	2009		0.14 ± 0.05 0.09-0.19 (2)		
		2011		0.56 ± 0.21 0.35-0.76 (2)		
		2012		1.84 ± 0.32 1.27-2.72 (4)	8.22*	
		2013		1.02*	6.96*	
		2014		0.24*	7.33*	
Kuwait (KWT)	1980-1999	1995		2 ± 0.39 0.77-3.16 (5)	1.19 ± 0.31 0.38-2.29 (5)	
				Oman (OMN)	2000-2019	2004
Taiwan (TWN)	1980-1999	1981		2.04 ± 1.72 0.32-3.76 (2)	18.55 ± 15.35 3.2-33.9 (2)	
		1987			8.45 ± 1.65 6.8-10.1 (2)	
Tailandia (THA)	1980-1999	1989		5.21 ± 1.88 0.01-19.1 (10)	6.58 ± 0.57 4.9-11.3 (10)	
		1990		3.83 ± 1.06 0.72-9 (10)	5.95 ± 0.7 1.5-10 (10)	
			Emiratos Arabes Unidos (ARE)	2000-2019	2004	0.04 ± 0.02 0.01-0.1 (4)
Austria (AUT)	1980-1999	1999		0.72 ± 0.09 0.14-1.89 (25)	88.55 ± 30.22 6.1-498 (25)	
	2000-2019	2000		0.38 ± 0.07 0.06×10 ⁻² -1.3 (24)	6.28 ± 0.58 0.9-12.7 (25)	
Bulgaria (BGR)	1980-1999	1988			5.55 ± 5.05 0.5-10.6 (2)	
		1998		1.58 ± 0.14 1.3-1.9 (4)	12.4 ± 1.98 8.1-18 (5)	
Croacia (HRV)	1956-1979	1979		0.52 ± 0.05 0.01-1.84 (66)	19.85 ± 2.96 0.19-82.3 (66)	
		1988		0.16 ± 0 0.14-0.17 (8)	0.82 ± 0.03 0.72-0.98 (8)	
		1989		0.21 ± 0.03 0.12-0.32 (9)	0.95 ± 0.03 0.84-1.11 (8)	
	2000-2019	2006		0.09 ± 0.01 0.06-0.13 (5)	0.58 ± 0.15 0.16-0.94 (5)	
		2013		3.82 ± 3.25 0.12-10.30 (3)	1.06 ± 0.36 0.48-1.72 (3)	62.76 ± 51.32 5.3-369.31 (7)
	Dinamarca (DNK)	1980-1999	1998		0.5 ± 0.1 0.4-0.6 (2)	7.05 ± 4.75 2.3-11.8 (2)
1998				1.53 ± 0.14 0.62-3.26 (21)	13.18 ± 1.63 5.61-30.91 (18)	
Finlandia (FIN)	1956-1979	1983		0.02*	8*	
		1986		0.01 ± 0.05×10 ⁻¹ 0.01-0.02 (2)	0.05 ± 0.02 0.03-0.07 (2)	6.65 ± 4.35 2.3-11 (2)
Francia (FRA)	1870-1955	1909		1.55*		
		1976			1.95 ± 0.15 0.3-5.9 (53)	19.79 ± 4.2 2.4-154 (53)
	1956-1979	1977		0.16 ± 0.12 0.02-0.4 (3)		
		1996			1.15 ± 0.09 0.9-1.31 (4)	9.65 ± 0.5 8.6-11 (4)
1980-1999	1999		0.11 ± 0.01	0.54 ± 0.03	4.73 ± 0.31	

			0.07-0.2 (16)	0.4-0.8 (16)	3.4-7 (16)
		2000	0.13 ± 0.01 0.08-0.20 (22)	0.74 ± 0.06 0.4-1.4 (22)	4.31 ± 0.1 0.6-9.2 (113)
		2001	0.16 ± 0.03 0-0.23 (6)	0.9 ± 0.1 0-1.4 (13)	9.14 ± 1.76 0-22.7 (13)
		2004	0.09*	1*	
	2000-2019	2005	0.2 ± 0.01 0.15-0.26 (16)	2.72 ± 0.15 1.17-3.37 (16)	4.76 ± 0.07 4.3-5.19 (15)
		2006	0.07 ± 0.01 0.04-0.1 (14)	0.86 ± 0.07 0.6-1.39 (14)	
		2007	0.35 ± 0.1 0.08-0.68 (6)		
		1973			
	1956-1979	1974	0.45 ± 0.1 0.03-1.40 (18)	2.65 ± 0.62 0.5-11 (18)	
		1979		4.96 ± 0.72 1.1-34.1 (57)	
		1989		2.08 ± 0.92 0.41-3.78 (4)	
	Alemania (DEU)	1980-1999	1990	2.18 ± 1.07 0.41-4.81 (4)	
		1997	0.02 ± 0.01 0.01-0.03 (2)	1.63 ± 0.28 1.35-1.91 (2)	12.39 ± 5.4 6.99-17.79 (2)
		2000-2019	2001	0.02 ± 0 0.01-0.04 (6)	0.52 ± 0.16 0.13-1.09 (6)
		2011		1.63 ± 0.47 0.41-3.7 (9)	8.82 ± 1 5.95-14.68 (9)
		1956-1979	1978	0.18 ± 0.01 0.14-0.22 (8)	2.03 ± 0.14 1.47-2.7 (8)
		1980	0.13 ± 0.08 0.05-0.22 (2)	0.15 ± 0.03 0.08-0.18 (3)	
		1980-1999	1986		6.73 ± 1.59 3.7-9.1 (3)
		1988		0.97 ± 0.21 0.05-3.43 (21)	5.82 ± 0.64 1-10.77 (21)
		2000		0.29 ± 0.06 0.23-0.34 (2)	0.8 ± 0.23 0.57-1.03 (2)
		2000-2019	2006		3.98 ± 1.35 1.67-6.35 (3)
		2010		1.52 ± 0.59 0.02-5.36 (9)	28.5 ± 12.65 2.4-120 (9)
	Groenlandia, Dinamarca (GRL)	1980-1999	1982	0.08 ± 0.01 0.06-0.1 (3)	2.82 ± 1.36 1.2-5.52 (3)
		1870-1955	1922	0.19*	
		1956-1979	1956	3.21*	
		1971		7.8 ± 2.82 3.3-13 (3)	3.33 ± 1.36 1-5.7 (3)
		1980-1999	1997	0.51 ± 0.09 0-1.1 (16)	7.41 ± 0.46 3.2-10.5 (16)
		2000-2019	2007	0.14 ± 0.02 0.06-0.23 (6)	1.14 ± 0.11 0.67-1.43 (6)
		1870-1955	1915	0.04*	
		1976	0.45 ± 0.26 0.16-0.97 (3)	1.28 ± 0.22 0.06-3.4 (21)	8.80 ± 1.30 1.2-21 (21)
		1977	0.38 ± 0.1 0.03-1.83 (19)	0.12 ± 0.01 0.08-0.2 (14)	2.1 ± 0.3 0.89-3.85 (11)
		1956-1979	1978	0.21 ± 0.02 0.09-0.54 (28)	1.81 ± 0.4 0.1-6.8 (28)
		1979	0.62 ± 0.26 0.11-2.80 (10)	0.7 ± 0.53 0.08-6 (11)	7.19 ± 1.41 1.1-33.7 (28)
		1980	0.39 ± 0.19 0.12-0.75 (3)	0.14 ± 0.02 0.10-0.17 (4)	2.91 ± 1.06 1.1-15.5 (13)
		1983		0.18 ± 0.04 0.02-0.38 (9)	1.44 ± 0.29 1.1-2.02 (3)
		1980-1999	1985	0.28 ± 0.07 0.12-0.42 (4)	1.69 ± 0.65 0.5-3.26 (4)
		1985			

		1986	0.03 ± 0 0.01-0.07 (20)	0.16 ± 0.02 0.06-0.48 (20)	
		1987	0.18 ± 0.02 0.03-0.77 (41)	0.81 ± 0.05 0.23-2.11 (41)	
		1988	0.08 ± 0.01 0.02-0.18 (28)	0.22 ± 0.04 0.01-1.64 (41)	1.1 ± 0.11 0.01-2.53 (44)
		1989		0.31 ± 0.07 0.13-0.78 (8)	
		1993	0.21 ± 0.03 0.11-0.27 (6)	1.64 ± 0.68 0.05-4.54 (6)	11.93 ± 2.45 5.08-20.89 (6)
		1994		0.41 ± 0.05 0.32-0.48 (3)	2.29 ± 0.81 1.38-3.91 (3)
		1995		0.4 ± 0.02 0.14-0.67 (30)	1.39 ± 0.14 0.55-3.84 (30)
		1999		0.74 ± 0.04 0.53-0.91 (8)	8.14 ± 2.78 4.7-27.5 (8)
		2000		0.81 ± 0.04 0.55-1.01 (13)	20.22 ± 15.18 3.1-202.3 (13)
		2001	0.08 ± 0.02 0.05-0.16 (5)	1.57 ± 0.53 0.6-3.44 (5)	19.86 ± 2.48 14.6-26.3 (5)
		2003	0.20 ± 0.03 0.17-0.23 (2)	1.29 ± 0.59 0.32-4.3 (8)	10.37 ± 1.69 5.51-21.2 (8)
		2004		1.38 ± 0.53 0.5-2.9 (4)	12.1 ± 1.89 9-16.7 (4)
		2005	0.1 ± 0.01 0.09-0.12 (3)	0.82 ± 0.28 0.15-1.82 (7)	6.75 ± 0.92 5-9 (4)
		2006	0.09 ± 0.01 0-0.33 (93)	0.8 ± 0.06 0.01-2.89 (117)	50.44 ± 9.89 4-155.9 (24)
	2000-2019	2007	0.07 ± 0 0.07-0.08 (2)	0.67 ± 0.11 0.09-1 (9)	26.03 ± 5.93 1.29-57.2 (9)
		2008	0.07 ± 0 0.07-0.08 (5)	0.1 ± 0.03 0.04-0.15 (5)	2.93 ± 1.87 0.78-10.42 (5)
		2009	0.27 ± 0.05 0.1-0.81 (21)	0.97 ± 0.12 0.38-2.54 (21)	7.59 ± 0.65 4.66-19.22 (21)
		2010		0.76 ± 0.11 0.49-1.09 (5)	3.66 ± 0.56 2.48-5.79 (5)
		2011		0.7 ± 0.11 0.36-1.08 (7)	5.24 ± 0.87 3.19-9.89 (7)
		2015	0.02 ± 0 0.01-0.03 (6)	0.08 ± 0.01 0.04-0.13 (6)	50.39 ± 23.5 0.57-134.02 (6)
		1870	2.28*		
	1870-1955	1897	0.61*		
		1908	0.16*		
		1956-1979	0.77 ± 0.13 0.2-2.27 (17)		
		1980-1999	1990		
		2000-2019	2000	2.54 ± 0.53 0.8-4 (7)	
		2005			10.16 ± 1.91 4.60-15.1 (5)
		2006			8.26 ± 2.27 4.9-17.2 (5)
	2000-2019	2009	0.44 ± 0.08 0.07-1.06 (18)	2.03 ± 0.2 1-3.5 (18)	9.15 ± 0.98 3.7-17 (18)
		2015	0.03 ± 0.03×10 ⁻¹ 0.01-0.05 (12)	0.29 ± 0.03 0.13-0.5 (12)	1.4 ± 0.08 1.07-1.94 (12)
		1904	5.40*		
		1912	1.50*		
	1870-1955	1938	0.75*		
		1949	1.40*		
		1956-1979	1966 4.40*		
		1980-1999	1996	0.35*	9.6*
			1999	0.36*	9.5*
		2000-2019	2002	0.35*	9.3*
		1956-1979	1972		17 ± 6.44 4-88 (13)
	Noruega (NOR)				

		1974		18.92 ± 7.83 1.9-140 (17)	22.53 ± 6.84 3-130 (17)	
		1975		30*	7.5*	
	1980-1999	1997		1.82 ± 0.14 1.68-1.96 (2)	6.11 ± 1.47 4.64-7.57 (2)	
Portugal (PRT)	1980-1999	1991		0.77 ± 0.04 0.65-0.86 (5)	94.8 ± 1.98 88-99 (5)	
		1997		2.05 ± 0.11 1.3-3.1 (19)	5.73 ± 0.15 4.8-7 (19)	
		1999			19.34 ± 4.54 5.4-48.4 (11)	
Lituania (LTU)	1956-1979	1979	0.05 ± 0.01 0.04-0.07 (3)	1.11 ± 0.31 0.59-1.65 (3)	32.47 ± 13.25 15.6-58.6 (3)	
		1981		2.31 ± 0.39 0.02×10 ⁻¹ -11.7 (66)	2.75 ± 0.5 0.01-19.9 (64)	
	1980-1999	1987		6.63 ± 2.07 0.15-40.9 (25)	28.45 ± 4.37 0.6-128.6 (48)	
		1997	0.11 ± 0.01 0.03-1.31 (96)	2.46 ± 0.15 0-6.47 (98)	10.08 ± 0.55 4.7-58.05 (170)	
	2000-2019	2000		33*	403*	
		2001	0.001 ± 0 0.001-0.001 (10)	0.05 ± 0.01 0.02-0.1 (10)		
Eslovenia (SVN)	1956-1979	1976	0.13 ± 0.04 0.08-0.2 (3)	1.61 ± 0.84 0.64-3.28 (3)	82.37 ± 75.32 6.5-233 (3)	
		1977	2.63 ± 2.2 0.03-7 (3)			
		1980		0.6*	1.5*	
Rumania (ROU)	1980-1999	1994		0.75*	1.6*	
		1997		2.05*	3.9*	
		2001		2.55*	4.2*	
	2000-2019	2002		0.47*	3.3*	
		2003		0.1*	0.9*	
		2004		0.2*	4*	
		2006		0.08*	1.65*	
		2007		0.75*	4.7*	
Rusia (RUS)	1956-1979	1977		0.49*	7.54*	
España (ESP)	1956-1979	1975		2.99 ± 0.65 0.30-9.4 (15)	55.24 ± 24.67 1-435 (17)	
		1977	0.16 ± 0.01 0.14-0.17 (3)			
	1980-1999	1986	0.22 ± 0.03 0.02-0.5 (18)	0.37 ± 0.06 0.01-0.84 (18)		
		1988	0.63 ± 0.55 0.03-1.73 (3)	0.38 ± 0.19 0.01-1.04 (5)		
		1991	0.14 ± 0.07 0.02-0.71 (9)	0.51 ± 0.22 0.07-2.84 (12)	3.93 ± 0.86 0.71-9.65 (12)	
		1992	0.1 ± 0.04 0.01-0.66 (16)	1.24 ± 0.32 0.12-8.45 (35)	4.77 ± 0.92 0.21-26.55 (35)	
		1993	0.16 ± 0.07 0.03-0.86 (12)	0.38 ± 0.09 0.1-1 (12)	3.86 ± 0.82 0.76-7.81 (12)	
		1994	0.12 ± 0.05 0.01-0.88 (18)	0.27 ± 0.06 0.08-0.88 (18)	2.81 ± 0.59 0.86-7.07 (18)	
		1995	0.1 ± 0.03 0.01-0.73 (37)	0.29 ± 0.07 0.05-2 (37)	2.21 ± 0.29 0.63-7.12 (37)	
		1996	0.08 ± 0.03 0.01-0.44 (15)	0.28 ± 0.07 0.06-1.01 (15)	3.12 ± 0.65 0.95-6.51 (15)	
		1997	0.11 ± 0.04 0.02-0.61 (14)	0.35 ± 0.1 0.05-1.35 (14)	3.12 ± 0.6 0.97-5.84 (13)	
		1998	0.09 ± 0.03 0.01-0.31 (12)	0.38 ± 0.11 0.07-1.47 (12)	3.59 ± 0.71 0.8-6.81 (12)	
		1999	0.07 ± 0.02 0.02-0.29 (18)	0.35 ± 0.11 0.01-1.91 (18)	2.6 ± 0.57 0.9-9.04 (18)	
		1990-1999	0.43 ± 0.08 0.28-0.7 (5)	1.03 ± 0.12 0.7-1.33 (5)	183.78 ± 68.61 13-524 (9)	
		1996-2000		1.97 ± 0.24 1.73-2.21 (2)	16.65 ± 1.75 14.9-18.4 (2)	
		2000-2019	2000	0.02 ± 0.03×10 ⁻¹	0.1 ± 0.01	12.45 ± 6.56

		0.01-0.03 (8)	0.06-0.17 (8)	0.76-67.6 (11)
	2001	$0.03 \pm 0.04 \times 10^{-1}$	0.12 ± 0.01	0.94 ± 0.05
		0.01-0.08 (13)	0.08-0.16 (13)	0.67-1.37 (13)
	2002	$0.03 \pm 0.04 \times 10^{-1}$	0.12 ± 0.01	1.06 ± 0.05
		0.01-0.07 (13)	0.07-0.16 (13)	0.76-1.54 (13)
	2003	0.05 ± 0.01	0.08 ± 0.01	1.2 ± 0.04
		0.02-0.08 (10)	0.04-0.13 (10)	0.9-1.32 (10)
	2004		0.94 ± 0.16	16.03 ± 2.39
			0.40-2.30 (14)	6.9-34.8 (14)
	2005	0.08 ± 0.01	0.31 ± 0.03	97.19 ± 20.15
		0.01-0.25 (22)	0.15-0.8 (25)	9.2-383 (25)
	2006	0.09 ± 0.01	1.41 ± 0.09	8.6*
		0.04-0.15 (40)	0.46-2.58 (41)	
	2008	0.25 ± 0.03	1.08 ± 0.17	6.75 ± 0.44
		0.15-0.61 (24)	0.5-4.4 (24)	3.5-14 (24)
	1956-1979	1977	0.23 ± 0.10	
		1979	0.01-0.92 (12)	
			0.04*	1.39*
	1980-1999	1980	0.09 ± 0.02	1.85 ± 0.29
			0.03×10^{-1} -0.42 (24)	0.33-6.92 (24)
		2000		4.31*
		2001	2.96 ± 1.78	109.94 ± 46.51
			0.31-11.6 (6)	9.36-332 (6)
		2002	1.11 ± 0.4	9.4 ± 2.12
			0.05-6.44 (18)	0.95-52 (30)
		2003	0.25 ± 0.06	1.48 ± 0.07
			0.04-0.52 (12)	1.05-1.85 (12)
		2005	10.43 ± 3.57	16.48 ± 1.36
			0.52-40.3 (12)	10.5-26.1 (12)
	2000-2019	2006	3.18 ± 0.32	160.08 ± 16.41
			0.60-6.2 (25)	60-362 (25)
		2007	0.003 ± 0.001	0.27 ± 0.15
			0.05×10^{-2} - 0.06×10^{-1} (4)	0.09-0.73 (4)
		2008	0.3 ± 0.11	2.43 ± 0.27
			0.04-1.6 (15)	0.8-5 (15)
		2009	0.25 ± 0.08	2.9 ± 0.63
			0.1-0.56 (5)	2.2-5.4 (5)
		2011	2.17 ± 1.15	53.86 ± 4.09
			0.84-5.6 (4)	41.94-60.54 (4)
		2013	1.93 ± 1.23	9.25 ± 1.05
			0.02-25 (20)	3.96-20.9 (20)
	1870-1955	1909	0.07*	
		1971	0.16*	2.35 ± 0.89
			0.66 ± 0.41	0.09-9.6 (12)
		1972	0.63 ± 0.19	
			0.16-1.86 (8)	
		1973		19.94 ± 8.74
			35.15 ± 20.25	1.5-60.9 (8)
		1956-1979	15.51 ± 5.53	1858.15 ± 725.77
		1974	0.65 ± 0.14	12.5-6 480 (10)
			0.06-1.9 (13)	499.57 ± 67.65
		1975		13-1 655 (34)
			30.91 ± 5.37	60.08 ± 12.52
		1977	0.20 ± 0.04	12.4-234 (23)
			0.03-0.89 (23)	164.25 ± 89.68
		1978	0.37 ± 0.06	9-338 (4)
			0.26-0.47 (3)	
		1979	0.23 ± 0.01	9.37 ± 0.18
			0.1-0.45 (67)	4-22 (162)
		1981	0.97 ± 0.19	
			0.08-1.89 (14)	
		1980-1999	0.42 ± 0.05	14.95 ± 2.18
			0.23-0.94 (15)	1.94-31.2 (15)
		1996	0.1 ± 0.02	7.27 ± 0.5
			0-0.38 (23)	3.8-13.6 (23)
		1997	0.3*	7 ± 0.57
			0.64 ± 0.07	6.2-8.1 (3)
		1998	$0.54-0.77$ (3)	24.54 ± 1.57
			2.98 ± 0.36	

				0.5-6.7 (28)	12.6-50.1 (28)
	2000-2019	2001		0.39*	4.12*
Australia (AUS)	1956-1979	1974	0.36 ± 0.15 0.05-2 (14)	14.15 ± 3.08 0.3-45 (28)	290.68 ± 82.3 1.2-1 527 (27)
		1976		24.44 ± 4.66 5.3-83 (22)	
	1980-1999	1991	0.01 ± 0.01×10 ⁻¹ 0.01-0.02 (14)	0.16 ± 0.01 0.1-0.27 (14)	31.54 ± 4.91 18-85 (14)
		1999	0.02 ± 0.02×10 ⁻¹ 0.01-0.03 (13)	0.54 ± 0.10 0.2-2.68 (27)	62.70 ± 12.29 9-265 (27)
	2000-2019	2010		0.35 ± 0.02 0.2-0.53 (26)	49.16 ± 1.6 36.93-65.16 (26)
	Nueva Zelanda (NZL)	1956-1979	1965		95.44 ± 26.48 5-299 (18)
2000-2019		2005	0.3 ± 0.07 0.2-0.48 (4)	2.04 ± 1.32 0.56-6 (4)	

Anexo 3. Resultado de las concentraciones de Hg, Cd, Pb y Cu en sedimentos, seston en la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) y Bahía de Cispatá en época lluviosa (noviembre de 2021) y época seca (marzo-abril de 2022).

Sedimentos (µg/g p.s.)						
Época	Ecosistema	Estaciones	Hg	Cd	Pb	Cu
Luvia	CGSM	CGS-1	0.059	0.13	0.205	25.87
		CGS-2	0.04	0.072	0.239	17.64
		CGS-3	0.036	0.123	0.308	26.77
	BhC	CIS-1	0.128	0.093	0.406	67.63
		CIS-2	0.096	0.068	0.591	54.6
		CIS-3	0.08	0.053	0.474	39.35
Seca	CGSM	CGS-1	0.004	0.875	6.973	19.39
		CGS-2	0.07	0.033	1.876	1.485
		CGS-3	0.037	0.101	0.925	17.34
	BhC	CIS-1	0.121	0.152	3.08	63.19
		CIS-2	0.081	0.657	4.463	47.99
		CIS-3	0.074	0.817	4.745	40.23
Seston (µg/g p.s.)						
Época	Ecosistema	Estaciones	Hg	Cd	Pb	Cu
Luvia	CGSM	CGS-1	0.012	0.096	0.0822	0.773
		CGS-2	0.01	0.082	0.1447	0.272*
		CGS-3	0.009	0.081	0.071	0.474
	BhC	CIS-1	0.024	0.417	0.1645	0.678
		CIS-2	0.032	0.321	0.1359	0.109*
		CIS-3	0.04	0.416	0.1645	1.239
Seca	CGSM	CGS-1	0.003*	0.059	0.3239	19.39
		CGS-2	0.004*	0.041	0.2046	5
		CGS-3	0.005*	0.044	0.0002*	17.34
	BhC	CIS-1	0.023	0.073	0.3262	63.19
		CIS-2	0.022	0.151	0.0003*	47.99
		CIS-3	0.02	0.102	0.5035	40.23

* Registro de las concentraciones más bajas observadas en cada metal en el seston.

Anexo 4. Resultados de las variables fisicoquímicas medidas a 0.5 m de profundidad en la columna de agua, y porcentaje de materia orgánica y potencial redox en el sedimento.

Muestreo	Estaciones	Fecha	Temperatura (°C)	Salinidad	pH	Oxígeno disuelto (mg/L)	Materia orgánica (%)	Redox (mV)
Época lluviosa 2021	CGS-1	30/11/2021	30.2	0.8	8.52	6.52	12.6	60
	CGS-2	30/11/2021	32	2.3	8.87	8.33	16.8	29
	CGS-3	30/11/2021	31.6	4.3	8.92	8.65	5.6	62
	CIS-1	17/11/2021	29.9	23.6	7.67	3.58	6.6	55
	CIS-2	17/11/2021	31	26.9	7.86	4.65	5.2	54
	CIS-3	17/11/2021	31.3	24.2	7.99	4.73	5	47
Época seca 2022	CGS-1	17/03/2022	29.1	12.1	8.29	5.63	10.7	28
	CGS-2	17/03/2022	31.7	12.3	8.77	9.02	2.87	39
	CGS-3	17/03/2022	30.5	31.2	8.27	7.52	4.34	38
	CIS-1	9/04/2022	29.	31.9	8.19	5.33	8.46	55
	CIS-2	9/04/2022	29	30	8.19	5.57	5.62	77
	CIS-3	9/04/2022	28.9	30.6	8.2	5.66	4.1	62

Anexo 5. Resultado de correlaciones en el contenido de Hg, Cd y Cu en sedimentos y seston con respecto a las variables ambientales medidas en las estaciones de Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) y bahía de Cispatá (BhC) en época lluviosa (noviembre de 2021) y época seca (marzo-abril de 2022). Color de fuente rojo denota las correlaciones altas y significativas. El color de fuente azul denota correlaciones con valores altos, pero que no se consideraron significativos.

mercurio (Hg)

Variables ambientales	Sedimentos				Seston			
	CGSM		BhC		CGSM		BhC	
	Rho	Valor p	Rho	Valor p	Rho	Valor p	Rho	Valor p
Temperatura (°C)	0.591	0.217	-0.07*	0.895*	0.463*	0.355*	0.933*	0.006*
Salinidad	-0.121	0.819	-0.176*	0.738*	-0.619	0.19	-0.631*	0.179*
pH	0.451	0.37	-0.517*	0.293*	0.463	0.355	-0.328*	0.525*
Oxígeno disuelto (mg/L)	0.597	0.21	-0.624*	0.185*	0.111	0.834	-0.314*	0.545*
Materia orgánica (%)	-0.238	0.649	0.845*	0.039*	0.58	0.228	-0.234*	0.656*

cadmio (Cd)

Variables ambientales	Sedimentos				Seston			
	CGSM		BhC		CGSM		BhC	
	Rho	Valor p	Rho	Valor p	Rho	Valor p	Rho	Valor p
Temperatura (°C)	-0.886	0.033	-0.986	0.003×10⁻¹	0.257*	0.658*	0.836*	0.038*
Salinidad	-0.2	0.714	0.657	0.175	-0.714	0.136	-0.992*	0.009×10^{-2*}
pH	-0.314	0.564	0.754	0.083	0.6	0.242	-0.863*	0.027*
Oxígeno disuelto (mg/L)	-0.829	0.058	0.771	0.103	0.086	0.919	-0.85*	0.032*
Materia orgánica (%)	0.371	0.497	-0.029	1	0.657	0.175	-0.203*	0.7*

cobre (Cu)

Variables ambientales	Sedimentos				Seston			
	CGSM		BhC		CGSM		BhC	
	Rho	Valor p	Rho	Valor p	Rho	Valor p	Rho	Valor p
Temperatura (°C)	-0.299	0.564	-0.15*	0.776*	-0.714*	0.136*	-0.861*	0.028*
Salinidad	-0.336	0.515	-0.09*	0.866*	0.771	0.103	0.932*	0.007*
pH	-0.073	0.891	-0.499*	0.313*	-0.828	0.058	0.852*	0.031*

Oxígeno disuelto (mg/L)	-0.428	0.397	-0.566*	0.241	-0.486	0.356	0.777*	0.069*
Materia orgánica (%)	0.415	0.413	0.798*	0.057*	-0.486	0.356	0.399*	0.433*

* Indica las correlaciones obtenidas a partir de la estadística paramétrica de Pearson (R). Los demás resultados se obtuvieron a partir de la estadística no paramétrica de Spearman (Rho). En rojo son correlaciones fuertes y significativas. En azul son correlaciones fuertes, pero no significativas.

Anexo 6. Resultado de las concentraciones de Hg en el tejido de la ostra *Crassostrea rhizophorae* en Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) y Bahía de Cispatá en época lluviosa (noviembre de 2021) y época seca (marzo-abril de 2022). Mediciones de la longitud anteroposterior (LAP) de la valva ventral de la ostra, separadas en tallas adultas y juveniles, y cálculo del factor de bioconcentración (FBC) con sedimentos y seston. Avg: promedio y desv: desviación estándar.

Codigo de muestra	Hg (µg/g) ostras	LAP (mm) avg	LAP (mm) desv	Individuos integrados (n)	Hg (µg/g) sedimentos	Hg (µg/g) seston	FBC-Hg (sedimentos)	FBC-Hg (seston)
I-LL-21-MAG-CGS-1-OST-MET-101-ADULTA	0.104	51.5	1.78	4	0.059	0.012	1.764	8.756
I-LL-21-MAG-CGS-1-OST-MET-102-ADULTA	0.083	55	1.633	4	0.059	0.012	1.407	6.982
I-LL-21-MAG-CGS-1-OST-MET-103-ADULTA	0.109	45.75	1.061	2	0.059	0.012	1.853	9.197
I-LL-21-MAG-CGS-2-OST-MET-201-ADULTA	0.132	56.75	2.475	2	0.04	0.01	3.303	13.07
I-LL-21-MAG-CGS-2-OST-MET-202-ADULTA	0.059	46	1.414	2	0.04	0.01	1.486	5.88
I-LL-21-MAG-CGS-2-OST-MET-203-ADULTA	0.087	44.75	1.405	6	0.04	0.01	2.178	8.619
I-LL-21-MAG-CGS-3-OST-MET-301-ADULTA	0.057	41.375	2.926	4	0.036	0.009	1.573	6.531
I-LL-21-MAG-CGS-3-OST-MET-302-ADULTA	0.043	36.25	1.323	4	0.036	0.009	1.19	4.943
I-LL-21-SIN-CIS-1-OST-MET-101-ADULTA	0.101	38.25	0.354	2	0.128	0.024	0.789	4.25
I-LL-21-SIN-CIS-1-OST-MET-102-ADULTA	0.08	36.125	1.031	4	0.128	0.024	0.629	3.387
I-LL-21-SIN-CIS-1-OST-MET-103-ADULTA	0.184	39.5	1	4	0.128	0.024	1.443	7.768
I-LL-21-SIN-CIS-2-OST-MET-201-ADULTA	0.074	41.25	1.893	4	0.096	0.032	0.776	2.351
I-LL-21-SIN-CIS-2-OST-MET-202-ADULTA	0.108	45	2.828	2	0.096	0.032	1.128	3.419
I-LL-21-SIN-CIS-2-OST-MET-203-ADULTA	0.076	40.2	2.387	5	0.096	0.032	0.799	2.422
I-LL-21-SIN-CIS-3-OST-MET-301-ADULTA	0.138	42.2	2.683	5	0.08	0.04	1.711	3.441
I-LL-21-SIN-CIS-3-OST-MET-302-ADULTA	0.116	38.5	0.577	4	0.08	0.04	1.437	2.89
I-LL-21-SIN-CIS-3-OST-MET-303-ADULTA	0.133	37	0	2	0.08	0.04	1.656	3.331
II-SC-22-MAG-CGS-1-OST-MET-101-ADULTA	0.045	53.5	0.707	2	0.004	0.003	10.884	15.02
II-SC-22-MAG-CGS-1-OST-MET-102-ADULTA	0.048	46.75	2.363	4	0.004	0.003	11.618	16.033
II-SC-22-MAG-CGS-1-OST-MET-103-ADULTA	0.058	41.375	0.916	8	0.004	0.003	13.971	19.28
II-SC-22-MAG-CGS-2-OST-MET-201-ADULTA	0.057	49	2.345	5	0.07	0.004	0.824	14.323
II-SC-22-MAG-CGS-2-OST-MET-202-ADULTA	0.064	43.889	1.193	9	0.07	0.004	0.923	16.033
II-SC-22-MAG-CGS-2-OST-MET-203-ADULTA	0.056	39.5	1.65	10	0.07	0.004	0.806	14.008
II-SC-22-MAG-CGS-3-OST-MET-301-ADULTA	0.094	46.000	2.646	5	0.037	0.005	2.563	18.814
II-SC-22-MAG-CGS-3-OST-MET-302-ADULTA	0.121	41.286	0.699	7	0.037	0.005	3.288	24.142
II-SC-22-MAG-CGS-3-OST-MET-303-ADULTA	0.148	38.563	0.943	8	0.037	0.005	4.028	29.572
II-SC-22-SIN-CIS-1-OST-MET-101-ADULTA	0.088	53.75	2.217	4	0.121	0.023	0.732	3.846
II-SC-22-SIN-CIS-1-OST-MET-102-ADULTA	0.12	48.75	0.5	4	0.121	0.023	0.993	5.22
II-SC-22-SIN-CIS-1-OST-MET-103-ADULTA	0.103	44	2.236	5	0.121	0.023	0.852	4.477

II-SC-22-SIN-CIS-2-OST-MET-201-ADULTA	0.147	50	2.345	5	0.081	0.022	1.816	6.667
II-SC-22-SIN-CIS-2-OST-MET-202-ADULTA	0.085	45.5	0.577	4	0.081	0.022	1.052	3.861
II-SC-22-SIN-CIS-2-OST-MET-203-ADULTA	0.099	39.8	0.837	5	0.081	0.022	1.22	4.48
II-SC-22-SIN-CIS-3-OST-MET-301-ADULTA	0.094	41.5	0.577	4	0.074	0.02	1.282	4.725
II-SC-22-SIN-CIS-3-OST-MET-302-ADULTA	0.226	38.5	0.527	10	0.074	0.02	3.067	11.308
II-SC-22-SIN-CIS-3-OST-MET-303-ADULTA	0.126	35.5	0.548	6	0.074	0.02	1.704	6.28
I-LL-21-MAG-CGS-1-OST-MET-104-JUVENIL	0.122	30.25	0.866	4	0.059	0.012	2.083	10.338
I-LL-21-MAG-CGS-1-OST-MET-105-JUVENIL	0.091	29.188	1.602	8	0.059	0.012	1.548	7.682
I-LL-21-MAG-CGS-1-OST-MET-106-JUVENIL	0.112	30.438	0.776	8	0.059	0.012	1.901	9.432
I-LL-21-MAG-CGS-2-OST-MET-204-JUVENIL	0.063	30.375	0.946	4	0.04	0.01	1.566	6.195
I-LL-21-MAG-CGS-2-OST-MET-205-JUVENIL	0.053	29.813	1.534	8	0.04	0.01	1.335	5.281
I-LL-21-MAG-CGS-2-OST-MET-206-JUVENIL	0.05	26.222	2.167	9	0.04	0.01	1.252	4.953
I-LL-21-MAG-CGS-3-OST-MET-304-JUVENIL	0.054	25	0.816	4	0.036	0.009	1.482	6.154
I-LL-21-MAG-CGS-3-OST-MET-305-JUVENIL	0.135	27.813	1.751	8	0.036	0.009	3.715	15.431
I-LL-21-MAG-CGS-3-OST-MET-306-JUVENIL	0.06	23.875	2.083	8	0.036	0.009	1.655	6.872
I-LL-21-SIN-CIS-1-OST-MET-104-JUVENIL	0.094	29.5	0.577	4	0.128	0.024	0.738	3.971
I-LL-21-SIN-CIS-1-OST-MET-105-JUVENIL	0.098	28.75	0.835	8	0.128	0.024	0.765	4.118
I-LL-21-SIN-CIS-1-OST-MET-106-JUVENIL	0.206	26.75	1.731	8	0.128	0.024	1.616	8.7
I-LL-21-SIN-CIS-2-OST-MET-204-JUVENIL	0.093	29	0.886	8	0.096	0.032	0.975	2.955
I-LL-21-SIN-CIS-2-OST-MET-205-JUVENIL	0.162	30	1.413	8	0.096	0.032	1.695	5.139
I-LL-21-SIN-CIS-2-OST-MET-206-JUVENIL	0.09	28.875	1.75	4	0.096	0.032	0.945	2.864
I-LL-21-SIN-CIS-3-OST-MET-304-JUVENIL	0.122	28.875	1.604	8	0.08	0.04	1.521	3.058
I-LL-21-SIN-CIS-3-OST-MET-305-JUVENIL	0.268	28.625	1.031	4	0.08	0.04	3.327	6.692
I-LL-21-SIN-CIS-3-OST-MET-306-JUVENIL	0.284	25.875	1.335	8	0.08	0.04	3.528	7.095
II-SC-22-MAG-CGS-1-OST-MET-104-JUVENIL	0.057	30.455	0.472	11	0.004	0.003	13.758	18.987
II-SC-22-MAG-CGS-1-OST-MET-105-JUVENIL	0.041	29.154	2.035	13	0.004	0.003	9.908	13.673
II-SC-22-MAG-CGS-1-OST-MET-106-JUVENIL	0.09	25.692	1.548	13	0.004	0.003	21.843	30.143
II-SC-22-MAG-CGS-2-OST-MET-204-JUVENIL	0.078	31.2	1.14	20	0.07	0.004	1.116	19.398
II-SC-22-MAG-CGS-2-OST-MET-205-JUVENIL	0.05	28.591	1.497	11	0.07	0.004	0.724	12.575
II-SC-22-MAG-CGS-2-OST-MET-206-JUVENIL	0.056	24	1.886	10	0.07	0.004	0.807	14.015
II-SC-22-MAG-CGS-3-OST-MET-304-JUVENIL	0.029	24.739	1.322	23	0.037	0.005	0.795	5.84
II-SC-22-MAG-CGS-3-OST-MET-305-JUVENIL	0.057	28.615	0.961	13	0.037	0.005	1.566	11.496
II-SC-22-MAG-CGS-3-OST-MET-306-JUVENIL	0.031	31.281	0.752	16	0.037	0.005	0.853	6.262
II-SC-22-SIN-CIS-1-OST-MET-104-JUVENIL	0.094	31.3	0.949	10	0.121	0.023	0.779	4.093
II-SC-22-SIN-CIS-1-OST-MET-105-JUVENIL	0.099	28.1	0.876	10	0.121	0.023	0.822	4.321
II-SC-22-SIN-CIS-1-OST-MET-106-JUVENIL	0.077	25.2	0.941	15	0.121	0.023	0.633	3.326
II-SC-22-SIN-CIS-2-OST-MET-204-JUVENIL	0.243	31.222	0.833	9	0.081	0.022	3.006	11.037
II-SC-22-SIN-CIS-2-OST-MET-205-JUVENIL	0.269	27.417	0.515	12	0.081	0.022	3.335	12.245
II-SC-22-SIN-CIS-2-OST-MET-206-JUVENIL	0.306	24.467	0.915	15	0.081	0.022	3.792	13.92
II-SC-22-SIN-CIS-3-OST-MET-304-JUVENIL	0.329	30.714	0.488	7	0.074	0.02	4.455	16.425
II-SC-22-SIN-CIS-3-OST-MET-305-JUVENIL	0.16	27.5	0.527	10	0.074	0.02	2.176	8.02
II-SC-22-SIN-CIS-3-OST-MET-306-JUVENIL	0.103	24.3	0.823	10	0.074	0.02	1.393	5.135

Anexo 7. Registro en la concentración y el nivel de contaminación por el índice integral de contaminación de Nemerow (P_c) de Hg en ecosistemas marino-costeros en *Crassostrea rhizophorae* y entre todas las especies de bivalvos en el periodo de tiempo del 2010 al 2022. Nivel de contaminación: $P_c \leq 0.7$ sin riesgo ●, $0.7 < P_c \leq 1$ baja ●, $1 < P_c \leq 2$ media ●, $2 < P_c \leq 3$ alta ●, y $P_c > 3$ muy alta ●. Avg: promedio, EE: error estándar, min: mínimo y max: máximo.

Especie de estudio	Continente	País	Ecosistema	Año	Avg ± EE min-max (n datos) (µg/g)	Hg (Pc)	
<i>Crassostrea rhizophorae</i>	América	Colombia (COL)	Isla Barú	2012	0.09**	0.354	
				2013	0.04**		
			Isla Brujas	2012	0.06**	0.296	
				2013	0.03**		
			Isla Maparadita	2012	0.06**	0.36	
				2013	0.07**		
			Marina	2012	0.11**	0.489	
				2013	0.13**		
			Taganga	2012	0.09**	0.447	
				2013	0.11**		
		Bahía de Cispatá *	2021	0.135 ± 0.015 0.074-0.284 (18)	0.592		
			2022	0.154 ± 0.019 0.077-0.329 (18)			
			CGSM *	2021		0.083 ± 0.007 0.043-0.135 (17)	0.41
				2022		0.066 ± 0.007 0.029-0.148 (18)	
		Nicaragua (NIC)	Cayo Half Way	2012	0.18**	0.5	
				2013	0.08**		
			Isla Cayo el Pigeon	2012	0.16**	0.566	
				2013	0.12**		
			Punta Lora	2012	0.13**	0.5	
				2013	0.08**		
Bivalvos	América	Colombia (COL)	Bahía de Cartagena	2012	0.006**	0.012	
			Berrugas	2012	0.015**	0.03	
			Riohacha	2012	0.018**	0.036	
		Asia	China (CHN)	East Guangdong	2011 - 2015	0.01**	0.141
				Fangcheng	2011	0.016**	0.181
				Guangxi	2011 - 2015	0.01**	0.141
	Hainan			2011 - 2015	0.02**	0.2	
	Kaozhouyang Bay			2017	0.007 ± 0.004 0.001-0.014 (3)	0.12	
	Maoming			2011	0.003**	0.078	
	Europa	Montenegro (MNE)	Noroeste Sur Mar de China	Nan' ao	2011	0.011**	0.146
				Estuario Pearl River	2011 - 2015	0.01**	0.141
			Bahía Xiangshan	Qinzhou	2011	0.011**	0.148
Guangdong				2011 - 2015	0.01**	0.141	
Yangjiang			Bahía Xiangshan	2019	0.013 ± 0.006 0.007-0.019 (2)	0.161	
			Mar Amarillo y Mar Bohai	2011	0.002**	0.064	
Italia (ITA)	Golfo de La Spezia	2019	0.176 ± 0.04 0.02-0.24 (5)	0.539			
		2015	0.028 ± 0.03 0.014-0.046 (12)	0.242			
Italia (ITA)	Golfo de La Spezia	2015	0.016 ± 0.004 0.01-0.033 (6)	0.199			

* Ecosistemas monitoreados en el presente estudio.

** No hay valores de error estándar, mínimo y máximos por tratarse de un solo dato.

Anexo 8. Lista de países con monitoreos con Hg, Cd y Cu en su registro histórico con la especie *Crassostrea rhizophorae* y con todas las especies de bivalvos alrededor del mundo del periodo de tiempo del 2010-2022.

País	Especie	Autor	Metales evaluados
Alemania (DEU)	<i>Mytilus</i> sp.	Helmholz <i>et al.</i> (2016)	Cd y Cu
Argentina (ARG)	Mytilus chilensis	Duarte <i>et al.</i> (2011)	Cd y Cu
		Giarratano <i>et al.</i> (2010)	Cd y Cu
China (CHN)	Bivalvos	Liu <i>et al.</i> (2019)	Hg, Cd y Cu
	<i>Chlamys farreri</i>		
	<i>Cyclina sinensis</i>	Ding <i>et al.</i> (2022)	Hg, Cd y Cu
	<i>Mactra veneriformis</i>		
	<i>Magallana gigas</i>	Ding <i>et al.</i> (2022)	Hg, Cd y Cu
		Rajeshkumar <i>et al.</i> (2017)	Cd y Cu
	Ostras	Liu <i>et al.</i> (2019)	Hg, Cd y Cu
		Luo <i>et al.</i> (2018)	Cd
		Wang <i>et al.</i> (2011)	Hg, Cd y Cu
		Wang <i>et al.</i> (2021)	Hg, Cd y Cu
<i>Ruditapes philippinarum</i>		Ding <i>et al.</i> (2022)	Hg, Cd y Cu
Agirre-Rubi <i>et al.</i> (2017)		Hg, Cd y Cu	
Presente studio		Hg, Cd y Cu	
<i>Donax denticulatus</i>	Valdelamar-Villegas y Olivero-Verbel (2017)	Hg y Cd	
<i>Isognomom isognomum</i>	Romero-Murillo (2012)	Cd y Cu	
Ostras	Majarrez <i>et al.</i> (2008)	Cd	
Croacia (HRV)	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	Kanduc <i>et al.</i> (2018)	Cd y Cu
Egipto (EGY)	<i>Paratapes textilis</i>	Hussein (2014)	Cd y Cu
Grecia (GRC)	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	Strogyloudi <i>et al.</i> (2012)	Cd y Cu
Indonesia (IDN)	<i>Perna viridis</i>	Andrew <i>et al.</i> (2014)	Hg
Iran (IRN)	<i>Anodonta cygnea</i>	Pourang <i>et al.</i> (2010)	Cd y Cu
	<i>Saccostrea cucullata</i>	Bazzi (2014)	Cd y Cu
Italia (ITA)	<i>Magallana gigas</i>	Squadrone <i>et al.</i> (2016)	Hg, Cd y Cu
	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	Richir y Gobert (2014)	Cd y Cu
		Squadrone <i>et al.</i> (2016)	Hg, Cd y Cu
Malasia (MYS)	<i>Geloina expansa</i>	Yap y Chew (2011)	Cd y Cu
		Eugene Ng <i>et al.</i> (2013)	Cd y Cu
		Kamaruzzaman <i>et al.</i> (2011)	Cd y Cu
		Yap (2012)	Hg
		Yap y Barwani (2012)	Cd y Cu
		Yap y Tan (2011)	Cd
Marruecos (MAR)	<i>Magallana gigas</i>	Azizi <i>et al.</i> (2018)	Cd y Cu

	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	Mejdoub <i>et al.</i> (2018)	Hg
México (MEX)	<i>Mytilus californianus</i>	Gutierrez-Galindo <i>et al.</i> (2014)	Cd
Montenegro (MNE)	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	Perosevic <i>et al.</i> (2018)	Hg, Cd y Cu
Nicaragua (NIC)	<i>Crassostrea rhizophorae</i>	Agirre-Rubí <i>et al.</i> (2017)	Hg, Cd y Cu
Nueva Zelanda (NZL)	Mejillones	Chandurvelan <i>et al.</i> (2015)	Cd y Cu
Turquía (TUR)	<i>Lithophaga lithophaga</i>	Ozsuer y Sunlu (2013)	Cd y Cu
	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	Kilic y Belivermis (2013)	Cd y Cu
Venezuela (VEN)	<i>Arca zebra</i>	Narváez-Hernández <i>et al.</i> (2010)	Cd y Cu
	<i>Crassostrea rhizophorae</i>	Alfonso <i>et al.</i> (2013)	Cd y Cu
	<i>Perna viridis</i>	Pinto <i>et al.</i> (2015)	Cd y Cu
Vietnam (VNM)	<i>Anadara antiquata</i>		
	<i>Glaucanome virens</i>	Phoung <i>et al.</i> (2013)	Cd y Cu
	<i>Katelysia hiantina</i>		
	<i>Laternula anatina</i>		
	<i>Corbula sp.</i>		
	<i>Magallana gigas</i>		
	<i>Meretrix meretrix</i>	Khanh <i>et al.</i> (2015)	Cd
	<i>Perna viridis</i>		
	<i>Saccostrea sp.</i>		

Anexo 9. Comparaciones PERMANOVA en las concentraciones de Hg, Cd y Cu en $\mu\text{g/g}$ de peso seco (p.s.) y su factor de bioconcentración (FBC) entre las estaciones anidadas a los ecosistemas (ES(EC)), y entre las tallas (TA) anidadas a las estaciones de cada ecosistema (TA(ES)). Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) y Bahía de Cispatá (BhC).

Hg ($\mu\text{g/g}$ p.s.)

Época	Ecosistema	Estaciones	Pseudo-t	Únicas	<i>p</i>	
Lluviosa 2021	CGSM-BhC	-	3,6702	9 822	0.0008	
Seca 2022	CGSM-BhC	-	6.0612	9 815	0.0001	
Lluviosa 2021	CGSM	CGS-1, CGS-2	2.3641	8 728	0.0459	
	BhC	CIS-2, CIS-3	2.6303	8 803	0.0271	
Seca 2022		CIS-1, CIS-2	6.6014	8 784	0.0001	
Lluvia 2021-	CGSM	CGS-1	4.8278	8 694	0.0011	
seca 2022	BhC	CIS-2	4.9333	8 864	0.0013	
Época	Ecosistema	Estaciones	Tallas	Pseudo-t	Únicas	<i>p</i> (MC)
Seca 2022	CGSM	CGS-3	Juvenil-Adulta	4.5316	10	0.0095
	BhC	CIS-2	Juvenil-Adulta	6.2015	10	0.003
Lluvia 2021-	CGSM	CGS-1	Adulta	5.4069	10	0.0058
			Juvenil	2.6428	10	0.0579
		CGS-3	Adulta	3.4136	10	0.0421

	BhC	CIS-2	Juvenil	5.2929	10	0.0058
Cd (µg/g p.s.)						
Época	Ecosistema	Estaciones	Pseudo-t	Únicas	p	
Lluviosa 2021	CGSM	CGS-1, CGS-2	6.9801	3 456	0.0008	
		CGS-1, CGS-3	3.4291	2 885	0.015	
	BhC	CIS-1, CIS-2	2.8329	4 885	0.0308	
		CIS-1, CIS-3	0.5758	3 392	0.0014	
Lluvia 2021- seca 2022	CGSM	CGS-1	2.8164	4 881	0.0289	
		CGS-2	5.432	8 812	0.0014	
		CGS-3	3.536	8 842	0.0082	
	BhC	CIS-1	10.022	4 853	0.0003	
		CIS-2	2.9966	8 702	0.0187	
		CIS-3	3.6316	6 798	0.0112	
Época	Ecosistema	Estaciones	Tallas	Pseudo-t	Únicas	p
Lluviosa 2021	CGSM	CGS-2	Juvenil-Adulta	6.1521	10	0.0073
		BhC	CIS-1	Juvenil-Adulta	6.9067	10
	CIS-3		Juvenil-Adulta	5.4123	10	0.0113
Lluvia 2021- seca 2022	CGSM	CGS-1	Adulta	2.7901	10	0.0648
			Juvenil	1.5767	10	0.2175
		CGS-2	Juvenil	6.2532	10	0.0075
	CGS-3	Adulta	4.7135	10	0.0162	
	BhC	CIS-1	Adulta	3.744	10	0.0361
			Juvenil	11.498	10	0.0015
CIS-3		Adulta	4.8816	10	0.0169	
Cu (µg/g p.s.)						
Época	Ecosistema	Estaciones	Pseudo-t	Únicas	p	
Lluviosa 2021	CGSM-BhC	-	5.7563	9 858	0.0001	
Seca 2022	CGSM-BhC	-	10.905	9 830	0.0001	
FBC-Hg						
Época	Ecosistema	Estaciones	Pseudo-t	Únicas	p	
Lluviosa 2021	BhC	CIS-1, CIS-2	6.9431	8 758	0.0003	
		CIS-1, CIS-3	3.4291	8 779	0.0485	
Lluvia 2021- seca 2022	CGSM	CGS-1	3.9509	8 699	0.0042	
		CGS-2	5.0845	8 767	0.001	
		CGS-3	3.1593	8 884	0.0162	
	BhC	CIS-2	7.6144	8 713	0.0001	
Época	Ecosistema	Estaciones	Tallas	Pseudo-t	Únicas	p (MC)
Seca 2022	CGSM	CGS-3	Juvenil-Adulta	4.5316	10	0.01

	BhC	CIS-2	Juvenil-Adulta	6.2015	10	0.0039
Lluvia 2021- seca 2022	CGSM	CGS-1	Adulta	5.8296	10	0.0056
		CGS-2	Juvenil	4.6713	10	0.0102
	BhC	CGS-3	Adulta	4.5497	10	0.0192
		CIS-2	Juvenil	7.8195	10	0.0014

FBC-Cd

Época	Ecosistema	Estaciones	Pseudo-t	Únicas	p
Lluviosa 2021	CGSM	CGS-1, CGS-2	7.1583	3 437	0.0013
		CGS-1, CGS-3	3.4643	4 833	0.0144
		CGS-2, CGS-3	2.3424	8 899	0.0433
Seca 2022	BhC	CIS-1, CIS-2	6.955	3 419	0.0009
		CIS-2, CIS-3	3.3482	8 734	0.0106
Lluvia 2021- seca 2022	CGSM	CGS-1	3.9935	8 826	0.0052
		CGS-2	4.3684	4 839	0.0043
	BhC	CIS-3	2.6026	8 834	0.0364
			4.532	6 797	0.0041

Época	Ecosistema	Estaciones	Tallas	Pseudo-t	Únicas	p (MC)
Lluviosa 2021	CGSM	CGS-2	Juvenil-Adulta	6.1521	10	0.0095
		CIS-1	Juvenil-Adulta	6.9067	3	0.0194
	BhC	CIS-3	Juvenil-Adulta	5.4123	10	0.0127
Lluvia 2021- seca 2022	CGSM	CGS-1	Adulta	4.5413	10	0.0183
		CGS-2	Adulta	3.7466	10	0.0171
	BhC	CIS-3	Juvenil	7.8017	10	0.0035

FBC-Cu

Época	Ecosistema	Estaciones	Pseudo-t	Únicas	p
Lluviosa 2021	CGSM	CGS-1, CGS-2	2.9549	3 416	0.0337
		CGS-1, CGS-3	5.5855	8 804	0.001
	BhC	CIS-1, CIS-2	5.1895	8 822	0.0017
		CIS-2, CIS-3	5.3211	8 740	0.0015
Seca 2022	CGSM	CGS-1, CGS-2	5.4487	3 383	0.0041
		CGS-2, CGS-3	5.7852	6 819	0.0013
	BhC	CIS-1, CIS-3	3.6363	3 414	0.0136
Lluvia 2021- seca 2022	CGSM	CGS-1	11.374	3 263	0.0003
		CGS-2	4.5485	3 458	0.0055
		CGS-3	9.3171	8 846	0.0001
	BhC	CIS-1	4.6157	4 771	0.0024
		CIS-2	5.8731	8 805	0.0006

* Valor $p < 0.05$ expresa diferencias significativas entre los factores analizados.

Anexo 10. Resultado de las concentraciones de Cd en el tejido de la ostra *Crassostrea rhizophorae* en Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) y Bahía de Cispatá en época lluviosa (noviembre de 2021) y época seca (marzo-abril de 2022). Mediciones de la longitud anteroposterior (LAP) de la valva ventral de la ostra, separadas en tallas adultas y juveniles, y cálculo del factor de bioconcentración (FBC) con sedimentos y seston. Avg: promedio y desv: desviación estándar.

Código de muestra	Cd (µg/g) ostras	LAP (mm) avg	LAP (mm) desv	Individuos integrados (n)	Cd (µg/g) sedimentos	Cd (µg/g) seston	FBC-Cd (sedimentos)	FBC-Cd (seston)
I-LL-21-MAG-CGS-1-OST-MET-102-ADULTA	0.032	55	1.633	4	0.13	0.096	0.243	0.329
I-LL-21-MAG-CGS-1-OST-MET-103-ADULTA	0.023	45.75	1.061	2	0.13	0.096	0.177	0.24
I-LL-21-MAG-CGS-2-OST-MET-201-ADULTA	0.072	56.75	2.475	2	0.072	0.082	1.008	0.88
I-LL-21-MAG-CGS-2-OST-MET-202-ADULTA	0.047	46	1.414	2	0.072	0.082	0.653	0.571
I-LL-21-MAG-CGS-2-OST-MET-203-ADULTA	0.055	44.75	1.405	6	0.072	0.082	0.768	0.671
I-LL-21-MAG-CGS-3-OST-MET-301-ADULTA	0.21	41.375	2.926	4	0.123	0.081	1.704	2.596
I-LL-21-MAG-CGS-3-OST-MET-302-ADULTA	0.33	36.25	1.323	4	0.123	0.081	2.682	4.086
I-LL-21-MAG-CGS-3-OST-MET-303-ADULTA	0.279	38	1.732	3	0.123	0.081	2.267	3.454
I-LL-21-SIN-CIS-1-OST-MET-101-ADULTA	0.115	38.25	0.354	2	0.093	0.417	1.245	0.277
I-LL-21-SIN-CIS-1-OST-MET-103-ADULTA	0.145	39.5	1	4	0.093	0.417	1.566	0.348
I-LL-21-SIN-CIS-2-OST-MET-201-ADULTA	0.117	41.25	1.893	4	0.068	0.321	1.712	0.365
I-LL-21-SIN-CIS-2-OST-MET-202-ADULTA	0.252	45	2.828	2	0.068	0.321	3.675	0.783
I-LL-21-SIN-CIS-2-OST-MET-203-ADULTA	0.103	40.2	2.387	5	0.068	0.321	1.507	0.321
I-LL-21-SIN-CIS-3-OST-MET-301-ADULTA	0.151	42.2	2.683	5	0.053	0.416	2.826	0.363
I-LL-21-SIN-CIS-3-OST-MET-302-ADULTA	0.132	38.5	0.577	4	0.053	0.416	2.468	0.317
I-LL-21-SIN-CIS-3-OST-MET-303-ADULTA	0.187	37	0	2	0.053	0.416	3.493	0.449
II-SE-22-MAG-CGS-1-OST-MET-101-ADULTA	0.049	53.5	0.707	2	0.875	0.016	0.056	3.041
II-SE-22-MAG-CGS-1-OST-MET-102-ADULTA	0.065	46.75	2.363	4	0.875	0.016	0.074	4.036
II-SE-22-MAG-CGS-1-OST-MET-103-ADULTA	0.085	41.375	0.916	8	0.875	0.016	0.097	5.304
II-SE-22-MAG-CGS-2-OST-MET-201-ADULTA	0.061	49	2.345	5	0.033	0.017	1.883	3.602
II-SE-22-MAG-CGS-2-OST-MET-202-ADULTA	0.058	43.889	1.193	9	0.033	0.017	1.768	3.382
II-SE-22-MAG-CGS-2-OST-MET-203-ADULTA	0.111	39.5	1.650	10	0.033	0.017	3.403	6.509
II-SE-22-MAG-CGS-3-OST-MET-302-ADULTA	0.065	41.286	0.699	7	0.101	0.014	0.644	4.624
II-SE-22-MAG-CGS-3-OST-MET-303-ADULTA	0.055	38.563	0.943	8	0.101	0.014	0.549	3.942
II-SE-22-SIN-CIS-1-OST-MET-101-ADULTA	0.041	53.75	2.217	4	0.152	0.073	0.269	0.559
II-SE-22-SIN-CIS-1-OST-MET-102-ADULTA	0.025	48.75	0.5	4	0.152	0.073	0.165	0.343
II-SE-22-SIN-CIS-1-OST-MET-103-ADULTA	0.079	44	2.236	5	0.152	0.073	0.523	1.086
II-SE-22-SIN-CIS-2-OST-MET-201-ADULTA	0.028	50	2.345	5	0.657	0.151	0.043	0.188
II-SE-22-SIN-CIS-2-OST-MET-202-ADULTA	0.029	45.5	0.577	4	0.657	0.151	0.045	0.195
II-SE-22-SIN-CIS-2-OST-MET-203-ADULTA	0.046	39.8	0.837	5	0.657	0.151	0.07	0.304
II-SE-22-SIN-CIS-3-OST-MET-301-ADULTA	0.031	41.5	0.577	4	0.817	0.102	0.038	0.308
II-SE-22-SIN-CIS-3-OST-MET-302-ADULTA	0.058	38.5	0.527	10	0.817	0.102	0.071	0.566
I-LL-21-MAG-CGS-1-OST-MET-104-JUVENIL	0.016	30.25	0.866	4	0.13	0.096	0.127	0.172

I-LL-21-MAG-CGS-1-OST-MET-105-JUVENIL	0.023	29.188	1.602	8	0.13	0.096	0.18	0.244
I-LL-21-MAG-CGS-2-OST-MET-204-JUVENIL	0.324	30.375	0.946	4	0.072	0.082	4.529	3.956
I-LL-21-MAG-CGS-2-OST-MET-206-JUVENIL	0.232	26.222	2.167	9	0.072	0.082	3.238	2.828
I-LL-21-MAG-CGS-3-OST-MET-304-JUVENIL	0.813	25	0.816	4	0.123	0.081	6.604	10.06
I-LL-21-MAG-CGS-3-OST-MET-305-JUVENIL	0.289	27.813	1.751	8	0.123	0.081	2.345	3.572
I-LL-21-MAG-CGS-3-OST-MET-306-JUVENIL	0.395	23.875	2.083	8	0.123	0.081	3.213	4.894
I-LL-21-SIN-CIS-1-OST-MET-104-JUVENIL	0.268	29.5	0.577	4	0.093	0.417	2.89	0.642
I-LL-21-SIN-CIS-1-OST-MET-106-JUVENIL	0.301	26.75	1.731	8	0.093	0.417	3.248	0.722
I-LL-21-SIN-CIS-2-OST-MET-204-JUVENIL	0.097	29	0.886	8	0.068	0.321	1.417	0.302
I-LL-21-SIN-CIS-2-OST-MET-205-JUVENIL	0.065	30	1.413	8	0.068	0.321	0.955	0.203
I-LL-21-SIN-CIS-2-OST-MET-206-JUVENIL	0.055	28.875	1.75	4	0.068	0.321	0.803	0.171
I-LL-21-SIN-CIS-3-OST-MET-305-JUVENIL	0.031	28.625	1.031	4	0.053	0.416	0.586	0.075
I-LL-21-SIN-CIS-3-OST-MET-306-JUVENIL	0.048	25.875	1.335	8	0.053	0.416	0.894	0.115
II-SE-22-MAG-CGS-1-OST-MET-104-JUVENIL	0.087	30.455	0.472	11	0.875	0.016	0.1	5.456
II-SE-22-MAG-CGS-1-OST-MET-105-JUVENIL	0.029	29.154	2.035	13	0.875	0.016	0.033	1.821
II-SE-22-MAG-CGS-1-OST-MET-106-JUVENIL	0.049	25.692	1.548	13	0.875	0.016	0.055	3.033
II-SE-22-MAG-CGS-2-OST-MET-204-JUVENIL	0.038	31.2	1.14	20	0.033	0.017	1.171	2.241
II-SE-22-MAG-CGS-2-OST-MET-205-JUVENIL	0.067	28.591	1.497	11	0.033	0.017	2.068	3.956
II-SE-22-MAG-CGS-2-OST-MET-206-JUVENIL	0.051	24	1.886	10	0.033	0.017	1.564	2.992
II-SE-22-MAG-CGS-3-OST-MET-304-JUVENIL	0.065	24.739	1.322	23	0.101	0.014	0.651	4.676
II-SE-22-MAG-CGS-3-OST-MET-305-JUVENIL	0.061	28.615	0.961	13	0.101	0.014	0.611	4.383
II-SE-22-MAG-CGS-3-OST-MET-306-JUVENIL	0.037	31.281	0.752	16	0.101	0.014	0.369	2.651
II-SE-22-SIN-CIS-1-OST-MET-104-JUVENIL	0.05	31.3	0.949	10	0.152	0.073	0.331	0.687
II-SE-22-SIN-CIS-1-OST-MET-105-JUVENIL	0.082	28.1	0.876	10	0.152	0.073	0.544	1.129
II-SE-22-SIN-CIS-1-OST-MET-106-JUVENIL	0.045	25.2	0.941	15	0.152	0.073	0.295	0.612
II-SE-22-SIN-CIS-2-OST-MET-204-JUVENIL	0.033	31.222	0.833	9	0.657	0.151	0.05	0.218
II-SE-22-SIN-CIS-2-OST-MET-205-JUVENIL	0.063	27.417	0.515	12	0.657	0.151	0.096	0.417
II-SE-22-SIN-CIS-2-OST-MET-206-JUVENIL	0.039	24.467	0.915	15	0.657	0.151	0.059	0.257
II-SE-22-SIN-CIS-3-OST-MET-304-JUVENIL	0.071	30.714	0.488	7	0.817	0.102	0.088	0.701
II-SE-22-SIN-CIS-3-OST-MET-305-JUVENIL	0.06	27.5	0.527	10	0.817	0.102	0.074	0.592
II-SE-22-SIN-CIS-3-OST-MET-306-JUVENIL	0.054	24.3	0.823	10	0.817	0.102	0.066	0.531

Anexo 11. Registro histórico en la concentración y el nivel de contaminación por el índice integral de contaminación de Nemerow (P_c) de Cd en ecosistemas marino-costeros con la ostra *Crassostrea rhizophorae* en los periodos de tiempo de 1980-1999 y 2000-2022. Registro en la concentración y el nivel de contaminación por el índice integral de contaminación de Nemerow (P_c) de Cd en ecosistemas marino-costeros con todas las especies de bivalvos en el periodo de tiempo del 2010 al 2022. Nivel de contaminación: $P_c \leq 0.7$ sin riesgo ●, $0.7 < P_c \leq 1$ baja ●, $1 < P_c \leq 2$ media ●, $2 < P_c \leq 3$ alta ●, y $P_c > 3$ muy alta ●. Avg: promedio, EE: error estándar, min: mínimo y max: máximo.

Especie de estudio	Continente	País	Ecosistema	Tiempo	Año	Avg ± EE min-max (n datos) (µg/g)	Cd (P_c)				
<i>Crassostrea rhizophorae</i>	América	Brasil (BRA)	Bahía Sepetiba	2000-2022	2001	0.95**	0.689				
			Estuario Curimataú	2000-2022	2003	1.146 ± 0.157	0.94				
					2006	0.2-3.3 (24)					
				2006	2.03 ± 0.201						
			Macau	2000-2022	2003	1.5-2.48 (4)	3.689 ± 0.183	1.437			
		Estuario Potengi	2000-2022	2006	1.6-7.1 (45)	1.854 ± 0.138	0.962				
		Colombia (COL)	América	Colombia (COL)	Bahía de Cartagena	1980-1999	1982-1983	9.205 ± 6.695	2.145		
					Bahía Chengue	1980-1999	1982-1983	2.51-15.9 (2)	4.32 ± 1.120	1.47	
					Isla Barú	2000-2022	2012	3.2-5.44 (2)	28.03**	2.435	
					Isla Brujas	2000-2022	2013	2.54**	16.6**	2.095	
	2012						3.43**	6.95**	2.341		
	Isla Maparadita				2000-2022	2013	15.88**	0.92**	0.647		
						2012	0.76**	1.08**	0.745		
	Marina				2000-2022	2013	1.14**	0.138 ± 0.021	0.221		
						2021	0.031-0.301 (15)				
	Bahía de Cispatá*				2000-2022	Bahía de Cispatá*	2022	0.049 ± 0.004	1.754		
							1982-1983	0.025-0.082 (17)			
							1980-1999	6.34 ± 3.86			
	CGSM*				2000-2022*	CGSM*	1980	2.48-10.2 (2)	0.299		
							2021	4.595 ± 1.367			
	República Dominicana (DOM)				América	República Dominicana (DOM)	Miches	1980-1999	1995	2.04-11.29 (8)	0.209 ± 0.055
										0.016-0.813 (15)	0.061 ± 0.005
										0.029-0.111 (17)	1.87**
		0.967	0.35**								
		0.418	2.57**								
		1.134	1.15**								
		0.758	1.74**								
0.933	1.74**										
Nicaragua (NIC)	América	Nicaragua (NIC)	Cayo Half Way	2000-2022	2012	2.5**	1.031				
					2013	1.78**	0.834				
			Isla Cayo el Pigeon	2000-2022	2012	1.39**	1.78**	1.142			
					2012	1.78**	3.59**				
					2013	3.59**					

	Venezuela (VEN)	Estuario Buche	2000-2022	2008	2.85 ± 1.35 1.5-4.2 (2)	1.194		
		Estuario Mochima	2000-2022	2008	2.6 ± 0.9 1.7-3.5 (2)	1.14		
		Abu-Quir	2010-2022	2014	0.17 ± 0.057 0.06-0.25 (3)	0.283		
África	Egipto (EGY)	Eastern Harbour	2010-2022	2014	0.173 ± 0.062 0.05-0.25 (3)	0.281		
		El-Mex	2010-2022	2014	0.133 ± 0.052 0.05-0.23 (3)	0.262		
	Marruecos (MAR)	Cala Iris	2010-2022	2016	0.767 ± 0.048 0.646-0.85 (4)	0.614		
	Argentina (ARG)	Bahía Ushuja	2010-2022	2010 2011	2.133 ± 0.651 0.3-12.8 (18) 1.368 ± 0.104 1.2-1.71 (5)	1.219		
América	Colombia (COL)	Bahía de Cartagena	2007-2022	2007	11.091 ± 3.410 1.5-57.27 (17)	1.93		
		Berrugas	2010-2022	2012	0.04**	0.008		
		Riohacha	2010-2022	2012	0.008**	0.007		
	México (MEX)	Bajamar	2010-2022	2014	6.7**	1.83		
		Ensenada	2010-2022	2014	1.9**	0.975		
		Eréndira	2010-2022	2014	16.6**	2.881		
		Los Ojitos	2010-2022	2014	14.9**	2.729		
		Playa Esmeralda	2010-2022	2014	12.2**	2.47		
		Punta Baja	2010-2022	2014	14**	2.646		
		San Quintín	2010-2022	2014	15**	2.739		
	Venezuela (VEN)	Lago Chacopata	2010-2022	2013	1.03 ± 0.2 0.83-1.23 (2)	0.718		
Bivalvos		Guangdong	2010-2022	2011 - 2015	1.79**	0.946		
		Fangcheng	2010-2022	2011	1.95**	0.987		
		Guangxi	2010-2022	2011 - 2015	0.53**	0.515		
		Kaozhou Bay	2010-2022	2018	2.02**	1.005		
		Bahía Kaozhouyang	2010-2022	2017	0.798 ± 0.362 0.27-1.49 (3)	0.653		
		Maoming	2010-2022	2011	1.780**	0.943		
		Bahía Meiliang	2010-2022	2017	0.195 ± 0.042 0.14-0.32 (4)	0.33		
	Asía	China (CHN)	Nan' ao	2010-2022	2011	0.47**	0.485	
			Noroeste Sur Mar de China	2010-2022	2011 - 2015	0.57**	0.534	
			Estuario Pearl River	2010-2022	2011 - 2015	1.1**	0.742	
				Qinzhou	2010-2022	2011	1.92**	0.98
				West Guangdong	2010-2022	2011 - 2015	1.29**	0.803
				Bahía Xiangshan	2010-2022	2019	0.834 ± 0.751 0.083-1.585 (2)	0.646
				Yangjang	2010-2022	2011	1.53**	0.875
				Mar Amarillo y Mar Bohai	2010-2022	2019	0.442 ± 0.219 0.03-1.15 (5)	0.52
	Irán (IRN)	Bahía Chabahar	2010-2022	2014	0.218 ± 0.042 0.08-0.45 (10)	0.353		
		Anzali wetland	2010-2022	2010	0.065 ± 0.053 0.012-0.117 (2)	0.18		
	Malasia (MYS)	Bagan Lalang	2010-2022	2011	1.37 ± 0.59 0.78-1.96 (2)	0.828		
			Bagan Tiang	2010-2022	2010	0.913 ± 0.3 0.4-1.55 (4)	0.682	
					2011	0.905 ± 0.585		

			0.32-1.49 (2)	
Bgan Lalang	2010-2022	2010	0.975 ± 0.625	0.698
			0.35-1.6 (2)	
Kampung Pasir Putek	2010-2022	2011	0.958 ± 0.252	0.692
			0.706-1.21 (2)	
		2010	0.41 ± 0.041	
			0.35-0.53 (4)	
Kg. Pasir Puteh	2010-2022	2011	5.465 ± 2.072	1.202
			0.82-10.87 (4)	
			4.21 ± 2.72	
		2013	1.49-6.93 (2)	
KPPUteh	2010-2022	2011	0.585**	0.541
			0.285 ± 0.005	
		2010	0.28-0.29 (2)	
Kuala Belungkor	2010-2022	2011	0.35 ± 0.24	0.398
			0.11-0.59 (2)	
		2010	0.48**	
Kuala Linggi	2010-2022	2011	2.57 ± 1.16	0.812
			1.41-3.73 (2)	
		2010	0.625 ± 0.425	
			0.2-1.05 (2)	
Kuala Pontian	2010-2022	2011	2.095 ± 0.005	0.791
			2.09-2.1 (2)	
		2010	0.34**	
Kukup	2010-2022	2011	1.37**	0.62
			0.915 ± 0.535	
		2010	0.38-1.45 (2)	
			1.62 ± 0.86	
		2011	0.76-2.48 (2)	
			0.265 ± 0.045	
		2010	0.22-0.31 (2)	
Merlimau	2010-2022	2011	2.378 ± 1.153	0.766
			0.21-5.6 (4)	
		2010	0.3**	
Minyak Beku	2010-2022	2011	1.58**	0.638
			1.43**	
		2012	2.181 ± 0.638	
			0.87-4.66 (7)	
		2013	2.15**	
		2014	2.04**	
		2010	0.675 ± 0.395	
			0.28-1.07 (2)	
		2011	1.7 ± 0.55	
			1.15-2.25 (2)	
		2010	0.34 ± 0.026	
			0.29-0.38 (3)	
Pantai Lido	2010-2022	2011	1.968 ± 1.007	0.754
			0.43-4.82 (4)	
		2010	0.905 ± 0.495	
			0.41-1.4 (2)	
Pasir Panjang	2010-2022	2011	2.915 ± 1.115	0.94
			1.8-4.03 (2)	
		2010	1.38 ± 1.12	
			0.26-2.5 (2)	
		2011	1.3 ± 0.43	
			0.87-1.73 (2)	
		2010	0.36 ± 0.1	
			0.26-0.46 (2)	
Sebatu	2010-2022	2011	2.078 ± 0.478	0.882
			1.08-4.34 (6)	

				2012	2.353 ± 0.416	
				2015	0.94-3.75 (6)	
				2016	1.88**	
				2017	1.04**	
				2018	1.42**	
				2019	1.82**	
				2019	1.79**	
		Sungai Melayu	2010-2022	2011	0.302**	0.389
		Tanjung Kupang	2010-2022	2011	2.345 ± 1.835	1.083
				2010	0.51-4.18 (2)	
		Telok Emas	2010-2022	2010	0.4**	
				2011	2.453 ± 0.6	0.781
				2011	1.47-3.54 (3)	
		Tg. Kupang	2010-2022	2010	0.31**	0.39
				2011	0.3**	
				2011	0.555 ± 0.205	
		Han	2010-2022	2011	0.35-0.76 (2)	0.704
				2012	1.543 ± 0.165	
				2012	1.27-1.84 (3)	
		Provincia Khanh Hoa	2010-2022	2012	2.72**	
				2013	1.02**	0.704
				2014	0.24**	
				2015	0.69**	
	Alemania (DEU)	Estuaruo Elbe	2010-2022	2011	1.629 ± 0.466	0.978
					0.406-3.7 (9)	
	Grecia (GRC)	Elefsis	2010-2022	2010	1.516 ± 0.595	1.072
					0.02-5.36 (9)	
		East Corsica	2010-2022	2010	0.764 ± 0.107	
	Italia (ITA)			2010	0.49-1.09 (5)	0.611
				2011	0.695 ± 0.107	
				2011	0.358-1.08 (7)	
		Golfo de La Spezia	2010-2022	2015	0.084 ± 0.015	0.206
					0.045-0.126 (6)	
	Croacia (HRV)	Península Istrián	2010-2022	2013	0.5 ± 0.1	0.5
					0.4-0.6 (2)	
	Montenegro (MNE)	Bahía Boka Kotorska	2010-2022	2015	0.288 ± 0.031	0.391
					0.13-0.5 (12)	
		Bosphorus	2010-2022	2013	3.204 ± 2	2.169
					0.025-25 (12)	
	Turquía (TUR)	Estuario Golden Horn	2010-2022	2013	0.025 ± 0	0.112
					0.025-0.025 (8)	
		Bahía Izmir	2010-2022	2011	2.168 ± 1.146	1.198
					0.84-5.6 (4)	
		Bahía Tauranga	2010-2022	2015	0.73 ± 0.35	0.654
					0.17-1.67 (4)	
		Isla Adele	2010-2022	2015	0.86 ± 0.25	0.688
					0.45-1.53 (4)	
		Mapua	2010-2022	2015	0.648 ± 0.229	0.583
	Nueva Zelanda (NZL)				0.15-1.24 (4)	
		Ngakawau	2010-2022	2015	0.763 ± 0.272	0.637
					0.18-1.49 (4)	
		Playa Carters	2010-2022	2015	0.598 ± 0.211	0.565
					0.15-1.17 (4)	
		Playa Tahuna	2010-2022	2015	0.505 ± 0.187	0.502
					0.14-0.87 (4)	

* Ecosistemas monitoreados en el presente estudio.

** No hay valores de error estándar, mínimo y máximos por tratarse de un solo dato.

Anexo 12. Resultado de las concentraciones de Cu en el tejido de la ostra *Crassostrea rhizophorae* en Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) y Bahía de Cispatá en época lluviosa (noviembre de 2021) y época seca (marzo-abril de 2022). Mediciones de la longitud anteroposterior (LAP) de la valva ventral de la ostra, separadas en tallas adultas y juveniles, y cálculo del factor de bioconcentración (FBC) con sedimentos y seston. Avg: promedio y desv: desviación estándar.

Codigo de muestra	Cd (µg/g) ostras	LAP (mm) avg	LAP (mm) desv	Individuos integrados (n)	Cd (µg/g) sedim	Cd (µg/g) seston	FBC-Cd (sedimentos)	FBC-Cd (seston)
I-LL-21-MAG-CGS-1-OST-MET-101-ADULTA	38.05	51.5	1.78	4	25.87	0.773	1.47	49.231
I-LL-21-MAG-CGS-1-OST-MET-102-ADULTA	37.99	55	1.633	4	25.87	0.773	1.47	49.153
I-LL-21-MAG-CGS-2-OST-MET-201-ADULTA	29.9	56.75	2.475	2	17.64	0.272	1.7	110.016
I-LL-21-MAG-CGS-2-OST-MET-202-ADULTA	37.62	46	1.414	2	17.64	0.272	2.13	138.422
I-LL-21-MAG-CGS-3-OST-MET-301-ADULTA	43.74	41.375	2.926	4	26.77	0.474	1.63	92.239
I-LL-21-MAG-CGS-3-OST-MET-302-ADULTA	43.57	36.25	1.323	4	26.77	0.474	1.63	91.88
I-LL-21-MAG-CGS-3-OST-MET-303-ADULTA	70.83	38	1.732	3	26.77	0.474	2.65	149.366
I-LL-21-SIN-CIS-1-OST-MET-101-ADULTA	28.99	38.25	0.354	2	67.63	0.678	0.43	42.781
I-LL-21-SIN-CIS-1-OST-MET-102-ADULTA	21.32	36.125	1.031	4	67.63	0.678	0.32	31.463
I-LL-21-SIN-CIS-1-OST-MET-103-ADULTA	16.82	39.5	1	4	67.63	0.678	0.25	24.822
I-LL-21-SIN-CIS-2-OST-MET-201-ADULTA	19.99	41.25	1.893	4	54.6	0.109	0.37	183.908
I-LL-21-SIN-CIS-2-OST-MET-202-ADULTA	6.11	45	2.828	2	54.6	0.109	0.11	56.212
I-LL-21-SIN-CIS-2-OST-MET-203-ADULTA	14.71	40.2	2.387	5	54.6	0.109	0.27	135.332
I-LL-21-SIN-CIS-3-OST-MET-301-ADULTA	45.89	42.2	2.683	5	39.35	1.239	1.17	37.032
I-LL-21-SIN-CIS-3-OST-MET-302-ADULTA	48.6	38.5	0.577	4	39.35	1.239	1.24	39.219
I-LL-21-SIN-CIS-3-OST-MET-303-ADULTA	16.13	37	0	2	39.35	1.239	0.41	13.016
II-SE-22-MAG-CGS-1-OST-MET-101-ADULTA	35.46	53.5	0.707	2	19.39	19.39	1.83	1.829
II-SE-22-MAG-CGS-1-OST-MET-103-ADULTA	27.95	41.375	0.916	8	19.39	19.39	1.44	1.441
II-SE-22-MAG-CGS-2-OST-MET-202-ADULTA	39.82	43.889	1.193	9	1.485	1.75	26.82	22.754
II-SE-22-MAG-CGS-2-OST-MET-203-ADULTA	18.38	39.5	1.65	10	1.485	1.75	12.38	10.503
II-SE-22-MAG-CGS-3-OST-MET-302-ADULTA	68.73	41.286	0.699	7	17.34	17.34	3.96	3.964
II-SE-22-MAG-CGS-3-OST-MET-303-ADULTA	37.33	38.563	0.943	8	17.34	17.34	2.15	2.153
II-SE-22-SIN-CIS-1-OST-MET-102-ADULTA	916.96	48.75	0.5	4	63.19	63.19	14.51	14.511
II-SE-22-SIN-CIS-1-OST-MET-103-ADULTA	1029.93	44	2.236	5	63.19	63.19	16.3	16.299
II-SE-22-SIN-CIS-2-OST-MET-201-ADULTA	1074.17	50	2.345	5	47.99	47.99	22.38	22.383
II-SE-22-SIN-CIS-2-OST-MET-202-ADULTA	311.5	45.5	0.577	4	47.99	47.99	6.49	6.491
II-SE-22-SIN-CIS-2-OST-MET-203-ADULTA	849.93	39.8	0.837	5	47.99	47.99	17.71	17.711
II-SE-22-SIN-CIS-3-OST-MET-301-ADULTA	993.54	41.5	0.577	4	40.23	40.23	24.7	24.696
II-SE-22-SIN-CIS-3-OST-MET-303-ADULTA	959.84	35.5	0.548	6	40.23	40.23	23.86	23.859
I-LL-21-MAG-CGS-1-OST-MET-104-JUVENIL	37.82	30.25	0.866	4	25.87	0.773	1.46	48.933
I-LL-21-MAG-CGS-1-OST-MET-105-JUVENIL	44.12	29.188	1.602	8	25.87	0.773	1.71	57.084
I-LL-21-MAG-CGS-1-OST-MET-106-JUVENIL	54.25	30.438	0.776	8	25.87	0.773	2.1	70.191

I-LL-21-MAG-CGS-2-OST-MET-204-JUVENIL	19.15	30.375	0.946	4	17.64	0.272	1.09	70.462
I-LL-21-MAG-CGS-2-OST-MET-206-JUVENIL	47.29	26.222	2.167	9	17.64	0.272	2.68	174.002
I-LL-21-MAG-CGS-3-OST-MET-304-JUVENIL	78.92	25	0.816	4	26.77	0.474	2.95	166.426
I-LL-21-MAG-CGS-3-OST-MET-305-JUVENIL	89.39	27.813	1.751	8	26.77	0.474	3.34	188.505
I-LL-21-MAG-CGS-3-OST-MET-306-JUVENIL	62.24	23.875	2.083	8	26.77	0.474	2.33	131.251
I-LL-21-SIN-CIS-1-OST-MET-104-JUVENIL	18.92	29.5	0.577	4	67.63	0.678	0.28	27.921
I-LL-21-SIN-CIS-1-OST-MET-105-JUVENIL	16.75	28.75	0.835	8	67.63	0.678	0.25	24.718
I-LL-21-SIN-CIS-1-OST-MET-106-JUVENIL	25.13	26.75	1.731	8	67.63	0.678	0.37	37.085
I-LL-21-SIN-CIS-2-OST-MET-205-JUVENIL	16.33	30	1.413	8	54.6	0.109	0.3	150.236
I-LL-21-SIN-CIS-2-OST-MET-206-JUVENIL	20.27	28.875	1.75	4	54.6	0.109	0.37	186.484
I-LL-21-SIN-CIS-3-OST-MET-304-JUVENIL	30.49	28.875	1.604	8	39.35	1.239	0.78	24.604
I-LL-21-SIN-CIS-3-OST-MET-305-JUVENIL	17.33	28.625	1.031	4	39.35	1.239	0.44	13.985
I-LL-21-SIN-CIS-3-OST-MET-306-JUVENIL	38.47	25.875	1.335	8	39.35	1.239	0.98	31.044
II-SE-22-MAG-CGS-1-OST-MET-104-JUVENIL	39.77	30.455	0.472	11	19.39	19.39	2.05	2.051
II-SE-22-MAG-CGS-1-OST-MET-105-JUVENIL	29.26	29.154	2.035	13	19.39	19.39	1.51	1.509
II-SE-22-MAG-CGS-2-OST-MET-204-JUVENIL	37.75	31.2	1.14	20	1.485	1.75	25.42	21.571
II-SE-22-MAG-CGS-2-OST-MET-205-JUVENIL	34.95	28.591	1.497	11	1.485	1.75	23.54	19.971
II-SE-22-MAG-CGS-2-OST-MET-206-JUVENIL	27.06	24	1.886	10	1.485	1.75	18.22	15.463
II-SE-22-MAG-CGS-3-OST-MET-304-JUVENIL	60.58	24.739	1.322	23	17.34	17.34	3.49	3.494
II-SE-22-MAG-CGS-3-OST-MET-305-JUVENIL	29.15	28.615	0.961	13	17.34	17.34	1.68	1.681
II-SE-22-MAG-CGS-3-OST-MET-306-JUVENIL	22.3	31.281	0.752	16	17.34	17.34	1.29	1.286
II-SE-22-SIN-CIS-1-OST-MET-104-JUVENIL	315.79	31.3	0.949	10	63.19	63.19	5	4.997
II-SE-22-SIN-CIS-1-OST-MET-105-JUVENIL	680.38	28.1	0.876	10	63.19	63.19	10.77	10.767
II-SE-22-SIN-CIS-2-OST-MET-204-JUVENIL	1122.02	31.222	0.833	9	47.99	47.99	23.38	23.38
II-SE-22-SIN-CIS-2-OST-MET-205-JUVENIL	721.45	27.417	0.515	12	47.99	47.99	15.03	15.033
II-SE-22-SIN-CIS-2-OST-MET-206-JUVENIL	752.88	24.467	0.915	15	47.99	47.99	15.69	15.688
II-SE-22-SIN-CIS-3-OST-MET-304-JUVENIL	900.07	30.714	0.488	7	40.23	40.23	22.37	22.373
II-SE-22-SIN-CIS-3-OST-MET-305-JUVENIL	514.69	27.5	0.527	10	40.23	40.23	12.79	12.794
II-SE-22-SIN-CIS-3-OST-MET-306-JUVENIL	939.35	24.3	0.823	10	40.23	40.23	23.35	23.349

Anexo 13. Registro histórico en la concentración y el nivel de contaminación por el índice integral de contaminación de Nemerow (P_c) de Cu en ecosistemas marino-costeros con la ostra *Crassostrea rhizophorae* en los periodos de tiempo de 1980-1999 y 2000-2022. Registro en la concentración y el nivel de contaminación por el índice integral de contaminación de Nemerow (P_c) de Cu en ecosistemas marino-costeros con todas las especies de bivalvos en el periodo de tiempo del 2010 al 2022. Nivel de contaminación: $P_c \leq 0.7$ sin riesgo ●, $0.7 < P_c \leq 1$ baja ●, $1 < P_c \leq 2$ media ●, $2 < P_c \leq 3$ alta ●, y $P_c > 3$ muy alta ●. Avg: promedio, EE: error estándar, min: mínimo y max: máximo.

Especie de estudio	Continente	País	Ecosistema	Tiempo	Año	Avg ± EE min-max (n datos) (µg/g)	Cu (Pc)	
<i>Crassostrea rhizophorae</i>	América	Brasil (BRA)	Estuario Curimataú	2000-2022	2003	14.533**	0.644	
					2006	20.2 ± 1.386 16.9-23.2 (4)		
			Macau	2000-2022	2003	110 ± 13.769 13.7-440 (45)	1.939	
					2006	27 ± 2.42 18-39 (7)	0.748	
		Colombia (COL)	Bahía de Cartagena	1980-1999	1982-1983	17.35 ± 5.65 11.7-23 (2)	0.589	
						1982-1983	24.33 ± 18.47 5.86-42.8 (2)	1.004
				1980-1999	1980	72.946 ± 18.048 5.86-179.1 (8)	0.966	
						2021		48.992 ± 4.9 19.15-89.39 (15)
				2000-2022*	CGSM*	2022	36.321 ± 3.665 18.38-68.73 (14)	
						Bahía Chengue	1980-1999	1982-1983
				Isla Barú	2000-2022	2012	62.42**	1.135
						2013	66.45**	1.401
				Isla Brujas	2000-2022	2012	184.73**	1.401
						2013	38.72**	1.165
				Isla Maparadita	2000-2022	2012	82.11**	1.165
						2013	54.89**	2.541
		Marina	2000-2022	2012	206.1**	2.541		
				2013	465.8**	1.477		
		Taganga	2000-2022	2012	105.18**	1.477		
				2013	113.04**	2.293		
		Bahía de Cispatá*	2000-2022	2021	23.662 ± 2.778 6.11-48.6 (17)	2.293		
				2022	805.5 ± 66.084 311.5-1 122.02 (15)	2.293		
		República Dominicana (DOM)	Miches	1980-1999	1995	112**	1.497	
						162**	1.8	
						301**	2.454	
						201**	2.005	
						866**	4.162	
		Cuba (CUB)	Bahía de Manzanillo	2000-2022	2002	121.02**	1.556	
Nicaragua (NIC)	Cayo Half Way	2000-2022	2012	541.19**	3.206			
			2013	487.66**	3.338			
			2012	557.13**	3.338			
	Punta Lora	2000-2022	2012	220.02**	2.385			

				2013	357.22**	
	Venezuela (VEN)	Estuario Buche	2000-2022	2008	55.25 ± 27.75 27.5-83 (2)	1.051
		Estuario Mochima	2000-2022	2008	24.2 ± 7.4 16.8-31.6 (2)	0.696
		Abu-Quir	2010-2022	2014	1.72 ± 0.497 0.99-2.67 (3)	0.189
	Egipto (EGY)	Eastern Harbour	2010-2022	2014	3.517 ± 1.148 1.75-5.67 (3)	0.27
		El-Mex	2010-2022	2014	3.097 ± 1.105 1.01-4.77 (3)	0.243
África		Cala Iris	2010-2022	2016	5.76 ± 0.182 5.282-6.159 (4)	0.339
	Marruecos (MAR)	Casablanca's downstream	2010-2022	2012	21.45**	0.655
		Playa Grande Zenata	2010-2022	2012	13.08**	0.511
		Okacha seaside	2010-2022	2012	22.8**	0.675
		Playa Saada	2010-2022	2012	16.44**	0.573
				2010	12.59 ± 1.312 6.42-25.76 (18)	
	Argentina (ARG)	Bahía Ushuaja	2010-2022	2011	5.582 ± 0.328 4.77-6.74 (5)	0.442
				2013	113.04**	
	Venezuela (VEN)	Lago Chacopata Bocaripo	2010-2022	2013	9.675 ± 0.675 9-10.35 (2)	0.44
		Fangcheng	2010-2022	2011	164**	1.811
		Guangxi	2010-2022	2011 - 2015	79.23**	1.259
		Hainan	2010-2022	2011 - 2015	36.98**	0.86
		Bahía Kaozhouyang	2010-2022	2017	37.383 ± 22.146 1.88-78.07 (3)	0.884
		Maoming	2010-2022	2011	40.3**	0.898
		Bahía Meiliang	2010-2022	2017	1.278 ± 0.546 0.39-2.74 (4)	0.171
		Nan' ao	2010-2022	2011	12.4**	0.498
	China (CHN)	Noroeste Sur Mar de China	2010-2022	2011 - 2015	80.02**	1.265
		Estuario Pearl River	2010-2022	2011 - 2015	84.75**	1.302
		Qinzhou	2010-2022	2011	166**	1.822
		Guangdong	2010-2022	2011 - 2015	88.54**	1.331
		Bahía Xiangshan	2010-2022	2019	43.288 ± 41.767 1.521-85.054 (2)	0.93
		Yangjang	2010-2022	2011	88.6**	1.331
		Mar Amarillo y Mar Bohai	2010-2022	2019	8.98 ± 7.094 1.26-37.3 (5)	0.563
	Indonesia (IDN)	Tanjung Balai Asahan	2010-2022	2014	11.457 ± 1.559 8.24-17.9 (6)	0.501
		Anzali wetland	2010-2022	2010	0.209 ± 0.001 0.208-0.209 (2)	0.065
	Irán (IRN)	Bahía Chabahar	2010-2022	2014	104.638 ± 8.583 59.25-145.07 (10)	1.435
		Bagan Lalang	2010-2022	2012	17.145 ± 8.945 8.2-26.09 (2)	0.586
				2010	26.71 ± 14.986 1.9-62.66 (4)	
	Malasia (MYS)	Bagan Tiang	2010-2022	2012	11.163 ± 1.553 7.41-14.14 (4)	0.624
		Bgan Lalang	2010-2022	2010	28.305 ± 26.955 1.35-55.26 (2)	0.752

Kampung Pasir Putek	2010-2022	2011	43.9 ± 17.7 26.2-61.6 (2)	0.937
		2010	45.07 ± 4.185 37.15-54.41 (4)	
Kg. Pasir Puteh	2010-2022	2012	30.828 ± 4.621 20.1-42.63 (4)	0.773
		2013	16.47 ± 9.160 7.31-25.63 (2)	
KPPUteh	2010-2022	2011	19.7**	0.628
		2010	52.34 ± 12.82 39.52-65.16 (2)	
Kuala Belungkor	2010-2022	2012	12.315 ± 4.355 7.96-16.67 (2)	0.76
		2010	48.14**	
Kuala Linggi	2010-2022	2012	16.585 ± 7.445 9.14-24.03 (2)	0.779
		2010	31.38 ± 29.88	
Kuala Pontian	2010-2022	2010	1.5-61.26 (2)	0.689
		2012	17.14 ± 3.14 14-20.28 (2)	
Kukup	2010-2022	2010	45.47**	0.628
		2011	9.3**	
Lukut	2010-2022	2012	12.45 ± 0.77 11.68-13.22 (2)	0.692
		2010	31.515 ± 30.015 1.5-61.53 (2)	
Merlimau	2010-2022	2012	17.36 ± 7.14 10.22-24.5 (2)	0.731
		2010	43.815 ± 3.135 40.68-46.95 (2)	
Minyak Beku	2010-2022	2012	13.648 ± 2.252 8.94-18.95 (4)	0.591
		2010	43.74**	
Muar	2010-2022	2011	8.2**	0.549
		2012	9.42 ± 0.79 8.63-10.21 (2)	
Nenasi	2010-2022	2011	4.34**	0.609
		2012	13.327 ± 1.82 4.99-20.5 (7)	
Pantai Lido	2010-2022	2013	27.27**	0.763
		2014	21.32**	
Pasir Panjang	2010-2022	2010	27.165 ± 25.815 1.35-52.98 (2)	0.576
		2012	11.585 ± 6.945 4.64-18.53 (2)	
Pulau Aman	2010-2022	2010	48.6 ± 2.685 43.27-51.83 (3)	0.625
		2012	15.037 ± 1.735 9.39-20.5 (6)	
Sebatu	2010-2022	2010	19.04 ± 17.89 1.15-36.93 (2)	0.491
		2012	14.315 ± 3.445 10.87-17.76 (2)	
		2010	22.395 ± 20.995 1.4-43.39 (2)	
		2012	16.895 ± 6.095 10.8-22.99 (2)	
		2010	52.02 ± 3.54 48.48-55.56 (2)	

				2011	7.56 ± 1.41 6.15-8.97 (2)	0.393	
				2012	13.253 ± 1.489 7.39-19.5 (10)		
				2015	15.09**		
				2016	3.22**		
				2017	3.59**		
				2018	11.34**		
				2019	10.38**		
	Sungai Melayu	2010-2022		2011	7.73**		
				2010	50.08**		
	Telok Emas	2010-2022		2011	4.6**		0.57
				2012	8.23 ± 4.74 3.49-12.97 (2)		
				2010	54.14**	0.708	
	Tg. Kupang	2010-2022		2011	19.05**		
				2012	10.85 ± 4.54 6.31-15.39 (2)		
				2012	8.22**	0.42	
	Vietnam (VNM)	Provincia Khanh Hoa	2010-2022	2013	6.96**		
				2014	7.33**		
				2015	13.5**		
	Alemania (DEU)	Estuario Elbe	2010-2022	2011	8.823 ± 1.002 5.945-14.682 (9)	0.443	
	Grecia (GRC)	Elefsis	2010-2022	2010	28.5 ± 12.654 2.4-120 (9)	1.003	
	Croacia (HRV)	Peninsula Istrian	2010-2022	2013	7.05 ± 4.75 2.3-11.8 (2)	0.375	
Europa				2010	3.664 ± 0.565 2.48-5.79 (5)	0.316	
		Italia (ITA)	East Corsica	2010-2022	2011		5.243 ± 0.874 3.19-9.89 (7)
					2015	50.385 ± 23.499 0.571-134.021 (6)	1.11
		Montenegro (MNE)	Bahía Boka Kotorska	2010-2022	2015	1.398 ± 0.076 1.070-1.940 (12)	0.171
					2013	7.521 ± 0.71 3.96-10.82 (12)	0.386
	Turquía (TUR)	Estuario Golden Horn	2010-2022	2013	11.84 ± 2.174 5.64-20.9 (8)	0.506	
				2011	53.855 ± 4.087 41.94-60.54 (4)	1.021	
Oceanía				2015	6.65 ± 2.039 3.13-12.02 (4)	0.381	
				2015	7.055 ± 1.991 2.49-10.65 (4)	0.367	
		Nueva Zelanda (NZL)	Mapua	2010-2022	2015	7.81 ± 2.888 3.35-16.27 (4)	0.428
			Ngakawau	2010-2022	2015	8.828 ± 2.792 3.03-13.87 (4)	0.414
			Playa Carters	2010-2022	2015	6.415 ± 2.082 2.42-11.87 (4)	0.372
			Playa Tahuna	2010-2022	2015	9.445 ± 3.784 2.19-18.25 (4)	0.446

* Ecosistemas monitoreados en el presente estudio.

** No hay valores de error estándar, mínimo y máximos por tratarse de un solo dato.