



# **Influencia de los ensamblajes de peces bentónicos en la dinámica del mercurio en un estuario tropical**

**Andrés Esteban Molina Sandoval**

Universidad Nacional de Colombia  
Instituto de Estudios en Ciencias del Mar - CECIMAR  
Convenio Universidad Nacional de Colombia - INVEMAR  
Santa Marta, D.T.C.H., Colombia  
2020



# **Influencia de los ensamblajes de peces bentónicos en la dinámica del mercurio en un estuario tropical**

**Andrés Esteban Molina Sandoval**

Tesis presentada como requisito parcial para optar al título de:

**Doctor en Ciencias – Biología**

Director:

Guillermo Duque Nivia, M.Sc., Ph.D.

Codirectora:

Rosa del Pilar Cogua, D. Sc.

Línea de Investigación:

Biología Marina

Grupo de Investigación:

Ecología y Contaminación Acuática

Universidad Nacional de Colombia

Instituto de Estudios en Ciencias del Mar - CECIMAR

Convenio Universidad Nacional de Colombia - INVEMAR

Santa Marta, D.T.C.H., Colombia

2020



---

*A toda mi familia, en especial a Ángela y Mateo.*

*Pues, desde la creación del mundo, todos han visto los cielos y la tierra. Por medio de todo lo que Dios hizo, ellos pueden ver a simple vista las cualidades invisibles de Dios: su poder eterno y su naturaleza divina. Así que no tienen ninguna excusa para no conocer a Dios.*

*Romanos 1:20 (NTV)*

---

---

## Agradecimientos

A lo largo de mi proceso de formación doctoral he contado con el invaluable apoyo de muchas personas que compartieron con migo su amistad, conocimientos, sueños y preocupaciones, convirtiéndose en una parte muy interesante de este proceso y con quienes siempre estaré agradecido. Quiero agradecer especialmente a mis directores de tesis, los profesores Guillermo Duque y Pilar Cogua, por su confianza y apoyo desde antes de empezar la maestría, hace ya muchos años, por impulsar mi desarrollo profesional y académico y por su amistad. También estoy muy feliz de hacer parte de la familia ECONACUA (Grupo de Investigación en Ecología y Contaminación Acuática), donde he tenido la oportunidad de formarme como investigador y he podido compartir y aprender de muchas personas. Agradezco a Esteban Gamboa por su apoyo en campo y laboratorio, por acompañarme en este camino de la academia y sobre todo por ser un bacán. También agradezco a Nana Osorno, a Juan David y Paula y a Arturo Acero por darme techo y comida cuando me tocaba jugar de visitante en Santa Marta, pero sobre todo por su amistad y palabras de ánimo en momentos clave.

Agradezco al Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación (Minciencias) por darme una beca para estudios de doctorado, administrada diligentemente por Colfuturo, durante los primeros cuatro años de doctorado. También agradezco a la Universidad Nacional de Colombia, Sede Palmira por el apoyo económico para la realización de esta investigación, a través de varios proyectos financiados al grupo de investigación Ecología y Contaminación Acuática. Y de una manera muy especial agradezco a todos los profesores del CECIMAR por compartir sus conocimientos y por su apoyo, son un gran ejemplo.

Durante estos años de posgrado he sentido el amor y apoyo de mi familia, que abrazaron mi sueño de estudiar como propio. Las palabras no son suficientes para agradecer a mi esposa Ángela, mi hijo Mateo, mi papá Octavio, mi mamá Amelida y mis abuelos Abraham y Denis, por sus palabras de ánimo, por el amor por el conocimiento que me inculcaron y sobre todo por mostrarme a Dios a través del amor que me dan cada día. Gracias Ángela y Mateo por darme del tiempo y atención que les pertenecen, con generosidad y sin reproches, para alcanzar este sueño, me esforzare por corresponder a su amor.



---

# Contenido

<b>Resumen</b> .....	<b>IX</b>
<b>Abstract</b> .....	<b>XI</b>
<b>Introducción</b> .....	<b>1</b>
<b>Capítulo 1: Influences of environmental conditions in the fish assemblages structure of a tropical estuary</b> .....	<b>7</b>
1.1 Introduction .....	7
1.2 Materials and methods .....	9
1.2.1 Study area .....	9
1.2.2 Sampling methods .....	10
1.2.3 Species classification .....	11
1.2.4 Statistical analysis .....	11
1.3 Results .....	12
1.3.1 Environmental variables .....	12
1.3.2 Composition of the fish assemblages .....	13
1.3.3 Spatial and temporal variation .....	14
1.3.4 Patterns in the structure of fish assemblages and its relationship with environmental variables .....	17
1.4 Discussion .....	19
1.4.1 Fish assemblages .....	19
1.4.2 Movement of fish species in the estuary .....	21
1.4.3 Influence of environmental conditions in fish assemblages .....	22
1.5 References .....	23
<b>Capítulo 2: Dinámica del mercurio en los sedimentos de la bahía de Buenaventura y su relación con las variables ambientales</b> .....	<b>31</b>
2.1 Introducción .....	31
2.2 Metodología .....	33
2.2.1 Área de estudio .....	33
2.2.2 Métodos de muestreo .....	35
2.2.3 Trabajo de laboratorio .....	35
2.2.4 Análisis estadísticos .....	36
2.3 Resultados .....	37
2.3.1 Precipitaciones .....	37
2.3.2 Variaciones ambientales de la columna de agua .....	38

2.3.3	Variaciones del tamaño de grano, MO y HgT en sedimentos de diferentes profundidades .....	39
2.3.4	Variaciones en el tamaño de grano, MO y HgT en sedimentos superficiales ..	39
2.3.5	Influencia del tamaño de grano, MO y variables fisicoquímicas de la columna de agua sobre la concentración de mercurio en sedimentos .....	42
2.4	Discusión .....	46
2.4.1	Variaciones espaciotemporales en la columna de agua .....	46
2.4.2	Variaciones en el tamaño de grano, MO y HgT en sedimentos.....	46
2.4.3	Influencia individual del tamaño de grano, MO y variables fisicoquímicas sobre la concentración de mercurio en sedimentos .....	48
2.4.4	Influencia sinérgica del tamaño de grano, MO y variables fisicoquímicas sobre la concentración de mercurio en sedimentos .....	50
2.5	Conclusiones .....	50
2.6	Bibliografía .....	51

**Capítulo 3: Influencia de las condiciones ambientales en la acumulación de mercurio en peces de la bahía de Buenaventura .....** **59**

3.1	Introducción .....	59
3.2	Metodología .....	61
3.2.1	Área de estudio .....	61
3.2.2	Métodos de muestreo .....	63
3.2.3	Trabajo de laboratorio.....	63
3.2.4	Análisis estadísticos .....	64
3.3	Resultados.....	65
3.3.1	Variaciones ambientales de la columna de agua .....	65
3.3.2	Variaciones en la MO y HgT en sedimentos superficiales.....	66
3.3.3	Variaciones en la concentración de mercurio en peces .....	67
3.3.4	Influencia de las condiciones ambientales en la bioacumulación de mercurio en peces	74
3.4	Discusión .....	80
3.4.1	Variaciones espaciotemporales de las condiciones ambientales, MO y HgT en sedimentos .....	80
3.4.2	Mercurio en peces del estuario Bahía de Buenaventura.....	82
3.4.3	Influencia de las condiciones ambientales en la bioacumulación de mercurio en peces	82
3.5	Conclusiones .....	87
3.6	Bibliografía .....	88

**Capítulo 4: Influencia de la estructura del ensamblaje de peces en la acumulación de mercurio en la Bahía de Buenaventura .....** **99**

4.1	Introducción .....	99
4.2	Metodología .....	101
4.2.1	Área de estudio .....	101
4.2.2	Métodos de muestreo .....	102
4.2.3	Trabajo de laboratorio.....	103
4.2.4	Análisis estadísticos .....	103
4.3	Resultados.....	104
4.3.1	Estructura de la comunidad de peces .....	104
4.3.2	Variaciones en la concentración de HgT en sedimentos y peces.....	106
4.3.3	Bioacumulación de HgT en peces (Factores de Transferencia Biota-Sedimento).....	107

---

4.3.4	Influencia de la estructura de la comunidad sobre la bioacumulación de mercurio en peces .....	112
4.4	Discusión.....	118
4.4.1	Estructura de la comunidad de peces.....	118
4.4.2	Bioacumulación de HgT en peces .....	118
4.4.3	Influencia de la estructura de la comunidad sobre la eficiencia de la bioacumulación de mercurio en peces .....	119
4.5	Conclusiones .....	126
4.6	Bibliografía.....	126
<b>Conclusiones.....</b>		<b>137</b>

---

## Resumen

Los estuarios son ecosistemas clave para el estudio de la contaminación por mercurio, al recibir el mercurio directamente a través de los ríos y la escorrentía, y tener condiciones ambientales que permiten su acumulación, biodisponibilidad y flujo. Con el objetivo de determinar la influencia de la estructura de la comunidad sobre el flujo de mercurio en estuarios tropicales, se tomó como modelo biológico los ensamblajes peces y como ecosistema modelo el estuario Bahía de Buenaventura. Se colectaron muestras representativas de los gradientes espaciotemporales del estuario de granulometría, materia orgánica y mercurio total (HgT) en sedimentos, de variables fisicoquímicas del agua, de la comunidad de peces y del contenido de HgT en músculo de peces. El ensamblaje de peces de la Bahía de Buenaventura estuvo dominado por 14 de las 69 especies encontradas, representando el 90% de la densidad y el 81% de la biomasa. El mayor número de especies, densidad y biomasa se encontraron asociados a las zonas con mayor influencia de ríos. Por otra parte, la MO y el HgT en sedimentos fueron mayores en época de lluvia y en la parte interna del estuario, pudiéndose modelar su distribución y acumulación a partir de la MO y la salinidad, donde la MO representa el medio de transporte y acumulación del HgT y la salinidad representa la influencia de las variaciones hidroclimáticas y los gradientes ambientales del estuario. En la Bahía de Buenaventura el proceso de bioacumulación de mercurio en peces está activo, detectándose la presencia de mercurio en todas las especies analizadas, registrándose concentraciones de HgT superiores a  $0.2 \mu\text{g g}^{-1}$  en más de la mitad de las especies. Por esto se escogieron las especies: *Urotrygon rogersi*, *Cathorops multiradiatus*, *Achirus mazatlanus*, *Achirus klunzingeri*, *Sphoeroides trichocephalus*, *Daector dowi* y *Citharichthys gilberti* para su análisis individual. Se identificaron tres grupos de peces, según los principales factores conductores del proceso de acumulación de HgT, que fueron la biodisponibilidad, las concentraciones iniciales en el ambiente y la fisiología específica de las especies, siendo la especie *U. rogersi* la que presentó el mayor potencial para ser utilizada como bioindicador para la contaminación por mercurio en este estuario. Para las siete especies de peces analizadas individualmente se encontraron Factores de Acumulación Biota-Sedimento (FABS) mayores a uno, comprobando que el proceso de bioacumulación está activo en este estuario.

Adicionalmente, se observó que el proceso de transferencia de HgT de los sedimentos a los peces fue más eficiente en época seca y en la parte externa del estuario. Por otra parte, según la influencia de los descriptores de la estructura del ensamblaje de peces sobre los FABS, se identificaron tres tipos de interacción: 1) asociados a la variedad de respuestas a la contaminación por mercurio, relacionados con el número de especies; 2) por el aumento en el ingreso y flujo de mercurio por la producción de biomasa y nuevos individuos cuando los FABS fueron mayores al aumentar la densidad y la biomasa y 3) por los cambios tróficos por variaciones en la oferta de alimento, relacionados con la disminución de los FABS cuando aumento la densidad. Según los resultados de esta investigación la conservación de la diversidad y la dinámica ecológica puede hacer a los ecosistemas estuarinos más resistentes a la contaminación por mercurio.

## Abstract

Estuaries are key ecosystems for the study of mercury pollution, as they receive mercury directly through rivers and runoff, and have environmental conditions that allow its accumulation, bioavailability and flow. In order to determine the influence of the community structure on the flow of mercury in tropical estuaries, the fish assemblages were taken as a biological model and the Buenaventura Bay estuary as an ecosystem model. Samples representative of the spatio-temporal gradients of the estuary of granulometry, organic matter (MO) and total mercury (HgT) in sediments, of physicochemical variables of the water, of the fish community and of the content of HgT in fish muscle were collected. The fish assemblage of Buenaventura Bay was dominated by 14 of the 69 species found, representing 90% of the density and 81% of the biomass. The highest number of species, density and biomass are associated with the areas with the greatest influence of rivers. On the other hand, MO and HgT in sediments were higher in the rainy season and in the inner part of the estuary, and its distribution and accumulation can be modeled from MO and salinity, where MO represents the means of transport and accumulation of HgT and salinity represents the influence of hydroclimatic variations and environmental gradients of the estuary. In the Buenaventura Bay the process of bioaccumulation of mercury in fish is active, detecting the presence of mercury in all the species analyzed, registering HgT concentrations higher than 0.2  $\mu\text{g g}^{-1}$  in more than half of the species. For this reason, the following species were chosen for their individual analysis: *Urotrygon rogersi*, *Cathorops multiradiatus*, *Achirus mazatlanus*, *Achirus klunzingeri*, *Sphoeroides trichocephalus*, *Daector dowi* y *Citharichthys gilberti*. Three groups of fish were identified according to the main driving factors of the HgT accumulation process, which were bioavailability, initial concentrations in the environment and the specific physiology of the species, being the species *U. rogersi* the one that presented the greatest potential for be used as a bioindicator for mercury pollution in this estuary. For the seven fish species analyzed individually, Biota-Sediment Accumulation Factors (FABS) greater than one were found, verifying that the bioaccumulation

process is active in this estuary. Additionally, it was observed that the HgT transfer process from the sediments to the fish was more efficient in the dry season and in the external part of the estuary. On the other hand, according to the influence of the descriptors of the structure of the fish assemblage on the FABS, three types of interaction were identified: 1) associated with the variety of responses to mercury contamination, related to the number of species; 2) due to the increase in mercury income and flux due to biomass production and new individuals, when the FABS were higher with increasing density and biomass, and 3) due to trophic changes due to variations in food supply, related to the decrease in FABS when density increases. According to the results of this research, the conservation of diversity and ecological dynamics can make estuarine ecosystems more resistant to mercury pollution.

## Introducción

Los estuarios ofrecen una amplia gama de servicios ecosistémicos de gran valor económico y social, al tener una alta productividad y ofrecer variedad paisajística (Barbier *et al.* 2011; Turner 2015; Barbier 2016; Pérez-Ruzafa *et al.* 2019). Estas características de los estuarios se deben a su alta complejidad geomorfológica y ambiental, lo cual se ve reflejado en su alta variabilidad fisicoquímica (Elliott and Quintino 2007; Day *et al.* 2012), fuertemente relacionada con los patrones de circulación hidrológicos, principalmente por cambios en la cantidad de agua dulce que ingresa al sistema (Wolanski *et al.* 2004, 2006; Sun *et al.* 2009). Estas variaciones ambientales dan lugar a diferentes respuestas de la comunidad de organismos estuarinos (Chícharo *et al.* 2009; Teichert *et al.* 2017), dependiendo de las características de su ciclo de vida, la posibilidad de aprovechar oportunidades de refugio y alimento y sus características fisiológicas (Sheaves *et al.* 2013; Potter *et al.* 2015; Winemiller *et al.* 2015). Esto genera patrones individuales de distribución de los organismos, evidentes a través de cambios en la densidad y biomasa (Able 2005; Elliott *et al.* 2007; Sheaves *et al.* 2013).

A nivel mundial, los recursos pesqueros representan aproximadamente el 20% de la proteína animal para 3300 millones de personas y de los cuales el 87% provienen de recursos marinos (FAO 2020). Sin embargo, las zonas costeras son vulnerables a diferentes impactos antrópicos como: las descargas de material orgánico, residuos sólidos, metales pesados y otros contaminantes de fuentes terrestres, además de la sobreexplotación pesquera (Bayen 2012; Lu *et al.* 2018), que de manera conjunta pueden afectar el funcionamiento natural de estos ecosistemas, con implicaciones tanto ecológicas como socioeconómicas, cuyo resultado es la alteración de la oferta de servicios ecosistémicos (Turner 2015; Boerema and Meire 2017; O'Higgins *et al.* 2019). Por lo anterior, uno de los objetivos del programa de Desarrollo Sostenible de las Naciones Unidas es conservar y utilizar de forma sostenible los océanos, los mares y los recursos marinos (PNUD 2016). Esto implica comprender mejor su biodiversidad, funcionamiento y las principales amenazas a estos ecosistemas, ya sean de origen natural o antrópico. El entendimiento de los diferentes impactos por contaminantes que afectan los estuarios implica la comprensión de los mecanismos y proceso que controlan su entrada, flujo, almacenamiento y efectos

en el ecosistema (Braunbeck *et al.* 1998; Chapman 2002; Bank 2012; Blasco *et al.* 2016; Larramendy 2017).

En particular en el Pacífico colombiano se encuentra la Bahía de Buenaventura, que es un ecosistema estuarino con múltiples impactos antrópicos, pero del cual han dependido históricamente en gran medida sus habitantes (Cantera and Blanco 2001; Puentes and Moncaleano 2012; Salas *et al.* 2019). En este ecosistema interactúan diversos impactos y procesos ecosistémicos que generan problemáticas complejas, que es necesario estudiar y comprender para hacer una buena planeación de su conservación y uso (DIMAR-CCCP 2012; Vivas-Aguas *et al.* 2014a, b; INVEMAR 2019). Los contaminantes que mayor impacto han tenido sobre este ecosistema estuarino son los metales pesados (Velásquez and Cortés 1997; Ardila 2000; Ospina and Peña 2003; Gamboa-García *et al.* 2020) y los plásticos (Gallego 2018; Riascos *et al.* 2019; Tafurt 2020; Vásquez 2020; Vidal 2020), que junto variaciones en el ingreso de nutrientes inorgánicos y materia orgánica pueden producir cambios en la calidad del agua y sedimentos (Vivas-Aguas *et al.* 2014a, b; Martínez *et al.* 2019; Duque *et al.* 2020), registrándose efectos sobre diferentes comunidades biológicas. Para la Bahía de Buenaventura es de especial interés la contaminación por mercurio, al registrarse dinámicas activas de acumulación en grupos de organismos con diferentes funciones ecológicas como comunidades bentónicas (Panesso 2017), macroinvertebrados (Gamboa-García *et al.* 2020), peces (Duque and Cogua 2016) y aves (Gamboa-García *et al.* 2019). La acumulación activa de mercurio en diferentes compartimentos biológicos del ecosistema, puede representar riesgos para las funciones ecológicas de este estuario y para las personas que dependen de él. Así mismo, es importante destacar que los mayores efectos de la contaminación por mercurio se han asociado a los grandes centros poblados del Pacífico colombiano, como Buenaventura y Tumaco (Ardila 2000), por la alta presión antrópica que reciben al soportar mayores densidades de población y por su mayor actividad industrial, extractiva y portuaria, las cuales generan vertimientos de diferentes sustancias contaminantes (DIMAR-CCCP 2012; INVEMAR 2019).

En este contexto se hace importante investigar y comprender como las características ambientales y biológicas de los estuarios influyen sobre los procesos de acumulación y transferencia de mercurio. El objetivo general de esta investigación fue determinar la influencia de la estructura del ensamblaje de peces sobre el flujo de mercurio en estuarios tropicales. Para lo cual, se colectaron muestras de sedimento y se determinó la composición granulometría, materia orgánica y contenido de mercurio total (peso seco), de variables fisicoquímicas del agua, de la comunidad de peces y del contenido de mercurio en musculo de peces, representativas de los gradientes espaciotemporales del estuario. Para esto, en el Capítulo 1 se determinaron los patrones de respuesta de los ensamblajes de peces a cambios ambientales en el estuario, analizando espacial y temporalmente la distribución de especies, densidad

y biomasa. En el Capítulo 2 se determinó la dinámica espacial y temporal de acumulación de mercurio total en sedimentos y su relación con las variables ambientales. En el Capítulo 3 se determinó la dinámica espacial y temporal de acumulación de mercurio total en peces y como es influenciada por variaciones en las condiciones ambientales. Finalmente, en el Capítulo 4 se evaluó la influencia de la estructura del ensamblaje de peces en la bioacumulación de mercurio representada por el Factor de Transferencia Biota-Sedimento, tomando como modelo biológico los ensamblajes peces y como ecosistema tipo el estuario Bahía de Buenaventura.

El resultado más importante de esta investigación fue que la influencia de la estructura de la comunidad sobre la bioacumulación de mercurio total en los peces se relaciona con tres tipos de interacción: 1) asociados a la variedad de respuestas a la contaminación por mercurio, 2) por el aumento en el ingreso y flujo de mercurio por la producción de biomasa y nuevos individuos y 3) por los cambios tróficos por variaciones en la oferta de alimento. Este estudio pretende aportar al entendimiento de las relaciones entre los contaminantes y los ecosistemas, siendo útil para reducir la brecha que hay en el conocimiento de los procesos ecológicos y la respuesta a la contaminación de los ecosistemas estuarinos del Pacífico colombiano.

## **Bibliografía**

- Able KW (2005) A re-examination of fish estuarine dependence: Evidence for connectivity between estuarine and ocean habitats. *Estuar Coast Shelf Sci* 64:5–17. doi: 10.1016/j.ecss.2005.02.002
- Ardila C (2000) Determinación de mercurio en organismos marinos de interés comercial y su relación con los niveles de la población de pescadores en algunas zonas del Pacífico colombiano. Universidad Complutense de Madrid
- Bank M (2012) *Mercury in the Environment*. University of California Press
- Barbier EB (2016) The Protective Value of Estuarine and Coastal Ecosystem Services in a Wealth Accounting Framework. *Environ Resour Econ* 64:37–58. doi: 10.1007/s10640-015-9931-z
- Barbier EB, Hacker SD, Kennedy C, et al (2011) The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecol Monogr* 81:169–193. doi: 10.1890/10-1510.1
- Bayen S (2012) Occurrence, bioavailability and toxic effects of trace metals and organic contaminants in mangrove ecosystems: a review. *Environ Int* 48:84–101. doi: 10.1016/j.envint.2012.07.008
- Blasco J, Chapman PM, Campana O, Hampel M (2016) *Marine Ecotoxicology: Current Knowledge and Future Issues*
- Boerema A, Meire P (2017) Management for estuarine ecosystem services: A review. *Ecol Eng*

98:172–182. doi: 10.1016/j.ecoleng.2016.10.051

- Braunbeck T, Hinton D, Dtreit B (1998) *Fish Ecotoxicology*. Springer Basel AG
- Cantera JR, Blanco JF (2001) The Estuary Ecosystem of Buenaventura Bay, Colombia. In: Seeliger U, Kjerfve B (eds) *Coastal Marine Ecosystems of Latin America*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp 265–280
- Chapman PM (2002) Integrating toxicology and ecology: Putting the “eco” into ecotoxicology. *Mar Pollut Bull* 44:7–15. doi: 10.1016/S0025-326X(01)00253-3
- Chícharo L, Ben Hamadou R, Amaral A, et al (2009) Application and demonstration of the Ecohydrology approach for the sustainable functioning of the Guadiana estuary (South Portugal). *Ecohydrol Hydrobiol* 9:55–71. doi: 10.2478/v10104-009-0039-3
- Day JW, Crump BC, Kemp WM, Yáñez-Arancibia A (2012) *Estuarine Ecology Cap. 1*. In: *Estuarine Ecology*
- DIMAR-CCCP (2012) *Panorama de la contaminación marina del Pacífico colombiano 2005-2010*. San Andrés de Tumaco
- Duque G, Cogua P (2016) Mercurio en peces de la bahía de Buenaventura. *Ingenium* 10:11–17. doi: <https://doi.org/10.21774/ing.v10i29.696>
- Duque G, Gamboa-García DE, Molina A, Cogua P (2020) Effect of water quality variation on fish assemblages in an anthropogenically impacted tropical estuary, Colombian Pacific. *Environ Sci Pollut Res Online* Fir:14. doi: 10.1007/s11356-020-08971-2
- Elliott M, Quintino V (2007) The Estuarine Quality Paradox, Environmental Homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. *Mar Pollut Bull* 54:640–645. doi: 10.1016/j.marpolbul.2007.02.003
- Elliott M, Whitfield AK, Potter IK, et al (2007) The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish Fish* 8:241–268. doi: 10.1111/j.1467-2679.2007.00253.x
- FAO (2020) *The State of World Fisheries and Aquaculture 2020*. FAO, Rome-Italy
- Gallego A (2018) Hábitos tróficos de *Cathorops multiradiatus* (Ariidae) en la Bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano. Universidad Nacional de Colombia, Sede Palmira
- Gamboa-García DE, Duque G, Cogua P, Freire M (2019) Mercurio total en Plumas de *Pelecanus occidentalis* en el Pacífico Vallecaucano. In: *Comunidades Epistemológicas Tomo II: Investigando la actualidad desde diversas disciplinas*. Editorial Universidad Santiago de Cali, pp 31–47
- Gamboa-García DE, Duque G, Cogua P, Marrugo-Negrete JL (2020) Mercury dynamics in macroinvertebrates in relation to environmental factors in a highly impacted tropical estuary: Buenaventura Bay, Colombian Pacific. *Environ Sci Pollut Res* 27:4044–4057. doi: 10.1007/s11356-019-06970-6
- INVEMAR (2019) *Diagnóstico y Evaluación de la Calidad de las Aguas Marinas y Costeras en el Caribe y Pacífico Colombianos*, Espinosa,. INVEMAR
- Larramendy M (2017) *Ecotoxicology and Genotoxicology: Non-traditional Aquatic Models*. The

Royal Society of Chemistry, Cambridge, UK

- Lu Y, Yuan J, Lu X, et al (2018) Major threats of pollution and climate change to global coastal ecosystems and enhanced management for sustainability. *Environ Pollut* 239:670–680. doi: 10.1016/j.envpol.2018.04.016
- Martinez O, Molina AE, Duque G (2019) Influencia de la materia organica en la abundancia de poliquetos (Annelida: Polychaeta) de la bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano. In: Campos Campos NH, Acero A (eds) *Ciencias del mar - Una mirada desde la Universidad Nacional de Colombia*, 1st edn. Editorial Universidad Nacional de Colombia, Bogotá D.C., Colombia, p 228
- O’Higgins T, Nogueira AA, Lillebø AI (2019) A simple spatial typology for assessment of complex coastal ecosystem services across multiple scales. *Sci Total Environ* 649:1452–1466. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.08.420
- Ospina A, Peña E (2003) Uso de algas bénticas como indicadores de contaminación por metales pesados en la bahía de Buenaventura-Pacífico Colombiano. In: *AGUA 2003 - Usos Múltiples de Agua: Para la vida y el desarrollo sostenible*. CINARA - Universidad del Valle, pp 39–43
- Panesso 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. Universidad Nacional de Colombia Sede Palmira
- Pérez-Ruzafa A, Pérez-Ruzafa IM, Newton A, Marcos C (2019) Coastal Lagoons: Environmental Variability, Ecosystem Complexity, and Goods and Services Uniformity. In: *Coasts and Estuaries*. Elsevier, pp 253–276
- PNUD (2016) Desarrollo humano para todos. *Inf sobre el Desarro Hum* 2016 40
- Potter IC, Tweedley JR, Elliott M, Whitfield AK (2015) The ways in which fish use estuaries: A refinement and expansion of the guild approach. *Fish Fish* 16:230–239. doi: 10.1111/faf.12050
- Puentes V, Moncaleano A (2012) Sistema de gestion regional para el uso sostenibles de los recursos pesqueros del corredor marino del Pacífico Este Tropical (CMAR). *Fundacion Malpelo*
- Riascos JM, Valencia N, Peña EJ, Cantera JR (2019) Inhabiting the technosphere: The encroachment of anthropogenic marine litter in Neotropical mangrove forests and its use as habitat by macrobenthic biota. *Mar Pollut Bull* 142:559–568. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.04.010
- Salas S, Huchim-Lara O, Guevara-Cruz C, Chin W (2019) *Viability and Sustainability of Small-Scale Fisheries in Latin America and The Caribbean*. Springer International Publishing
- Sheaves M, Johnston R, Johnson A, et al (2013) Nursery Function Drives Temporal Patterns in Fish Assemblage Structure in Four Tropical Estuaries. *Estuaries and Coasts* 36:893–905. doi: 10.1007/s12237-013-9610-7
- Sun T, Yang ZF, Shen ZY, Zhao R (2009) Environmental flows for the Yangtze Estuary based on salinity objectives. *Commun Nonlinear Sci Numer Simul* 14:959–971. doi: 10.1016/j.cnsns.2007.10.006
- Tafurt D (2020) Influencia de las condiciones ambientales en la ecología trófica y presencia de microplásticos en tres especies de lenguados de la familia Achiridae en la Bahía de

Buenaventura, Pacífico Colombiano (Tesis de pregrado). Universidad Nacional de Colombia, sede Palmira

- Teichert N, Pasquaud S, Borja A, et al (2017) Living under stressful conditions: Fish life history strategies across environmental gradients in estuaries. *Estuar Coast Shelf Sci* 188:18–26. doi: 10.1016/j.ecss.2017.02.006
- Turner RK (2015) *Coastal Zones Ecosystem Services: From Science to Values and Decision Making*
- Vásquez D (2020) Distribución espacial y aumento a través del tiempo de microplásticos en sedimentos de la Bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano. Universidad Nacional de Colombia, Sede Palmira
- Velásquez O, Cortés L (1997) Estudio y evaluación de metales traza (Pb, Cr, Cu, Cd, y Hg) en aguas, sedimentos y organismos marinos de la Bahía de Buenaventura. *Boletín Científico CCCP* 57–62. doi: Biblioteca Marío Carvajal Univalle
- Vidal L (2020) Incremento de la contaminación por microplásticos en aguas superficiales de la Bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano. Universidad Nacional de Colombia, Sede Palmira
- Vivas-Aguas J, Vargas-Morales L, Guillen-Oñate K, et al (2014a) Vulnerabilidad de la población costera frente a la contaminación orgánica y microbiológica en la bahía de Buenaventura. INVEMAR
- Vivas-Aguas J, Villarraga M, Sanchez D, et al (2014b) ANÁLISIS DE AMENAZAS Y VULNERABILIDAD POR CONTAMINACIÓN ORGÁNICA Y MICROBIOLÓGICA DE LA POBLACIÓN Y LOS ECOSISTEMAS EN LA BAHÍA DE BUENAVENTURA. INVEMAR
- Winemiller KO, Fitzgerald DB, Bower LM, Pianka ER (2015) Functional traits, convergent evolution, and periodic tables of niches. *Ecol Lett* 18:737–751. doi: 10.1111/ele.12462
- Wolanski E, Boorman L a., Chicharo L, et al (2004) Ecohydrology as a new tool for sustainable management of estuaries and coastal waters. *Wetl Ecol Manag* 12:235–276. doi: 10.1007/s11273-005-4752-4
- Wolanski E, Chicharo L, Chicharo MA, Morais P (2006) An ecohydrology model of the Guadiana Estuary (South Portugal). *Estuar Coast Shelf Sci* 70:132–143. doi: 10.1016/j.ecss.2006.05.029

# Capítulo 1: Influences of environmental conditions in the fish assemblages structure of a tropical estuary

*This chapter is already published: Molina, A., Duque, G., Cogua, P., 2020. Influences of environmental conditions in the fish assemblage structure of a tropical estuary. Marine Biodiversity. 50, 5. <https://doi.org/10.1007/s12526-019-01023-0>*

## 1.1 Introduction

The estuaries are characterized by their high geomorphological and environmental complexity, which is reflected in their high physicochemical variability (Day *et al.*, 2012; Elliott and Quintino, 2007), which is strongly related to hydrological circulation patterns, mainly due to changes in the discharge of freshwater into the system (Wolanski *et al.* 2004; Wolanski *et al.* 2006; Sun *et al.* 2009). These environmental variations generate different responses from the community of estuarine organisms (Chícharo *et al.*, 2009; Teichert *et al.*, 2017), related to the characteristics of their life cycle, the possibility of taking advantage of shelter and food opportunities and their physiological characteristics (Potter *et al.*, 2015; Sheaves *et al.*, 2013; Winemiller *et al.*, 2015). This generates individual distribution patterns of organisms, which is evidenced by changes in density and biomass (Able, 2005; Elliott *et al.*, 2007; Sheaves *et al.*, 2013).

The effect of the environmental variability on the structure of estuarine fish assemblages at different scales is well documented (Whitfield, 1999), and in general, it is important information to have a comprehensive understanding of the estuarine processes and their mechanisms at each particular estuary (França *et al.*, 2011; Sheaves and Johnston, 2009; Teichert *et al.*, 2017; Vilar *et al.*, 2013), which is somewhat addressed in this study. Estuaries are important not only for their importance as spawning areas, which influence the distribution of fish and invertebrates (Elliott *et al.*, 2007; Lima *et al.*, 2015; Martino and Houde, 2010), but also for the high food availability (Ferreira *et al.*, 2016; Lima *et al.*, 2015; Nagelkerken *et al.*, 2008). Other factors include the use of the estuary as nursery grounds

(Sheaves *et al.*, 2013) and shelter during different stages of their life cycle (Elliott *et al.*, 2007; Potter *et al.*, 2015; Sheaves *et al.*, 2013), which drive to changes in species composition, density and biomass along the estuary (Blaber *et al.*, 1989; Ferreira *et al.*, 2016; Sheaves *et al.*, 2013). On the other hand, the supply of resources and competition (Blaber *et al.*, 1989; Day *et al.*, 2012; Le Pape and Bonhommeau, 2015; Teichert *et al.*, 2017; Whitfield, 2016), along with tolerance or preference for specific environmental conditions (Able, 2005; Blaber *et al.*, 1989; Sheaves and Johnston, 2009; Whitfield *et al.*, 2012), also influence the use that fish have of estuaries, which is reflected in variations of the fish assemblage spatially and temporally. All these processes and forms of use of estuaries are regulated by changes in the environmental conditions, mainly in the hydrological patterns (Sun *et al.*, 2009; Wolanski *et al.*, 2006, 2004). Nevertheless, due to the complexity of the estuarine ecosystems, the understanding of how fishes respond to environmental fluctuations is a work in progress (Elliott and Quintino, 2007; França *et al.*, 2012; Sheaves *et al.*, 2016; Teichert *et al.*, 2017).

Many studies have evaluated the importance of different environmental variables in assemblages of estuarine fishes at different spatial scales (Pasquaud *et al.*, 2015; Sheaves and Johnston, 2009; Vilar *et al.*, 2013), concluding that variations in their specific environmental and morphological characteristics generate unique dynamics in the assemblages of fishes in each estuary, which must be understood within patterns at larger scales (Sheaves, 2016). According to this, it is necessary to study the specific ecological dynamics of each estuary at different area scales and at different seasons. In the case of tropical estuaries, the study of these variations is important for the recognition of their high species richness throughout these scales (Pasquaud *et al.*, 2015). Therefore, comprehensive knowledge of the dynamic ecosystem of the Buenaventura Bay estuary is necessary to adjust wildlife management and conservation policies (Blaber, 2013; Sheaves, 2017).

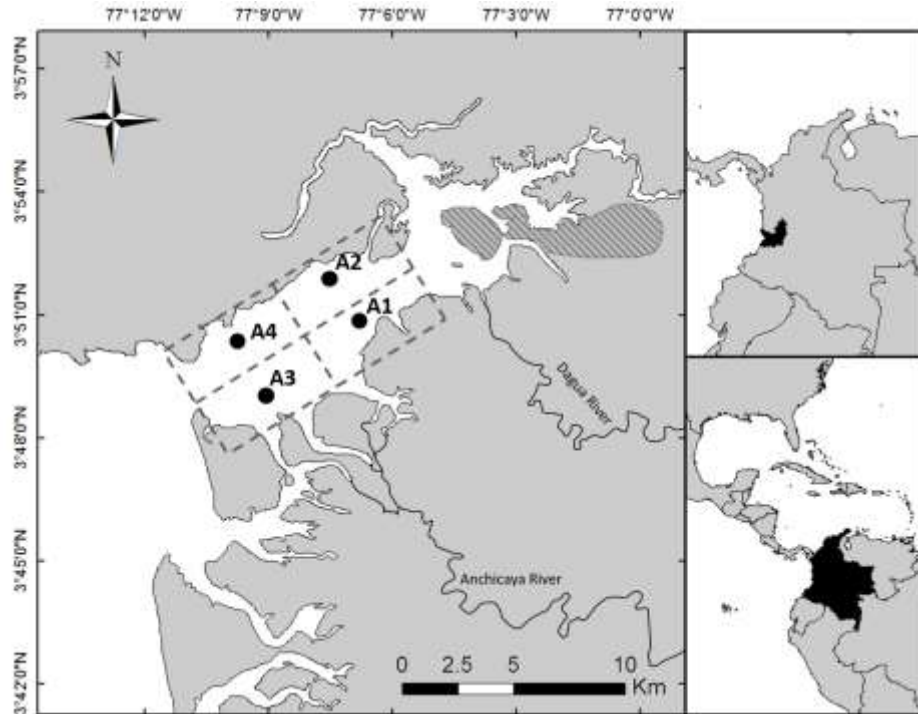
This study is aimed at contributing to the understanding of the response patterns of fish assemblages due to environmental changes in tropical estuaries, analyzing spatial and temporal distribution of species, density and biomass. This knowledge will be useful for filling the gap in the poor knowledge of the estuarine fish assemblages of the Pacific coast of South America (Blaber, 2013; Castellanos-Galindo *et al.*, 2013), especially for the estuaries of the Colombian Pacific, and generating a baseline to evaluate and estimate the different impacts that take place in Buenaventura Bay estuary such as: contamination by microplastics, heavy metals and dredging effects (unpublished data).

## 1.2 Materials and methods

### 1.2.1 Study area

The Buenaventura Bay is an estuarine system located on the Pacific coast of Colombia ( $3^{\circ}48'09.99''$ - $3^{\circ}52'38.57''$  N;  $77^{\circ}06'30.75''$ - $77^{\circ}09'25.96''$  W), Tropical Eastern Pacific (Figure. 1.1). Being located in the Inter-Tropical Convergence Zone and the proximity to the Andes Mountain range. It is one of the most humid regions in the world (Cantera and Blanco, 2001), with a mean air temperature of  $25.9^{\circ}\text{C}$ , a relative humidity of 80-95%, 228-298 days of rainfall per year and average annual precipitation of 6508 mm (Lobo-Guerrero, 1993). From January to June the total monthly average precipitation is 200 to 500 mm, low rain season (Dry season) and from July to December 500 to  $>700$  mm, higher rain season (Rainy season), with high precipitation (755 mm) for 2015 in November and low (272 mm) in June (Figure. 1.2a). The mean depth is 5 m and has two tributary rivers, Anchicayá and Dagua ( $427\text{ m}^3\text{ s}^{-1}$ ) which give it characteristics of a positive estuary (Gamboa-García *et al.*, 2018). This estuary can be considered a well-mixed system, to present differences between the salinity of the bottom and the surface smaller than 2 (Otero, 2005). Buenaventura Bay estuary was divided into four areas according to salinity gradient, geomorphology and environmental characteristics (Figure 1.1). In the inner part of the Bay Area 1 (A1) is located in the south ( $3^{\circ}50'32.36''$ - $3^{\circ}50'56.29''$  N;  $77^{\circ}06'33.29''$ - $77^{\circ}07'09.50''$  W), with direct influence from the rivers and Area 2 (A2) in the north ( $3^{\circ}50'22.15''$ - $3^{\circ}52'00.51''$  N;  $77^{\circ}07'08.82''$ - $77^{\circ}09'14.00''$  W), with less influence from rivers. In the part of the estuary with greater marine influence is located the Area 3 (A3) to the south ( $3^{\circ}48'50.69''$ - $3^{\circ}49'14.51''$  N;  $77^{\circ}08'46.41''$ - $77^{\circ}09'24.74''$  W), with influence from rivers and the Area 4 (A4) to the north ( $3^{\circ}50'21.99''$ - $3^{\circ}50'46.35''$  N;  $77^{\circ}09'03.18''$ - $77^{\circ}09'35.92''$  W), with less influence from rivers. It is important to emphasize that this ecosystem has a high anthropic intervention since it has an estimated population for 2019 of 432501 inhabitants (DANE, 2005) and the most important port in Colombia (Diaz, 2007).

Figure 1.1. Buenaventura Bay estuary indicating the sampling areas (A1, A2, A3, and A4) samples



## 1.2.2 Sampling methods

In this study, trawl samples were taken at four times of the year and in four areas of the estuary each time. Samples were taken at a depth (mean±S.E.) of  $2.1 \pm 0.6$  m. The field samplings along the year were carried out in April, June, September, and November of 2015. Nevertheless, the samples of April and June were analyzed together as the dry season and September and November as the rainy season. In each field trip, three trawl samples were taken in each of the four sampling areas (A1, A2, A3 and A4) (Figure 1.1). Fish samples were collected using artisanal otter trawl with 10 minute hauls each replicate. The net was a mesh size (between knots) of 25.4 mm, ground rope of 3.6 m and 3.1 m of head rope. The trawl speed was between 3.1 and 4.0 km h<sup>-1</sup> and the swept area between 790 and 1011 m<sup>2</sup>. The trawl area and catch per unit of effort used to estimate the density and biomass were calculated following the FAO proposal (Sparre and Venema, 1997), assuming that the fraction of the head rope which was close to the width of the trawled area was  $X_2=0.5$ . Additionally, before each trawling variables such as salinity, temperature (° C), dissolved oxygen (mg l<sup>-1</sup>) and pH were measured in water at a depth of 50 cm (Thermo Scientific Orion Five Stars probe). These four variables have been found the ones that best correlate with variations in the structure of fish communities in estuaries around the

world, representing seasonal hydrological changes and the influence of pollutants (Marshall and Elliott, 1998; Pombo *et al.*, 2005; Rashed-Un-Nabi *et al.*, 2011; Whitfield, 1999).

### **1.2.3 Species classification**

The identification of fishes was determined by using Fischer *et al.* (1995a,b), Nelson (2006), Marceniuk *et al.* (2009, 2017), Robertson and Allen (2015), Froese and Pauly (2017), and Tavera *et al.* (2018). Total length ( $L_T$ ), standard length ( $L_S$ ) and total weight (g) were measured for all fishes. The fish species were classified into three estuarine use functional groups following Elliott *et al.* 2007 and Potter *et al.* 2015. The functional groups were: 1) Estuarine Residents: species that develop all parts of their life cycle under estuarine conditions, 2) Marine Estuarine Opportunistic: species that frequently enter the estuary in search of different resources, mainly food and shelter, and 3) Marine Estuarine Dependent: species that depend on the estuary for the development of some part of their life cycle, mainly related to the reproduction and supply of food and shelter when they are juveniles.

### **1.2.4 Statistical analysis**

Differences in ecological descriptors of the fish community (number of species, density, and biomass) were assessed with two-way ANOVA ( $\alpha=0.05$ ), with the season (dry and rainy) and sampling area (A1, A2, A3 and A4) as the main factors. To verify the homogeneity of variances, the Cochran test was used ( $\alpha=0.05$ ) and residual plots were examined to evaluate normality. The original data were transformed using the Box-Cox method to improve normality (Box and Cox, 1964). When significant differences were detected in ANOVA, the Bonferroni test ( $\alpha = 0.05$ ) was used to evaluate differences between pairs of groups (Quinn and Keough, 2002). Since some fish species were seldom captured, 14 representative species were selected (Table 1), according to the species with higher values in the sum of the percentages of density, biomass, and frequency of occurrence. The density data were standardized and a similarity matrix based on the Bray-Courtis Ranked Index was constructed, with which the cluster analysis was done (Clarke, 1993; Clarke *et al.*, 2014). Pre-treatment and cluster analysis was computed using PRIMER 7 (Clarke and Gorley, 2015).

To detect ecological correlations and to evaluate the spatial and temporal variations of the fish assemblage structure, a Canonical Correspondence Analysis was conducted (CCA) (CANOCO 4.5; Braak & Smilauer, 2002). Moreover, a multiple regression analysis (least squares) was performed, with site scores from weighted averages of fish density as the dependent variable and environmental variables as the independent variables (Braak, 1986; Legendre and Legendre, 1998; Palmer, 1993). The

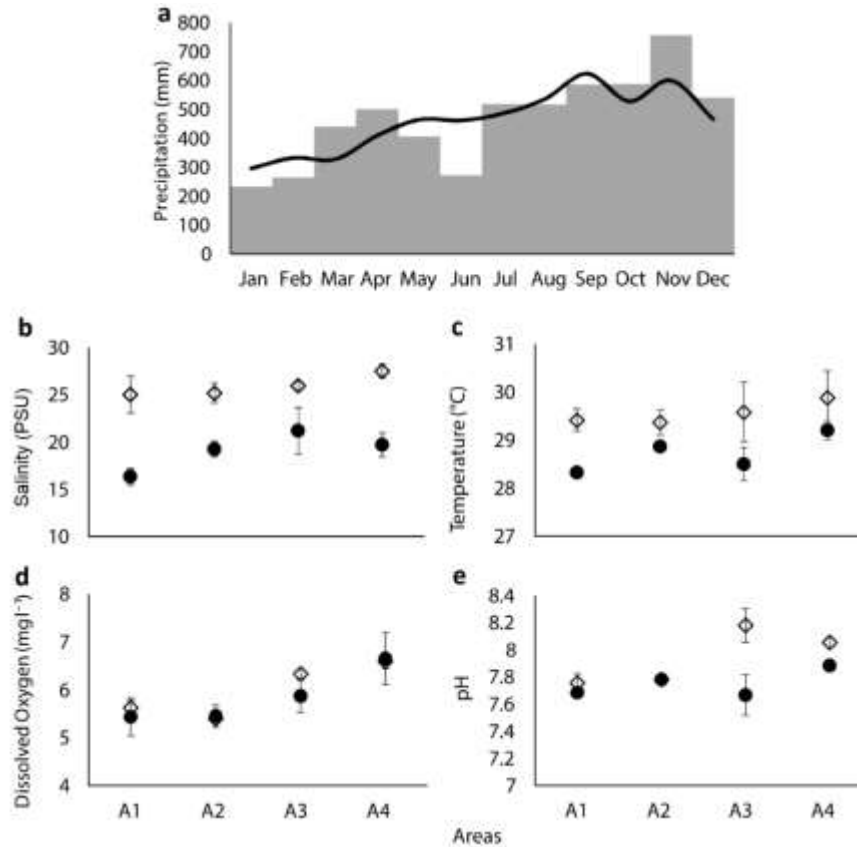
CCA was performed with transformed data (Square root) and 1000 iterations (randomized areas) by the Monte Carlo test. These results were plotted to visualize the correlations between fish species and environmental variables as vectors (Leps and Smilauer, 2003).

## 1.3 Results

### 1.3.1 Environmental variables

Spatial and temporal patterns were observed in the environmental variables showing seasonal variations in salinity, which was higher in the dry season, corresponding to January and June (mean  $\pm$  S.E.  $25.9 \pm 0.6$  PSU), and lower in the rainy season, corresponding to July and December ( $19.1 \pm 0.8$  PSU), including all study areas (Figure 1.2). The lowest salinity ( $16.4 \pm 0.9$  PSU) was recorded in the area closest to the mouth of rivers (A1) in the rainy season, and the highest salinity ( $27.5 \pm 0.7$ ) in the area of main marine influence (A4), in the dry season. The highest variability in salinity was recorded in the rainy season in A3 (Coefficient of Variation (C.V.) 28.3%) (Figure 1.2b). The temperature showed little variation among seasons, being higher in the dry season ( $29.6 \pm 0.2$  °C) and lower ( $28.7 \pm 0.1$  °C) in the rainy season. It was registered the highest temperature in A4 in the dry season ( $29.9 \pm 0.6$  °C) and the lowest in A1 at the rainy season ( $28.3 \pm 0.1$  °C) (Figure 1.2c). Concerning to dissolved oxygen, a spatial pattern was observed, with the highest concentrations ( $6.4 \pm 0.2$  mg l<sup>-1</sup>) in the areas of predominant marine influence (A3 and A4) and the lowest ( $5.5 \pm 0.1$  mg l<sup>-1</sup>) in the internal areas (A1 and A2) (Figure 1.2d). The pH values showed little variation in the internal areas in both, dry (A1:  $7.8 \pm 0.1$ ; A2:  $7.8 \pm <0.1$ ) and rainy seasons (A1:  $7.7 \pm <0.1$ ; A2:  $7.8 \pm <0.1$ ). Nevertheless, pH seasonal variations were observed in the external areas (A3 and A4), with the highest variability in A3 in the dry season with the highest value ( $8.2 \pm 0.1$ ), and the lowest ( $7.7 \pm 0.1$ ) in the same area in the rainy season (Figure 1.2e).

Figure 2.2. Environmental variables. a) Total monthly rainfall (gray bars) and historical pattern (1931–2015) (black line) and mean  $\pm$  SE range of b) salinity, c) temperature, d) dissolved oxygen, and e) pH, in function of rainfall seasons and sampling areas. Rainfall < 500 mm, dry season (diamond); rainfall > 500 mm, rainy season (black dot). A1, area 1; A2, area 2; A3, area 3; A4, area 4.



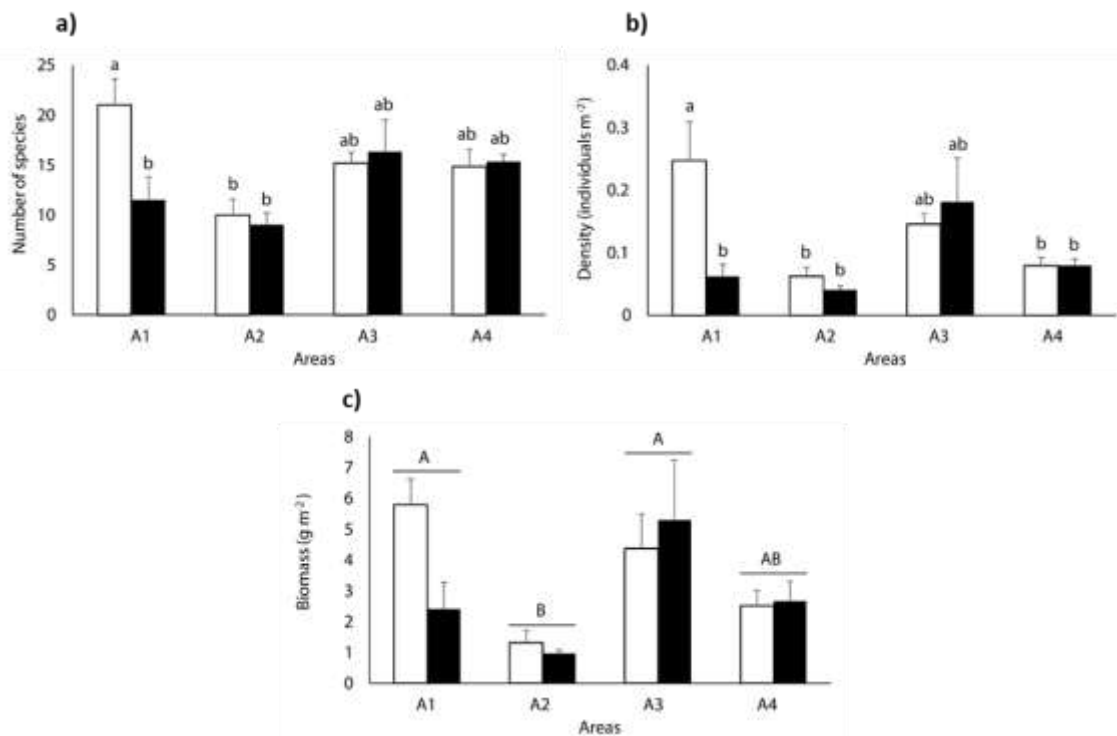
### 1.3.2 Composition of the fish assemblages

Total captures of fish varied between sampling areas and seasons. A total of 4674 individuals, weighing 132.16 kg, belonging to 69 species of 29 families were collected, with an absolute mean density of  $0.112 \pm 0.015$  individuals  $m^{-2}$  and absolute mean biomass of  $3.168 \pm 0.397$  g  $m^{-2}$ . The families with the highest number of species were Sciaenidae (12 species), Gerreidae, Haemulidae (both with 5 species), Ariidae, Carangidae, and Tetraodontidae (4 species each). In general, fish density was higher in the dry season (59.5%), so was biomass (55.2%) and the number of species (91.3%) (Figure 1.3). In the rainy season, there were fewer species (77%). Spatially, in the dry season, the highest density, biomass, and number of species were recorded in A1 (27.6%, 22.9%, and 43 species, respectively), the lowest density and biomass were observed in A2 (6.9% and 5.2%, respectively) and the lowest number of species in A3 (28 species). In the rainy season, the highest density and biomass were found in A3 (20.2% and 20.9%, respectively) and the highest number of species in A4 (34 species), while lower density,

biomass, and number of species were observed in A2 (4.5%, 3.8%, and 25 species, respectively) (Figure 1.3).

The species *Sphoeroides trichocephalus*, *Haemulopsis nitidus*, *Citharichthys gilberti*, *Ophioscion typicus*, *Urotrygon rogersi*, *Lile stolifera*, *Cathorops multiradiatus*, *Achirus klunzingeri*, *Symphurus chabanaudi*, *Pseudupeneus grandisquamis*, *Daector dowi*, *Achirus mazatlanus*, *Sphoeroides annulatus*, and *Stellifer melanocheir* comprised 90% of the total density and 81% of the total biomass. The dominant fish species in the Buenaventura Bay estuary were *S. trichocephalus*, with the highest density (35% of the total density) and *U. rogersi*, with the highest biomass (23% of total biomass).

Figure 3.3. Mean  $\pm$  SE range in the total number of species (a), density (b), and biomass (c) in function of rain seasons and sampling areas. Dry season (white bars), rainy season (black bars). A1, area 1; A2, area 2; A3, area 3; A4, area 4. The letters represent significant differences determined by Bonferroni test ( $p < 0.05$ ) post hoc comparisons. Lowercase letters indicate that the rain season and sampling area interaction is significant, and capital letters indicate that the area factor is significant



### 1.3.3 Spatial and temporal variation

The number of species varied significantly in the interaction among seasons and sampling areas ( $F_{3,40}=3.142$ ,  $P<0.05$ ) and between areas ( $F_{3,40}=5.048$ ,  $P<0.01$ ), but not among seasons. The main source of variance of the model was in A2 where the lowest number of species was recorded in both

seasons and A1 in the rainy season. In contrast, the highest number of species was recorded in A1 at the dry season (Figure 1.3a).

Density also varied significantly in the interaction between rain seasons and sampling areas ( $F_{3,40}=3.813$ ,  $P<0.05$ ) and between areas ( $F_{3,40}=4.918$ ,  $P<0.01$ ), but not between rain seasons. The differences corresponded to the lower densities recorded in A2 and A4 in the dry and rainy seasons and in A1 at the rainy season, compared to the higher density recorded in A1 at the dry season (Figure 1.3b).

The biomass presented only significant differences between areas ( $F_{3,40}=5.830$ ,  $P<0.01$ ), being the main source of variation, the lowest biomass recorded in A2 and the highest in A1 and A3, with the intermediate biomass recorded in A4 (Figure 1.3c). Since the number of species, density, and biomass was influenced by one or both main effects (rain season and sampling area), fourteen representative species (high density, biomass and frequency of occurrence) were selected, and analyzed separately in all seasons and sampling areas (Table 1.1).

The mean density showed significant differences ( $P<0.05$ ) for the interaction of seasons and sampling areas for the species *S. trichocephalus*, *H. nitidus*, *C. gilberti*, and *C. multiradiatus* (Table 1.1). The species *O. typicus*, *P. grandisquamis*, *A. mazatlanus*, and *S. melanocheir* presented significant differences among seasons for density. Significant differences were also found between sampling areas for density of species *U. rogersi*, *A. klunzingeri*, and *S. chabanaudi*. The species *Lile stolifera*, *D. dowi*, and *S. annulatus* did not present significant differences between seasons, sampling areas or for the interaction of these two factors. General, the main sources of variation were A1 in the dry season and A3 in the rainy season (Table 1.1)

Table 1.1. Density (mean  $\pm$  SE) of 14 most representative fish species in the function of rainfall seasons and sampling areas and functional groups according to the estuary use: estuarine resident (R), marine estuarine opportunist (O) and marine estuarine dependent (D).

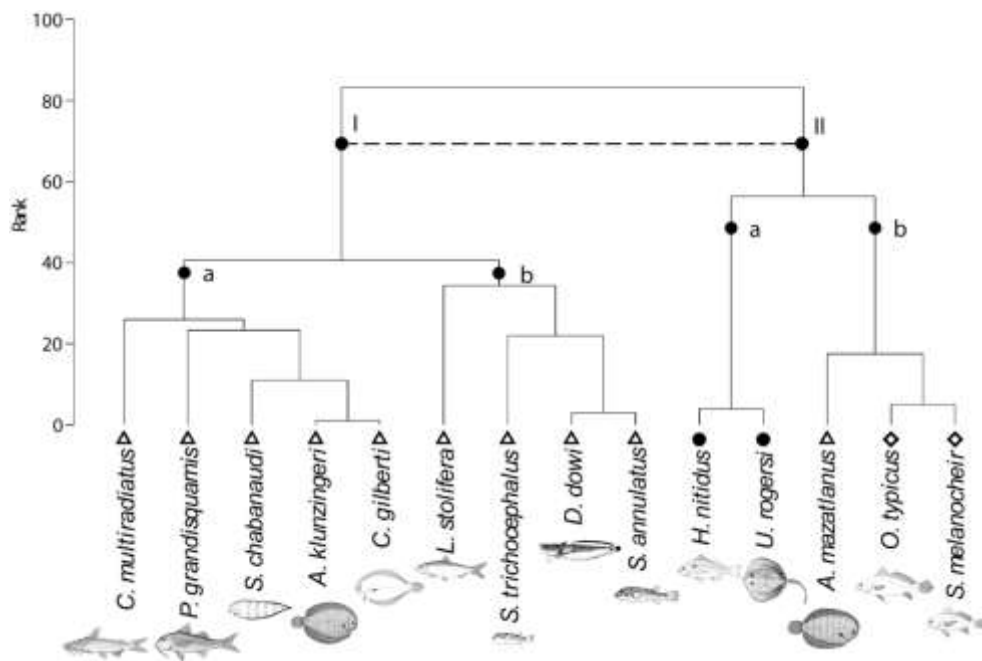
	A1		A2		A3		A4		FG
	Dry	Rainy	Dry	Rainy	Dry	Rainy	Dry	Rainy	
<i>Sphoeroides trichocephalus</i>	0.1295 $\pm$ 0.0483 a	0.0099 $\pm$ 0.0044 b	0.0170 $\pm$ 0.0026 b	0.0151 $\pm$ 0.0077 b	0.0447 $\pm$ 0.0090 ab	0.0624 $\pm$ 0.0284 ab	0.0240 $\pm$ 0.0107b	0.0105 $\pm$ 0.0019b	R
<i>Urotrygon rogersi</i>	0.0091 $\pm$ 0.0059	0.0004 $\pm$ 0.0002	AB 0.0006 $\pm$ 0.0006	0.0010 $\pm$ 0.0005	B 0.0142 $\pm$ 0.0081	0.0134 $\pm$ 0.0061	A 0.0057 $\pm$ 0.0021	0.0010 $\pm$ 0.0004	AB O
<i>Citharichthys gilberti</i>	0.0153 $\pm$ 0.0042 a	0.0029 $\pm$ 0.0010 bc	0.0025 $\pm$ 0.0016 bc	0.0002 $\pm$ 0.0002 c	0.0033 $\pm$ 0.0012 bc	0.0038 $\pm$ 0.0019 bc	0.0115 $\pm$ 0.0021 ab	0.0098 $\pm$ 0.0012 ab	R
<i>Achirus klunzingeri</i>	0.0065 $\pm$ 0.0027	0.0057 $\pm$ 0.0022	A 0.0013 $\pm$ 0.0010	0.0017 $\pm$ 0.0011	B 0.0013 $\pm$ 0.0004	0.0013 $\pm$ 0.0010	B 0.0046 $\pm$ 0.0012	0.0035 $\pm$ 0.0008	AB R
<i>Lile stolifera</i> <sup>NS</sup>	0.0040 $\pm$ 0.0015	0.0000 $\pm$ 0.0000	0.0023 $\pm$ 0.0008	0.0086 $\pm$ 0.0056	0.0048 $\pm$ 0.0016	0.0084 $\pm$ 0.0040	0.0021 $\pm$ 0.0009	0.0088 $\pm$ 0.0031	R
<i>Symphurus chabanaudi</i>	0.0012 $\pm$ 0.0008	0.0015 $\pm$ 0.0006	B 0.0010 $\pm$ 0.0008	0.0010 $\pm$ 0.0004	B 0.0033 $\pm$ 0.0006	0.0023 $\pm$ 0.0015	AB 0.0046 $\pm$ 0.0011	0.0046 $\pm$ 0.0013	A R
<i>Sphoeroides annulatus</i> <sup>NS</sup>	0.0019 $\pm$ 0.0010	0.0017 $\pm$ 0.0006	0.0008 $\pm$ 0.0006	0.0017 $\pm$ 0.0007	0.0031 $\pm$ 0.0012	0.0023 $\pm$ 0.0007	0.0008 $\pm$ 0.0004	0.0008 $\pm$ 0.0002	R
<i>Daector dowi</i> <sup>NS</sup>	0.0034 $\pm$ 0.0008	0.0015 $\pm$ 0.0007	0.0013 $\pm$ 0.0006	0.0002 $\pm$ 0.0002	0.0029 $\pm$ 0.0005	0.0021 $\pm$ 0.0006	0.0017 $\pm$ 0.0004	0.0002 $\pm$ 0.0002	R
<i>Cathorops multiradiatus</i>	0.0122 $\pm$ 0.0035 a	0.0060 $\pm$ 0.0045 ab	0.0010 $\pm$ 0.0005 b	0.0006 $\pm$ 0.0003 b	0.0004 $\pm$ 0.0002 b	0.0006 $\pm$ 0.0004 b	0.0025 $\pm$ 0.0018 ab	0.0052 $\pm$ 0.0018 ab	R
<i>Pseudupeneus grandisquamis</i> *	0.0031 $\pm$ 0.0010	0.0004 $\pm$ 0.0002	0.0017 $\pm$ 0.0010	0.0004 $\pm$ 0.0004	0.0025 $\pm$ 0.0016	0.0010 $\pm$ 0.0005	0.0027 $\pm$ 0.0013	0.0036 $\pm$ 0.0022	R
<i>Ophioscion typicus</i> *	0.0000 $\pm$ 0.0000	0.0179 $\pm$ 0.0098	0.0000 $\pm$ 0.0000	0.0008 $\pm$ 0.0004	0.0000 $\pm$ 0.0000	0.0157 $\pm$ 0.0091	0.0040 $\pm$ 0.0034	0.0100 $\pm$ 0.0043	D
<i>Achirus mazatlanus</i> *	0.0008 $\pm$ 0.0004	0.0033 $\pm$ 0.0018	0.0000 $\pm$ 0.0000	0.0023 $\pm$ 0.0017	0.0004 $\pm$ 0.0002	0.0042 $\pm$ 0.0020	0.0017 $\pm$ 0.0011	0.0006 $\pm$ 0.0003	R
<i>Haemulopsis nitidus</i>	0.0029 $\pm$ 0.0029 b	0.0002 $\pm$ 0.0002 b	0.0000 $\pm$ 0.0000	0.0010 $\pm$ 0.0005 b	0.0218 $\pm$ 0.0103 ab	0.0385 $\pm$ 0.0169 a	0.0014 $\pm$ 0.0010 b	0.0002 $\pm$ 0.0002 b	O
<i>Stellifer melanocheir</i> *	0.0000 $\pm$ 0.0000	0.0006 $\pm$ 0.0004	0.0000 $\pm$ 0.0000	0.0013 $\pm$ 0.0013	0.0000 $\pm$ 0.0000	0.0040 $\pm$ 0.0020	0.0000 $\pm$ 0.0000	0.0038 $\pm$ 0.0018	D

The letters represent significant differences determined by Bonferroni test ( $p < 0.05$ ) post hoc comparisons. Lowercase letters indicate that the rain season and sampling area interaction is significant, and capital letters indicate that the area factor is significant. Differences between rainy seasons are indicated by asterisk. NS indicates no significant differences were found. The species are organized from highest to lowest values in the sum of percentages of density, biomass, and frequency of occurrence

### 1.3.4 Patterns in the structure of fish assemblages and its relationship with environmental variables

The fourteen species of fish selected were classified into two main groups, based on density data (cluster analysis; Figure 1.4). Group I consists of estuarine resident species, common in both seasons, dry and rainy. This group was divided into two: the subgroup "I-a", which presents high densities in A1 and A4 (*C. multiradiatus*, *Pseudupeneus grandisquamis*, *Symphurus chabanaudi*, *A. klunzingeri*, and *C. gilberti*) and the subgroup "I-b", which presented high densities in A3 (*L. stolifera*, *S. trichocephalus*, *Daector dowi*, and *Sphoeroides annulatus*).

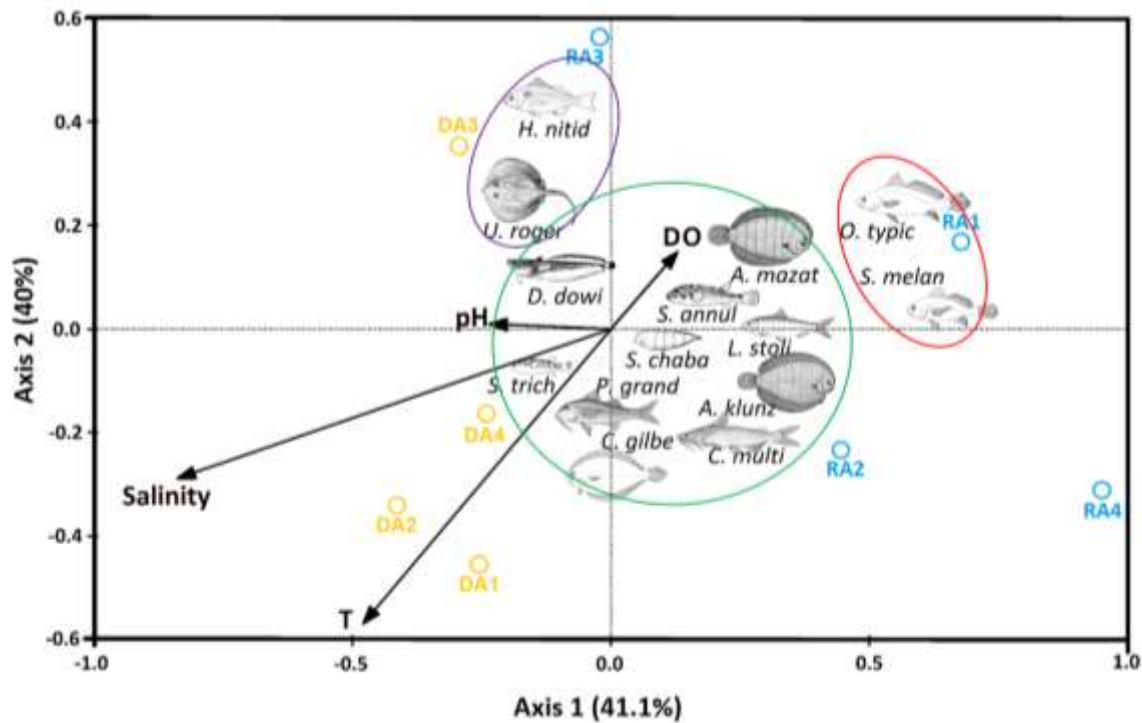
Figure 1.4. Cluster dendrogram of representative species based on density similarity data between areas and seasons. The fish species were classified according to estuarine use functional groups: estuarine resident (triangle), marine estuarine opportunistic (black dot), and marine estuarine dependent (diamond).



The second group (II) consisted of marine estuarine migratory species with higher densities either in one specific area or in only one season. This group was also divided into two groups: the subgroup "II-a", formed by marine estuarine opportunistic species abundant in A3 (*H. nitidus* and *U. rogersi*) and the subgroup "II-b", which consisted of marine estuarine dependent to the estuary species (*O. typicus*

and *Stellifer melanocheir*) and *Achirus mazatlanus*, estuarine resident, which were recorded mainly during the rainy season.

Figure 1.5. CCA triplot for correlations between environmental variables and density of 14 most representative fish species. Arrows represent environmental variables: salinity, dissolved oxygen (DO), temperature (T), and pH. Unfilled circles represent the combination between rain seasons (D dry season, R rainy season) and study areas (A1, A2, A3, and A4). Filled circles represent the fish species (*S. trich*: *S. trichocephalus*, *C. gilbe*: *C. gilberti*, *L. stoli*: *L. stolifera*, *C. multi*: *C. multiradiatus*, *A. klunz*: *A. klunzingeri*, *S. chaba*: *S. chabanaudi*, *P. grand*: *P. grandisquamis*, *D. dowi*: *D. dowi*, *A. mazat*: *A. mazatlanus*, *S. annul*: *S. annulatus*, *O. typic*: *O. typicus*, *S. melan*: *S. melanocheir*, *H. nitid*: *H. nitidus*, and *U. roger*: *U. rogersi*). Green circle, estuarine residents; purple circle, marine estuarine opportunistic; and red circle, marine estuarine dependent.



The CCA shows the correlation between the density of the 14 most important fish species (high density, biomass, and frequency of occurrence) with the environmental variables in both, sampling areas and seasons (Figure 1.5). The first two axes explain 84.1% of the variance of the relationship between fish species and environmental conditions. The first axis showed a negative correlation with salinity ( $P < 0.05$ ) and temperature, representing the gradient in the environmental conditions generated by seasons (Figure 1.5 and Table 1.2). The second axis is related to dissolved oxygen and pH, representing differences between sampling areas.

Table 1.2. Summary of CCA using density of 14 most important fish species and environmental variables. The environmental variables most correlated with each axis are indicated in italics.

Summary of CCA	Axis 1	Axis 2	<i>P-value</i>
Eigenvalue	0.186	0.169	
Species-environment correlation	0.925	0.985	
<i>Cumulative % variance</i>			
Of species data	32.6	62.3	
Of species-environmental variables	44.1	84.1	
<i>Correlation with environmental variables</i>			
Salinity	<b>-0.862098</b>	-0.0213882	0.034
Temperature	<b>-0.666445</b>	-0.207559	0.068
Dissolved oxygen	0.0207171	<b>0.275433</b>	0.482
pH	-0.439325	<b>0.267755</b>	0.108

The estuarine resident fish species (*S. trichocephalus*, *C. gilberti*, *L. stolifera*, *C. multiradiatus*, *A. klunzingeri*, *S. chabanaudi*, *P. grandisquamis*, *D. dowi*, *A. mazatlanus*, and *S. annulatus*) form an assemblage within the estuary (represented by a group around the origin of the axes), with a high frequency in all sampling areas, in both seasons (Figure 1.5). The marine estuarine dependent species, *O. typicus* and *S. melanocheir*, form another assemblage, which was associated with low salinities and temperatures and to the rainy season (Figure 1.5). The marine estuarine opportunistic species, *H. nitidus* and *U. rogersi*, form the last assemblage and was related to high concentrations of dissolved oxygen in A3 (Figure 1.5).

## 1.4 Discussion

### 1.4.1 Fish assemblages

Patterns of variation between dry and rainy seasons and sampling areas were observed for the fish assemblage of Buenaventura Bay estuary.

The fish assemblage was dominated by 14 species (20%) of the total of 69 species recorded. These 14 species represented 90% of the total fish density, which is to be expected for estuaries, where few

species are the most dominant. This is usually due to the strong environmental variations, the wide range of resources and the different ontological uses that fish make of the estuaries (Whitfield, 1999). This few species dominance is similar to an estuary in Ecuador, where seven species (23% of fish species) represented 95% of the total fish density (Shervette *et al.*, 2007). Moreover, for an estuary in Costa Rica, the fish dominance reported was only for ten species (12% of fish species), which represented the 63% of total fish density (Feutry *et al.*, 2010), and north of Brazil, where three species (4% of fish species) represent more than 40% of the total biomass (Vilar *et al.*, 2013).

In this study, the most abundant species was *S. trichocephalus* (Tetraodontidae) (Table 1.1), possibly because it is well adapted to the estuarine conditions (Nelson, 2006) and its affinity for turbid waters and soft bottoms (Robertson and Allen, 2015), environmental conditions characteristic of Buenaventura Bay estuary. In previous studies carried out in Buenaventura, the family Tetraodontidae, specifically *S. annulatus*, is reported as one of the most abundant, with *L. stolifera* (Clupeidae) being the most abundant species (Rubio, 1984a). In contrast, in the present study, *L. stolifera* was the sixth species in density ranking (4.3%) and *S. annulatus* the sixteenth (1.5%), suggesting possible changes in the structure of the fish community in Buenaventura Bay estuary. Species of the family Tetraodontidae have been reported as one of the most abundant in the Coto-Colorado estuary in Costa Rica (Feutry *et al.*, 2010). In Malaga Bay - Colombian Pacific, an estuary near to Buenaventura Bay, *L. stolifera*, *Centropomus armatus*, *Lutjanus argentiventris*, *Diapterus peruvianus*, and *Ariopsis simonsi* are reported as dominant species (Castellanos-Galindo *et al.*, 2013), which are different to the dominant species found in Buenaventura Bay in this study. This variation among adjacent estuaries may be due to the much greater amount of sediments that are deposited by rivers into the Buenaventura bay estuary (Rubio, 1984a, 1984b). The most abundant species in other tropical estuaries of central and south America are: *Cathorops fuerthii* and *A. mazatlanus*, in Nayarit, Mexican Pacific (Amezcuca *et al.*, 1987); *Anchoa hepsetus* and *Eucinostomus gula* in Margarita Island, Venezuela (Ramírez Villaroel, 1994); *Cathorops agassizii* and *Stellifer naso* in the north of Brazil and *Bagre marinus* and *Achirus lineatus* in the north-east of Brazil (Vilar *et al.*, 2013).

Significant differences were observed for species richness and total densities among seasons and areas, whereas differences in total biomass were found only among areas in Buenaventura Bay. These differences may be due to the diverse ontogenic uses of the estuaries, not only as spawning, feeding and growing area but also for the wide environmental changes among seasons and areas such as salinity and suspended solids (Amezcuca *et al.*, 1987; Feutry *et al.*, 2010; Shervette *et al.*, 2007; Vilar *et al.*, 2013). Additionally, the change in the supply of resources in estuaries due to natural (Lima *et al.*, 2015; Nagelkerken *et al.*, 2008) or anthropogenic causes (Amorim *et al.*, 2017), might be also influencing the

differences along the Buenaventura Bay estuary. Since significant spatial and temporal differences of fish richness, density, and biomass were found in this study, the most representative fish species were assessed separately.

#### **1.4.2 Movement of fish species in the estuary**

Among the representative species of fish evaluated individually, it was found that most of the species (six species) are estuarine residents (*S. trichocephalus*, *C. gilberti*, *L. stolifera*, *C. multiradiatus*, *A. klunzingeri*, and *S. chabanaudi*) and are found along the estuary throughout the year (except for *L. stolifera* which was not recorded in A1 at the rainy season). Nevertheless, there were differences in these species densities and biomass, which may indicate that the use of the estuary by fish of similar functional groups is rather complex. This complexity has been reported also for ichthyoplankton in estuaries of the western Indo Pacific (Blaber *et al.*, 1997) and northeastern Brazil (Lima *et al.*, 2015) among others.

In the dry season, *Sphoeroides trichocephalus* was the most abundant for the area most influenced by rivers, whereas, in the rainy season, it was abundant in an area with more marine influence and variability. This suggested that this species has a wide physiological tolerance to variations in salinity and higher levels of turbidity than other species (Robertson and Allen, 2015). Moreover, this characteristic may be an advantage to avoid predation and to use the available resources associated with the suspended material supplied by rivers. In contrast, in a South Western Atlantic estuary (Guanabara Bay, Brazil) it was found that Tetraodontidae is moving into the estuary seeking stable conditions that are associated to waters of high transparency and areas with greater marine influence (De Andrade *et al.*, 2015). *Lile stolifera* did not present significant differences between areas and rain seasons, being a species well adapted to the estuarine conditions, for which it is the dominant species in several estuaries of Tropical Eastern Pacific (Castellanos-Galindo *et al.*, 2013). The absence of *L. stolifera* in the inner zone of the estuary with a greater influence of the rivers in the rainy season probably responds to a preference for more stable conditions, despite being well-adapted and common in estuaries (Castellanos-Galindo *et al.*, 2013). *Symphurus chabanaudi* showed higher density and biomass in the areas with greater marine influence, which agrees with what was reported for the Gulf of Mexico, where they have registered a preference for deep waters (Rábago-quiroz *et al.*, 2008). It was observed that *C. gilberti*, *C. multiradiatus*, and *A. klunzingeri* presented preference for the inner zone of the estuary with greater influence of the rivers in the dry season, and in the rainy season are distributed throughout the estuary, with the highest abundances in contrasting areas, the inner zone of the estuary with great influence of the rivers and the external zone of the estuary with less influence of the rivers. This

distribution of abundance can be caused by the search for more stable conditions in response to the high environmental variability resulting from hydrological changes (Vilar *et al.*, 2013). The permanence in the inner zone of the estuary with a greater influence of the rivers may be due to a strategy used to avoid competition and predation or by the availability of resources (Teichert *et al.*, 2017), possibly related to the rivers discharge.

The marine estuarine opportunistic, *H. nitidus* and *U. rogersi*, presented the highest densities in the external zone of the estuary with great influence of the rivers and lowest in the other zones, which indicates a preference for more variable environmental conditions that generate supply of resources (Elliott *et al.*, 2007; Potter *et al.*, 2015). As a marine estuarine dependent, it was observed that *O. typicus* makes use of the estuary in a specific period of the year (the rainy season), which may be associated with a part of their life cycle. This behavior has been also reported for other species of the Sciaenidae family (Ferreira *et al.*, 2016) and it has been observed in tropical estuaries in Australia for marine estuarine-dependent species (Sheaves *et al.*, 2013), possibly due to the use of the estuary as nursery by the Sciaenidae family (Phillips, 1983), mainly during the rainy season (Sarpedonti *et al.*, 2013).

### **1.4.3 Influence of environmental conditions in fish assemblages**

In the Buenaventura Bay estuary, the most important fish species are distributed in three assemblages, according to their response to environmental variables and the characteristics of the functional group in which they were classified. The dry and rainy seasons were determinant in the structure of the fish assemblages. The most influential environmental variables were salinity and temperature.

The estuarine resident assemblage consists of 10 species, which are: *S. trichocephalus*, *C. gilberti*, *L. stolifera*, *C. multiradiatus*, *A. klunzingeri*, *S. chabanaudi*, *P. grandisquamis*, *D. dowi*, *A. mazatlanus*, and *S. annulatus*. These species showed greater tolerance to changes in environmental variables since they were founded along the estuary and in both seasons. This pattern usually is found in species that are not dependent on changes in salinity (França *et al.*, 2012; Sheaves and Johnston, 2009). The fish species that are estuarine resident, in general, have the largest number of species, which is common in tropical estuaries (Whitfield *et al.*, 2012). These are especially true for the estuarine resident species in Buenaventura Bay estuary since they were the most abundant and showed a high tolerance to wide changes in salinity.

The marine estuarine dependent fish assemblage group was formed by *O. typicus* and *S. melanocheir*, and were only registered in the rainy season, distributed along the estuary. This assemblage was associated with low salinities and temperatures. The relationship between salinity and fish species

distribution in estuaries has been reported by several authors (Blaber *et al.*, 1989; Sosa-López *et al.*, 2007), mainly for non-resident estuarine species (Whitfield *et al.*, 2012). On the other hand, the temperature has also been reported as one of the most influential environmental variables in the estuarine fish assemblages (Harrison and Whitfield, 2006), with its relation to tolerance to changes in salinity being reported (Whitfield *et al.*, 2012). The distribution along the estuary of these species, in the rainy season, might be related to hydrological changes that influence the freshwater input, which is the most influential factor in the distribution of the fish and the structure of the assemblages (França *et al.*, 2011; Pichler *et al.*, 2015; Sosa-López *et al.*, 2007).

The marine estuarine opportunistic assemblage included *H. nitidus* and *U. rogersi* that were mainly present in the external zone of the estuary with great influence of the rivers in both, dry and rainy seasons, possibly because of the high supply of resources associated with this area. This location is influenced by the discharge of the rivers and the marine conditions at the same time (Cantera and Blanco, 2001), which generates a favorable condition for these opportunistic fish species (Whitfield 1999). It is known that the variation in the physicochemical properties of water affects the olfactory and vision capacity of fish, increasing some ecological interactions and possible increases in primary productivity due to the input of organic matter from rivers (Whitfield, 1999). Moreover, high abundances of crustaceans have also been recorded in this area, which may be used as a food source (Gamboa-García *et al.*, 2018). In conclusion, all of the above may explain the presence of these species in large numbers throughout the year in this area.

In this study the fish assemblage varied spatially and temporally, being influenced mainly by the difference between seasons, the salinity and the temperature. It was also noted that fish make use of estuary areas with different environmental conditions throughout the year, identifying general dynamics for each functional group and specific for each species, which indicates that species of the same functional group may respond differently to environmental variations. This study shows that the Buenaventura Bay estuary has a high complexity and ecological importance, in spite of the high degree of anthropogenic intervention in this area.

## 1.5 References

- Able KW (2005) A re-examination of fish estuarine dependence: Evidence for connectivity between estuarine and ocean habitats. *Estuar Coast Shelf Sci* 64:5–17. doi: 10.1016/j.ecss.2005.02.002
- Amezcuca F, Alvarez R. M, Yañez-Arancibia A (1987) Dinámica y estructura de la comunidad de peces en un ecosistema ecológico de los manglares de la costa del Pacífico mexicano, Nayarit. *An del Inst Ciencias del Mar y Limnología* 14:221–248

- Amorim E, Ramos S, Elliott M, et al (2017) Habitat loss and gain : Influence on habitat attractiveness for estuarine fish communities. *Estuar Coast Shelf Sci* 197:244–257. doi: 10.1016/j.ecss.2017.08.043
- Blaber SJM (2013) Fishes and fisheries in tropical estuaries: The last 10 years. *Estuar Coast Shelf Sci* 135:57–65. doi: 10.1016/j.ecss.2012.11.002
- Blaber SJM, Brewer DT, Salini JP (1989) Species Composition and Biomasses of Fishes in Different Habitats of a Tropical Northern Australian Estuary : Their Occurrence in the Adjoining Sea and Estuarine Dependence. *Estuar Coast Shelf Sci* 29:509–531
- Blaber SJM, Farmer MJ, Milton DA, et al (1997) The Ichthyoplankton of Selected Estuaries in Sarawak and Sabah: Composition, Distribution and Habitat Affinities. *Estuar Coast Shelf Sci* 45:197–208. doi: 10.1006/ecss.1996.0174
- Box GE, Cox DR (1964) An Analysis of Transformations. *J R Stat Soc Ser B* 26:211–252
- Braak C.J.F. ter (1986) Canonical Correspondence Analysis : A New Eigenvector Technique for Multivariate Direct Gradient Analysis. *Ecology* 67:1167–1179. doi: 10.1111/j.1600-0706.2010.18376.x
- Braak C.J.F. ter, Smilauer P (2002) CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). www.canoco.com, NY
- Cantera JR, Blanco JF (2001) The Estuary Ecosystem of Buenaventura Bay, Colombia. In: Seeliger U, Kjerfve B (eds) *Coastal Marine Ecosystems of Latin America*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp 265–280
- Castellanos-Galindo GA, Krumme U, Rubio EA, Saint-Paul U (2013) Spatial variability of mangrove fish assemblage composition in the tropical eastern Pacific Ocean. *Rev Fish Biol Fish* 23:69–86. doi: 10.1007/s11160-012-9276-4
- Chícharo L, Ben Hamadou R, Amaral A, et al (2009) Application and demonstration of the Ecohydrology approach for the sustainable functioning of the Guadiana estuary (South Portugal). *Ecohydrol Hydrobiol* 9:55–71. doi: 10.2478/v10104-009-0039-3
- Clarke KR (1993) Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Austral Ecol* 18:117–143. doi: 10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x
- Clarke KR, Gorley RN (2015) *PRIMER v7: User Manual/Tutorial*. PRIMER-E: Plymouth
- Clarke KR, Gorley RN, Somerfield PJ, Warwick RM (2014) *Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation* 3rd edition, 3rd edn. PRIMER-E: Plymouth
- DANE (2005) *Proyecciones de población*. In: Dep. Adm. Nac. Estadística - DANE. <https://www.dane.gov.co/index.php/estadisticas-por-tema/demografia-y-poblacion/proyecciones-de-poblacion>. Accessed 29 May 2019
- Day JW, Crump BC, Kemp WM, Yáñez-Arancibia A (2012) *Estuarine Ecology*. *Estuar Ecol*. doi:

10.1002/9781118412787

- De Andrade AC, Santos SR, Verani JR, Vianna M (2015) Guild composition and habitat use by Tetraodontiformes (Teleostei, Acanthopterygii) in a south-western Atlantic tropical estuary. *J Mar Biol Assoc United Kingdom* 1–14. doi: 10.1017/S0025315415001368
- Diaz Merlano JM (2005) *Deltas y Estuarios de Colombia*. Imprelibros S.A., Santiago de Cali
- Elliott M, Quintino V (2007) The Estuarine Quality Paradox, Environmental Homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. *Mar Pollut Bull* 54:640–645. doi: 10.1016/j.marpolbul.2007.02.003
- Elliott M, Whitfield AK, Potter IK, et al (2007) The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish Fish* 8:241–268. doi: 10.1111/j.1467-2679.2007.00253.x
- Ferreira GVB, Barletta M, Lima ARA, et al (2016) Plastic debris contamination in the life cycle of Acoupa weakfish ( *Cynoscion acoupa* ) in a tropical estuary. *ICES J Mar Sci J du Cons* 73:2695–2707. doi: 10.1093/icesjms/fsw108
- Feutry P, Hartmann HJ, Casabonnet H, Umaña G (2010) Preliminary analysis of the fish species of the Pacific Central American Mangrove of Zancudo, Golfo Dulce, Costa Rica. *Wetl Ecol Manag* 18:637–650. doi: 10.1007/s11273-010-9183-1
- Fischer W, Krupp F, Schneider W, et al (1995) *Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico centro-oriental. Volumen II. Vertebrados - Parte 1*. FAO, Roma
- França S, Costa MJ, Cabral HN (2011) Inter- and intra-estuarine fish assemblage variability patterns along the Portuguese coast. *Estuar Coast Shelf Sci* 91:262–271. doi: 10.1016/j.ecss.2010.10.035
- França S, Vasconcelos RP, Fonseca VF, et al (2012) Predicting fish community properties within estuaries: Influence of habitat type and other environmental features. *Estuar Coast Shelf Sci* 107:22–31. doi: 10.1016/j.ecss.2012.04.013
- Froese R, Pauly D (2017) *Fishbase*. In: *World Wide Web Electron. Publ.*
- Gamboa-García DE, Duque G, Cogua P (2018) Structural and compositional dynamics of macroinvertebrates and their relation to environmental variables in Buenaventura Bay. *Bol Investig Mar y Costeras* 47:67–83. doi: 10.25268/bimc.invemar.2018.47.1.738
- Harrison TD, Whitfield AK (2006) Estuarine typology and the structuring of fish communities in South Africa. *Environ Biol Fishes* 75:269–293. doi: 10.1007/s10641-006-0028-y
- Le Pape O, Bonhommeau S (2015) The food limitation hypothesis for juvenile marine fish. *Fish Fish* 16:373–398. doi: 10.1111/faf.12063
- Legendre P, Legendre L (1998) *Numerical Ecology, Second Edi*. Elsevier B.V., Amsterdam
- Leps J, Smilauer P (2003) *Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom

- Lima ARA, Barletta M, Costa MF (2015) Seasonal distribution and interactions between plankton and microplastics in a tropical estuary. *Estuar Coast Shelf Sci* 165:213–225. doi: 10.1016/j.ecss.2015.05.018
- Lobo-Guerrero AL (1993) Hidrología e Hidrogeología de la región Pacífica colombiana. In: Leyva P (ed) Colombia-Pacífico, Tomo I. Banco de la Republica, Santafé de Bogotá, pp 122–134
- Marceniuk AP, Acero A, Cooke R, Betancur-R R (2017) Taxonomic revision of the New World genus *Ariopsis* Gill (Siluriformes: Ariidae), with description of two new species. *Zootaxa* 4290:1–42. doi: 10.11646/zootaxa.4290.1.1
- Marceniuk AP, Betancur-R R, Acero A (2009) a New Species of *Cathorops* ( Siluriformes ; of Four Species From the Eastern Pacific. *Bull Mar Sci* 85:245–280
- Marshall S, Elliott M (1998) Estuarine Coastal and Shelf Science\rEnvironmental influences on the fish assemblage of the Humber estuary, UK. *Estuar Coast Shelf Sci* 46:175–184. doi: 126,00
- Martino EJ, Houde ED (2010) Recruitment of striped bass in Chesapeake Bay: Spatial and temporal environmental variability and availability of zooplankton prey. *Mar Ecol Prog Ser* 409:213–228. doi: 10.3354/meps08586
- Nagelkerken I, Blaber SJM, Bouillon S, et al (2008) The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna : A review. *Aquat Bot* 89:155–185. doi: 10.1016/j.aquabot.2007.12.007
- Nelson JS (2006) *Fishes of the World*, Fourth Edition, 4th edn. John Wiley & Sons, New Jersey
- Otero LJ (2005) Aplicación de un modelo hidrodinámico bidimensional para describir las corrientes y la propagación de la onda de marea en la bahía de Buenaventura. *Boletín Científico CCCP* 9–21. doi: 10.26640/01213423.12.9
- Palmer MW (1993) Putting Things in Even Better Order : The Advantages of Canonical Correspondence Analysis. *Ecology* 74:2215–2230
- Pasquaud S, Vasconcelos RP, França S, et al (2015) Worldwide patterns of fish biodiversity in estuaries: Effect of global vs. local factors. *Estuar Coast Shelf Sci* 154:122–128. doi: 10.1016/j.ecss.2014.12.050
- Phillips PC (1983) Observations on abundance and spawning seasons of three fish families from an El Salvador coastal lagoon. *Rev Biol Trop* 31:29–36
- Pichler HA, Spach HL, Gray CA, et al (2015) Environmental influences on resident and transient fishes across shallow estuarine beaches and tidal flats in a Brazilian World Heritage area. *Estuar Coast Shelf Sci* 164:482–492. doi: 10.1016/j.ecss.2015.07.041
- Pombo L, Elliott M, Rebelo JE (2005) Environmental influences on fish assemblage distribution of an estuarine coastal lagoon, Ria de Aveiro (Portugal). *Sci Mar* 69:143–159. doi: 10.3989/scimar.2005.69n1143
- Potter IC, Tweedley JR, Elliott M, Whitfield AK (2015) The ways in which fish use estuaries: A

- refinement and expansion of the guild approach. *Fish Fish* 16:230–239. doi: 10.1111/faf.12050
- Quinn GP, Keough MJ (2002) *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*. Cambridge University Press, Cambridge
- Rábago-quiroz CH, López-martínez J, Herrera-valdivia E, Nevárez-martínez MO (2008) Population dynamics and spatial distribution of flatfish species in shrimp trawl bycatch in the Gulf of California. *Hidrobiologica* 18:177–188
- Ramírez Villaroel P (1994) Estructura de la Comunidad de Peces de la Laguna de Raya, Isla de Margarita, Venezuela. *Ciencias Mar* 20:1–16
- Rashed-Un-Nabi M, Abdulla MAM, Hadayet MU, Mustafa MG (2011) Temporal and spatial distribution of fish and shrimp assemblage in the bakkhali river estuary of Bangladesh in relation to some water quality parameters. *Mar Biol Res* 7:436–452. doi: 10.1080/17451000.2010.527988
- Robertson DR, Allen GR (2015) Shorefishes of the Tropical Eastern Pacific: online information system. In: Smithsonian. Trop. Res. Institute, Balboa, Panamá. <http://biogeodb.stri.si.edu/sfstep/en>
- Rubio EA (1984a) Estudios sobre la ictiofauna del Pacífico colombiano I. Composición taxonómica de la ictiofauna asociada al ecosistema manglar estuario de la bahía de Buenaventura. *Cespedesia* 13:296–315
- Rubio EA (1984b) Estudio Taxonómico Preliminar de la Ictiofauna de bahía Málaga (Pacífico Colombiano). *Boletín Investig Mar y costeras* 14:157–173
- Sarpedonti V, Anunciação ÉMS da, Bordalo AO (2013) Spatio-temporal distribution of fish larvae in relation to ontogeny and water quality in the oligohaline zone of a North Brazilian estuary. *Biota Neotrop* 13:55–63. doi: 10.1590/S1676-06032013000300007
- Sheaves M (2016) Simple processes drive unpredictable differences in estuarine fish assemblages: Baselines for understanding site-specific ecological and anthropogenic impacts. *Estuar Coast Shelf Sci* 170:61–69. doi: 10.1016/j.ecss.2015.12.025
- Sheaves M (2017) How many fish use mangroves? The 75% rule an ill-defined and poorly validated concept. *Fish Fish* 18:778–789. doi: 10.1111/faf.12213
- Sheaves M, Baker R, Abrantes KG, Connolly RM (2016) Fish Biomass in Tropical Estuaries: Substantial Variation in Food Web Structure, Sources of Nutrition and Ecosystem-Supporting Processes. *Estuaries and Coasts* 40:580–593. doi: 10.1007/s12237-016-0159-0
- Sheaves M, Johnston R (2009) Ecological drivers of spatial variability among fish fauna of 21 tropical Australian estuaries. *Mar Ecol Prog Ser* 385:245–260. doi: 10.3354/leps08040
- Sheaves M, Johnston R, Johnson A, et al (2013) Nursery Function Drives Temporal Patterns in Fish Assemblage Structure in Four Tropical Estuaries. *Estuaries and Coasts* 36:893–905. doi: 10.1007/s12237-013-9610-7

- Shervette VR, Aguirre WE, Blacio E, et al (2007) Fish communities of a disturbed mangrove wetland and an adjacent tidal river in Palmar, Ecuador. *Estuar Coast Shelf Sci* 72:115–128. doi: 10.1016/j.ecss.2006.10.010
- Sosa-López A, Mouillot D, Ramos-Miranda J, et al (2007) Fish species richness decreases with salinity in tropical coastal lagoons. *J Biogeogr* 34:52–61. doi: 10.1111/j.1365-2699.2006.01588.x
- Sparre P, Venema SC (1997) *Introducción a la evaluación de recursos pesqueros tropicales. Parte 1: Manual.* FAO, Roma
- Sun T, Yang ZF, Shen ZY, Zhao R (2009) Environmental flows for the Yangtze Estuary based on salinity objectives. *Commun Nonlinear Sci Numer Simul* 14:959–971. doi: 10.1016/j.cnsns.2007.10.006
- Tavera J, Acero P. A, Wainwright PC (2018) Multilocus phylogeny, divergence times, and a major role for the benthic-to-pelagic axis in the diversification of grunts (Haemulidae). *Mol Phylogenet Evol* 121:212–223. doi: 10.1016/j.ympev.2017.12.032
- Teichert N, Pasquaud S, Borja A, et al (2017) Living under stressful conditions: Fish life history strategies across environmental gradients in estuaries. *Estuar Coast Shelf Sci* 188:18–26. doi: 10.1016/j.ecss.2017.02.006
- Vilar CC, Joyeux JC, Giarrizzo T, et al (2013) Local and regional ecological drivers of fish assemblages in Brazilian estuaries. *Mar Ecol Prog Ser* 485:181–197. doi: 10.3354/meps10343
- W F, F K, C S, et al (1995) *Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca Pacifico Centro - Oriental, I, II, III.* Organización de las Naciones Unidas para la agricultura y la alimentación, Roma, FAO
- Whitfield AK (2016) Biomass and productivity of fishes in estuaries: a South African case study. *J Fish Biol* 89:1917–1930. doi: 10.1111/jfb.13110
- Whitfield AK (1999) Ichthyofaunal assemblages in estuaries: A South African case study. *Rev Fish Biol and Fisheries* 9:151–186
- Whitfield AK, Elliott M, Basset A, et al (2012) Paradigms in estuarine ecology - A review of the Remane diagram with a suggested revised model for estuaries. *Estuar Coast Shelf Sci* 97:78–90. doi: 10.1016/j.ecss.2011.11.026
- Winemiller KO, Fitzgerald DB, Bower LM, Pianka ER (2015) Functional traits, convergent evolution, and periodic tables of niches. *Ecol Lett* 18:737–751. doi: 10.1111/ele.12462
- Wolanski E, Boorman L a., Chicharo L, et al (2004) Ecohydrology as a new tool for sustainable management of estuaries and coastal waters. *Wetl Ecol Manag* 12:235–276. doi: 10.1007/s11273-005-4752-4
- Wolanski E, Chicharo L, Chicharo MA, Morais P (2006) An ecohydrology model of the Guadiana

Estuary (South Portugal). *Estuar Coast Shelf Sci* 70:132–143. doi: 10.1016/j.ecss.2006.05.029



## **Capítulo 2: Dinámica del mercurio en los sedimentos de la bahía de Buenaventura y su relación con las variables ambientales**

### **2.1 Introducción**

Los estuarios representan la transición de un sistema dulce acuícola a uno marino, reuniendo las ventajas y las problemáticas de los dos ambientes (Cooper *et al.* 1994; Elliott and Quintino 2007). La dinámica ambiental de los estuarios los convierte en ecosistemas importantes para el estudio de la contaminación por mercurio, al facilitar la especiación de metales y la metilación del mercurio (Morel *et al.* 1998; Rodríguez Martín-Doimeadios *et al.* 2004). El mercurio (Hg) es un elemento metálico que se encuentra de forma natural en los ecosistemas en diferentes formas químicas inorgánicas y orgánicas (Morel *et al.* 1998; Olivero and Johnson 2002). Puede ser liberado al ambiente por procesos naturales como las erupciones volcánicas y erosión del suelo principalmente y por actividades antrópicas como la quema de combustibles fósiles, la minería de oro, entre otros (Weinberg 2010). Adicionalmente, el mercurio es transportado largas distancias a través de la atmósfera y se asocia a materiales en suspensión y se deposita en los sistemas terrestres o acuáticos, afectando los organismos y llegando a tener efectos negativos en las personas (Mason and Fitzgerald 1993; Tsutsumi *et al.* 2019; UNEP 2019).

Los efectos del mercurio en los ecosistemas varían según la forma en la que se encuentren disponibles en el ambiente (Harris *et al.* 2003), y sus efectos tienen un alto impacto ambiental, llegando a perturbar el equilibrio de los ecosistemas y la salud del hombre (Pereira *et al.* 2010). Las formas orgánicas del mercurio, incluyendo el MeHg, se pueden generar desde su forma inorgánica en el ambiente (Engstrom 2007; Walker 2008), siendo el MeHg, la más peligrosa debido a su toxicidad y lipofilicidad (Tavares *et al.* 2011).

El mercurio, después de entrar por liberación antrópica directa, deposición atmosférica y/o escorrentía fluvial a los estuarios, da lugar a los procesos de acumulación en compartimentos bióticos y abióticos

y de transferencia en el ecosistema (AMAP/UNEP 2015; Jaingam 2018; Tsutsumi *et al.* 2019). En la acumulación y flujo de mercurio en los sedimentos, la materia orgánica es un factor fundamental, ya que el mercurio se unen a ella formando complejos y permitiendo su movilidad, especiación y controlando la biodisponibilidad (Lacerda and Fitzgerald 2001; Han *et al.* 2006). En estos ecosistemas los organismos bentónicos son claves al intervenir en los procesos de intercambio de materia en la interface agua-sedimento, mediante la bioturbación y sus procesos de alimentación, ayudando a que en los estuarios se presenten dinámicas complejas de diferentes metales (Meyer 1996; Benoit *et al.* 1998; Mason and Lawrence 1999; Muresan *et al.* 2007; Cardoso *et al.* 2008).

Los sedimentos marinos funcionan como depósitos de mercurio, el cual se encuentra asociado principalmente a las fracciones de grano finas y a la materia orgánica proveniente de diferentes fuentes (Azaroff *et al.* 2019). En los sedimentos no solo se deposita la materia orgánica alóctona, sino también la materia orgánica derivada de restos de plancton y excreciones que se adhieren al detritus que es degradado, pero las fracciones no degradables como el mercurio, tiende a acumularse en los sedimentos (Tsutsumi *et al.* 2019). En el ambiente bentónico los invertebrados acumulan el mercurio por medio de sus procesos de alimentación, a través de los cuales se vuelve disponible para los peces bentónicos y bentopelágicos (Jaingam 2018). Por lo anterior se han detectado rutas aceleradas de bioacumulación de mercurio en ambientes bentónicos, importantes para entender la dinámica del mercurio en los estuarios (Jaingam 2018; Tsutsumi *et al.* 2019). Dentro de los elementos que influyen en la dinámica del mercurio en ecosistemas costeros, se encuentran las variables fisicoquímicas, los tipos de sedimentos, resuspensión de sedimentos, corrientes, factores estacionales y la estructura de las comunidades (Kim *et al.* 2004; Acquavita *et al.* 2012; Taylor *et al.* 2012; Costa *et al.* 2012; Bratkič *et al.* 2013; Fox *et al.* 2014). Uno de los factores determinantes en la dinámica del mercurio en zonas tropicales es la precipitación, ya que está asociada a la escorrentía y el aumento del caudal de los ríos, los cuales son las principales fuente de entrada del mercurio para los ecosistemas acuáticos (Barletta *et al.* 2012).

La acumulación de mercurio en sedimentos ha sido reportada en estuarios alrededor del mundo, identificándose procesos de acumulación espaciales y temporales complejos, relacionadas con los flujos de agua dulce y características fisicoquímicas del agua y sedimentos (Kehrig *et al.* 2003; Garcia-Ordiales *et al.* 2018; Zhao *et al.* 2019; Quintana *et al.* 2020; Cukrov *et al.* 2020; Vane *et al.* 2020). Así mismo, se ha observado la acumulación de mercurio en estuarios de América del sur (Costa *et al.* 2012; Barletta and Lima 2019) y Colombia (Alonso *et al.* 2000; Cogua *et al.* 2012; Burgos *et al.* 2014; Campos *et al.* 2015).

En cuanto al caso específico de estudios referentes al mercurio en la Bahía de Buenaventura, se cuenta con muy poca información, pero se sabe que este metal podría estar aumentando sus concentraciones a un ritmo acelerado y que se encuentra en concentraciones que podrían convertirse en un peligro para el ecosistema (Gamboa-García 2017; Panesso 2017; Gamboa-García *et al.* 2020). Se observó que entre 1995 y 2002 la concentración de mercurio en la bahía, medida en agua, aumento 22 veces (Ospina & Peña 2003). También se han registrado concentraciones de mercurio total (HgT) en sedimentos entre 0.2 y 0.6  $\mu\text{g/g}$  (Velásquez and Cortés 1997), comparables con las concentraciones de otros estuarios con flujo activo de mercurio como la Bahía de Cartagena, con 0.18  $\mu\text{g/g}$  de HgT en sedimento (Cogua *et al.* 2012). En la Bahía de Buenaventura también se ha determinado un aumento de los eritrocitos anormales en lisas (*Mugil cephalus*) y mojarras (*Diapterus aureolus*), causado por la genotoxicidad del mercurio (Duque and Cogua 2016). Las concentraciones de mercurio presentes en la Bahía de Buenaventura podrían afectar las comunidades de organismos estuarinos presentes en este estuario, que pese a los múltiples impactos ambientales, presenta una importante complejidad ecosistémica (Gamboa-García *et al.* 2018; Martínez *et al.* 2019; Molina *et al.* 2020).

En este contexto es importante evaluar la acumulación de mercurio en sedimentos de la Bahía de Buenaventura, para establecer una línea base que permita prevenir y mitigar posibles problemas de contaminación. Por lo tanto, el objetivo de esta investigación fue determinar la influencia espacial y temporal de las variables ambientales en los procesos de acumulación de mercurio total en sedimentos del ecosistema estuarino de la Bahía de Buenaventura, evaluando la hipótesis de que la acumulación del mercurio en sedimentos estuarinos está influenciada por las variaciones ambientales propias de los estuarios, incluyendo los gradientes espaciales en diferentes épocas climáticas.

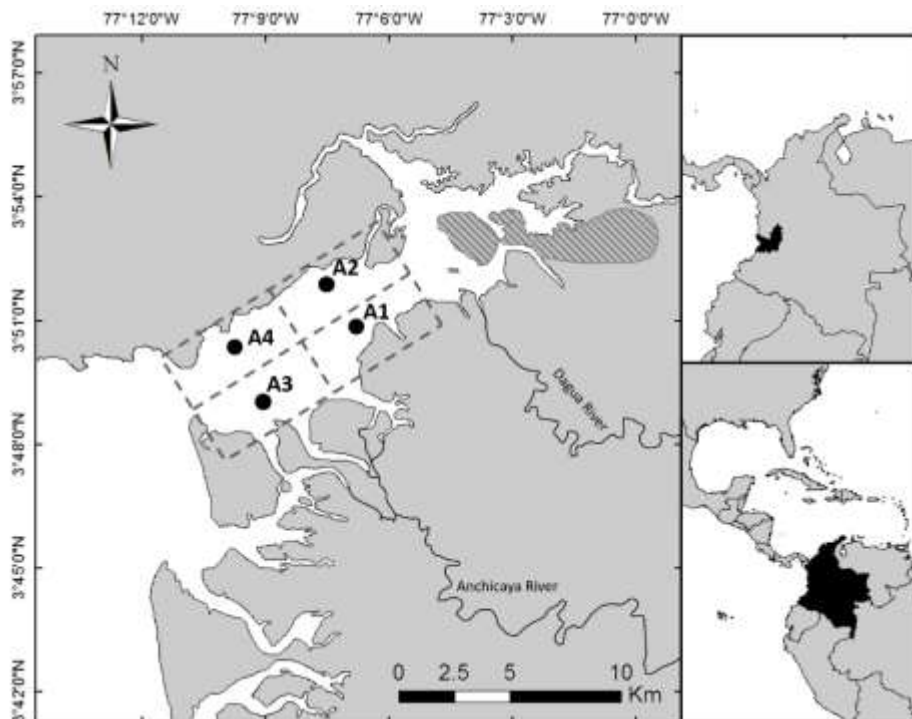
## 2.2 Metodología

### 2.2.1 Área de estudio

El estuario de la Bahía de Buenaventura está localizado en la costa pacífica colombiana ( $3^{\circ}48'09.99''$ - $3^{\circ}52'38.57''$  N;  $77^{\circ}06'30.75''$ - $77^{\circ}09'25.96''$  W), Pacifico Oriental Tropical (Figura 2.1). Este estuario se encuentra ubicado en la Zona de Convergencia Intertropical y en proximidades de la cordillera de los Andes, siendo una de las regiones más húmedas del mundo (Cantera and Blanco 2001). La Bahía de Buenaventura tiene una temperatura de 25.9 °C, una humedad relativa que oscila entre 80-95 %, con 228 a 298 días de lluvia en el año y una precipitación anual de 6508 mm (Lobo-Guerrero 1993). De enero a junio la precipitación mensual promedio es de 200 a 500 mm, época seca y de julio a diciembre

de 500 a >700 mm, época de lluvia (Figura 2.2a). La profundidad promedio de este estuario es de 5 m y tiene dos ríos tributarios principales, Anchicayá y Dagua (427 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>), que le dan características de estuario positivo (Gamboa-García *et al.* 2018). Este estuario se puede considerar como un sistema bien mezclado al presentar diferencias entre la salinidad de fondo y superficie menores a 2 PSU (Otero 2005). Para esta investigación, la Bahía de Buenaventura fue dividida en cuatro áreas según el gradiente de salinidad, la geomorfología y las características ambientales (Figura 2.1). En la parte interna de la bahía (más cercana a la zona urbana, al vertimiento de aguas residuales domésticas e industriales y al ingresos de residuos de minería ilegal realizada en los ríos), se ubicaron dos áreas, al sur el Área 1 (A1), siendo influenciada directamente por los ríos y en el norte el Área 2 (A2), con menos influencia de los ríos. En la parte externa del estuario (zona con mayor influencia marina), se ubicaron las otras dos áreas, al sur el Área 3 (A3), con alguna influencia de los ríos y al norte el Área 4 (A4), con principal influencia del mar. Es importante destacar que este ecosistema está fuertemente intervenido, presentando una población cercana a los 300000 habitantes (DANE 2019) y al albergar el puerto más importante de Colombia (Diaz 2007).

Figura 2.1. Estuario de la Bahía de Buenaventura indicando la ubicación de las cuatro áreas de muestreo (A1, A2, A3 y A4). El área con líneas diagonales representa la zona urbana.



### 2.2.2 Métodos de muestreo

En este estudio se colectaron muestras de sedimentos y se midieron *in situ* variables fisicoquímicas en cuatro áreas del estuario (A1, A2, A3 y A4) (Figura 2.1), en cuatro muestreos en el transcurso de un año. Las muestras se tomaron a una profundidad de  $2.1 \pm 0.6$  m (promedio  $\pm$  DE). Las campañas de muestreo se llevaron a cabo en los meses de abril, junio, septiembre y noviembre de 2015. Las muestras de abril y junio se analizaron de manera conjunta, representando la época seca y las muestras de septiembre y noviembre representando la época de lluvias, según el análisis de las series históricas de precipitación (Figura 2.2). En cada campaña de muestreo se tomaron tres muestras de todas las variables en cada una de las cuatro áreas de muestreo.

Las variables ambientales salinidad, temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), oxígeno disuelto ( $\text{mg l}^{-1}$ ) y pH se midieron en el agua a una profundidad de 50 cm (Sonda Thermo Scientific Orion Five Stars). Se ha encontrado que estas cuatro variables son importantes para describir la dinámica ambiental y ecológica de los estuarios, representando cambios hidrológicos estacionales y la influencia de contaminantes (Marshall and Elliott 1998; Whitfield 1999; Pombo *et al.* 2005; Rashed-Un-Nabi *et al.* 2011). Adicionalmente, se colectaron muestras de sedimento usando un corazonador de 50.8 mm de diámetro, tomando los primeros 15 cm de sedimento fraccionados en partes de 5 cm (0 a 5 cm, 5 a 10 cm y 10 a 15 cm). Todas las muestras se utilizaron para la caracterización granulométrica del sedimento, determinación del contenido de materia orgánica y determinación de la concentración de mercurio total (HgT) en cada una de las fracciones de profundidad.

### 2.2.3 Trabajo de laboratorio

A las muestras de sedimento obtenidas se les determinó el contenido de materia orgánica, usando la técnica de calcimetría a una temperatura de  $450^{\circ}\text{C}$  por 4 horas (Danovaro, 2010). La caracterización granulométrica se hizo por tamizado, clasificando las fracciones retenidas por cada tamiz según la escala Wentworth (Danovaro 2010; Silva and Astorga 2010; Giménez *et al.* 2014). Las muestras de sedimento para determinación de HgT fueron liofilizadas a una temperatura de  $-80^{\circ}\text{C}$  y con una presión de vacío de 0,120 milibares por 36 h.

La determinación de la concentración de HgT (peso seco) en sedimento se hizo usando un Analizador Directo de Mercurio (DMA-80 marca MILESTONE), con un límite de detección de  $0.0001 \mu\text{g g}^{-1}$ , siguiendo el Método 7473 propuesto por la EPA (US EPA 1998), previa liofilización, pulverización y homogenización de las muestras. Para todas las cuantificaciones de HgT se garantizó una curva de calibración con  $R^2 > 0.99$ , utilizando estándares certificados DORM2. Los controles de calidad y los

estándares para la curva de calibración se midieron al menos dos veces, cuidando que la variabilidad entre los valores para una misma muestra fuera menor al 10% y que los porcentajes de recuperación sean mínimo del 95%.

#### **2.2.4 Análisis estadísticos**

Para determinar las épocas hidroclimáticas se hizo un análisis clúster de los datos de precipitación mensual de 1995 a 2015 para el área de estudio, para lo cual se construyó una matriz de similaridad basada en distancias Euclidianas con los datos sin transformar y se identificaron los grupos usando el modelo de promedio de grupo (Clarke 1993; Clarke *et al.* 2014). Para el análisis granulométrico, los sedimentos se agruparon en tres tamaños, gruesos, medios y finos. Los sedimentos gruesos corresponden a la suma de las grabas y arenas gruesas ( $>500\ \mu\text{m}$ ), los sedimentos medios a la suma de arenas medias y arenas finas (100 a  $500\ \mu\text{m}$ ) y los finos a la suma de limos gruesos, limos y arcillas ( $<100\ \mu\text{m}$ ).

Para evaluar diferencias espaciales, temporales y entre las fracciones de profundidad para la composición granulométrica, el contenido de materia orgánica y la concentración de mercurio en sedimentos se usaron análisis de varianza multivariados basados en permutaciones (PERMANOVA), partiendo de matrices de similaridad, basadas en Distancias Euclidianas y datos sin transformar (Clarke, 1993; Clarke & Warwick 2014; Anderson 2017).

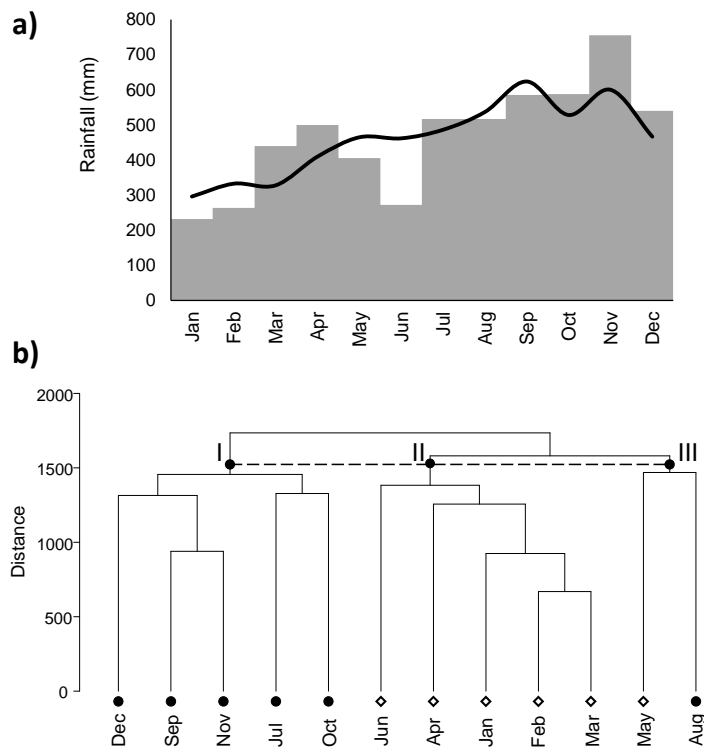
Para evaluar la influencia del tamaño de grano, MO y las variables fisicoquímicas de la columna de agua, sobre la concentración de mercurio en los sedimentos, se construyeron Modelos Aditivos Generalizados univariados (GAM) y multivariados (Step GAM) a partir de funciones Bayesianas. En muchos casos los modelos estadísticos tradicionales no son adecuados para representar sistemas complejos con relaciones no lineales de variables (Rudy *et al.* 2016), siendo los GAM una herramienta útil, al permitir evaluar relaciones no lineales complejas (Elith *et al.* 2008), por lo cual han sido utilizados en investigaciones de diversos tipos (Tang *et al.* 2017; de Souza *et al.* 2018; Amorós *et al.* 2018). Para la evaluación de diferentes combinaciones de variables usando Step GAM, se utilizó el Criterio de Información Akaike (AIC) para la comparación y determinación del modelo adecuado, teniendo en cuenta un  $\Delta\text{AIC}<2$  (Martins *et al.* 2015; Krause *et al.* 2019).

## 2.3 Resultados

### 2.3.1 Precipitaciones

El análisis clúster de los datos de precipitación mensual de 1995 a 2015 clasificó los meses del año en tres grupos (Figura 2.2b). El grupo I lo forman los meses con precipitación  $>500$  mm de lluvia, correspondiente a la época de lluvias (julio, septiembre, octubre, noviembre y diciembre). El grupo II lo forman los meses con precipitación  $<500$  mm de lluvia, correspondientes a la época seca (enero, febrero, marzo, abril y junio). El grupo III está formado por meses de mayo y agosto, caracterizados por tener precipitación variable, pero basados en la cantidad de precipitación y su ubicación temporal, se clasificó mayo como época seca y agosto como época de lluvia (Figura 2.2a). De acuerdo a estos resultados, los muestreos de abril y junio se clasificaron como parte de la época seca y los muestreos de septiembre y noviembre como parte de la época de lluvia, por lo cual se analizaron de manera conjunta representando cada época (Figura 2.2).

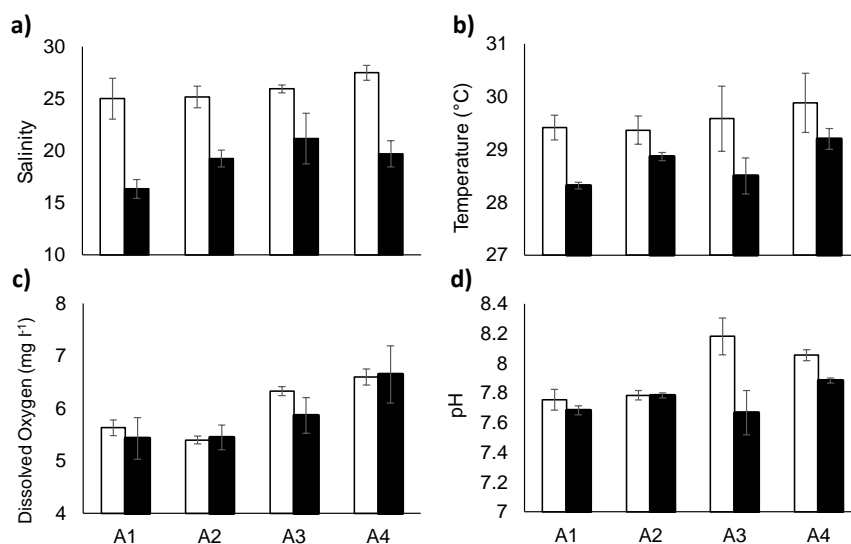
Figura 2.2. Precipitación en la bahía de Buenaventura. (a) Precipitación mensual total para 2015 (barras grises) y patrón histórico de precipitación (1931-2015) (línea negra), y (b) Análisis Clúster de la precipitación en la Bahía de Buenaventura.



### 2.3.2 Variaciones ambientales de la columna de agua

Se observaron patrones temporales y espaciales en las variables fisicoquímicas del agua, mostrando variaciones entre épocas climáticas en salinidad, siendo mayor en la época seca, primer semestre (promedio $\pm$ EE; 25.9 $\pm$ 0.6 PSU) y menor en la época de lluvia, correspondiente al segundo semestre (19.1 $\pm$ 0.8 PSU), en todas las áreas de estudio (Figura 2.3a). Las salinidades más bajas (16.4 $\pm$ 0.9 PSU) se registraron en el área cercana a la desembocadura de los ríos (A1) en la época de lluvia y las más altas (27.5 $\pm$ 0.7 PSU) en el área con mayor influencia marina (A4), en la época seca. La mayor variabilidad en la salinidad se registró en la época de lluvia en A3 (Coeficiente de variación 28.3 %). La temperatura mostró poca variación entre épocas, siendo más alta en la época seca (29.6 $\pm$ 0.2 °C) y más baja (28.7 $\pm$ 0.1 °C) en la época de lluvia. Las temperaturas más altas se registraron en la época seca en A4 (29.9 $\pm$ 0.6 °C) y las más bajas en la época de lluvia en A1 (28.3 $\pm$ 0.1 °C) (Figura 2.3b). Con relación al oxígeno disuelto, se observó un patrón espacial, con altas concentraciones (6.4 $\pm$ 0.2 mg l<sup>-1</sup>) en las áreas con predominante influencia marina (A3 y A4) y bajas concentraciones (5.5 $\pm$ 0.1 mg l<sup>-1</sup>) en las áreas internas (A1 y A2) (Figura 2.3c). Los valores de pH mostraron pequeñas variaciones en las áreas internas en época seca (A1: 7.8 $\pm$ 0.1; A2: 7.8 $\pm$ 0.1) y época de lluvia (A1: 7.7 $\pm$ 0.1; A2: 7.8 $\pm$ 0.1). Sin embargo, variaciones estacionales de pH fueron observadas en las áreas externas (A3 y A4), con la mayor variabilidad en A3, con los valores más altos (8.2 $\pm$ 0.1) en la época seca y los más bajos (7.7 $\pm$ 0.1) en la época de lluvia (Figura 2.3d).

Figura 2.3. Variables ambientales: (a) salinidad, (b) temperatura, (c) oxígeno disuelto y (d) pH (promedio $\pm$ EE) en función de las épocas seca y de lluvias y las áreas de muestreo. Precipitación < 500 mm, época seca (barras blancas), Precipitación > 500 mm, época de lluvia (barras negras). Área 1 (A1), Área 2 (A2), Área 3 (A3) y Área 4 (A4).



### 2.3.3 Variaciones del tamaño de grano, MO y HgT en sedimentos de diferentes profundidades

Para la caracterización de los sedimentos se evaluaron variaciones espaciotemporales y en profundidad (fracciones de sedimentos correspondientes a las profundidades 0 a 5 cm, 5 a 10 cm y 10 a 15 cm) en la composición granulométrica (sedimentos gruesos  $>500 \mu\text{m}$ , sedimentos medios de 100 a  $500 \mu\text{m}$  y sedimentos finos  $<100 \mu\text{m}$ ), el contenido de materia orgánica y la concentración de HgT. La composición granulométrica no presentó diferencias significativas (Análisis de varianza multivariada basado en permutaciones – PERMANOVA) entre profundidades ( $p(\text{PERM})=0.0740$ ), ni en las interacciones profundidad-área ( $p(\text{PERM})=0.9203$ ), profundidad-época ( $p(\text{PERM})=0.1385$ ) y profundidad-área-época ( $p(\text{PERM})=0.6880$ ). La composición granulométrica presentó diferencias significativas entre áreas y las épocas de muestreo ( $p(\text{PERM})=0.0001$ ) y para la interacción área-época ( $p(\text{PERM})=0.0018$ ). De la misma manera, la concentración de materia orgánica (MO) en los sedimentos no presentó diferencias significativas entre profundidades ( $p(\text{PERM})=0.6262$ ), ni en las interacciones profundidad-área ( $p(\text{PERM})=0.3089$ ), profundidad-época ( $p(\text{PERM})=0.7972$ ) y profundidad-área-época ( $p(\text{PERM})=0.9615$ ), pero sí se encontraron diferencias significativas entre áreas ( $p(\text{PERM})=0.0001$ ), épocas ( $p(\text{PERM})=0.0042$ ) y en la interacción área-época ( $p(\text{PERM})=0.0002$ ).

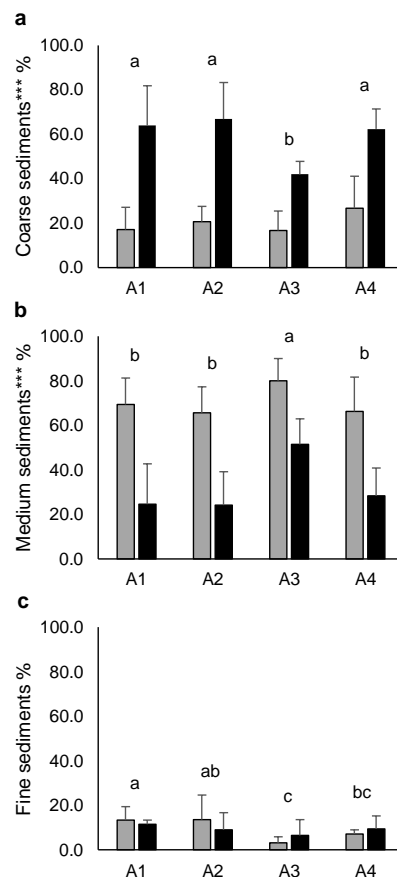
Por otra parte, las concentraciones de mercurio total (HgT) en sedimentos no presentaron diferencias significativas entre las fracciones de profundidad ( $p(\text{PERM})=0.3663$ ), ni en las interacciones profundidad-área ( $p(\text{PERM})=0.532$ ), profundidad-época ( $p(\text{PERM})=0.6005$ ) y profundidad-área-época ( $p(\text{PERM})=0.8937$ ). Se observaron diferencias significativas en HgT en sedimentos entre áreas de muestreo ( $p(\text{PERM})=0.0001$ ) y épocas de muestreo ( $p(\text{PERM})=0.0001$ ), pero no para la interacción área-época ( $p(\text{PERM})=0.4487$ ). Al no registrarse diferencias significativas en la composición granulométrica, MO y HgT entre las tres fracciones de profundidad, ni sus interacciones, los análisis espaciotemporales de las características granulométricas, MO y HgT en los sedimentos se hicieron con la fracción de 0 a 5 cm de profundidad, por ser la que están en interacción directa con la columna de agua.

### 2.3.4 Variaciones en el tamaño de grano, MO y HgT en sedimentos superficiales

Los sedimentos superficiales (0 a 5 cm de profundidad), en la fracción correspondiente a tamaño de grano grueso ( $>500 \mu\text{m}$ ), presentaron diferencias significativas entre épocas de muestreo ( $p(\text{PERM})<0.001$ ), siendo mayor en época de lluvia (promedio $\pm$ DE;  $58.8\pm 15.9\%$ ) y menores en época seca ( $20.4\pm 10.5\%$ ). Entre áreas de muestreo se observaron diferencias significativas ( $p(\text{PERM})<0.01$ ),

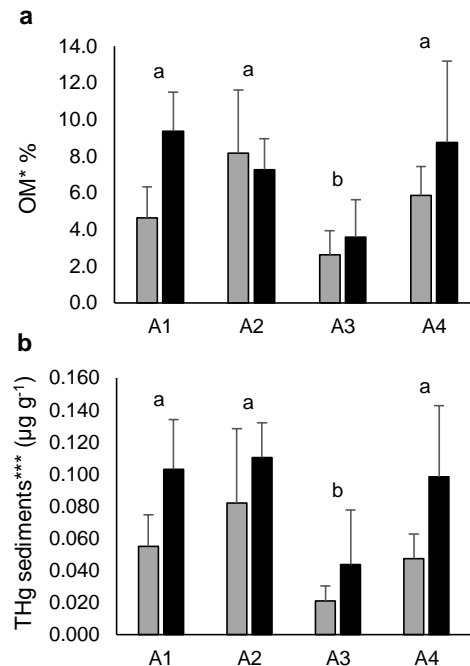
presentándose los mayores valores en A1, A2 y A4 ( $40.5 \pm 28.1$ ,  $43.8 \pm 26.8$  y  $44.5 \pm 21.9$  %, respectivamente) y los menores en A3 ( $29.4 \pm 14.9$  %) (Figura 2.4a). Los sedimentos de tamaño medio (100 a 500  $\mu\text{m}$ ) presentaron diferencias significativas entre épocas de muestreo ( $p(\text{PERM}) < 0.001$ ), siendo mayores en época seca ( $70.3 \pm 13.0$  %) y menores en época de lluvia ( $32.1 \pm 17.8$  %). Espacialmente, se presentaron diferencias significativas entre áreas de muestreo ( $p(\text{PERM}) < 0.01$ ), con una tendencia inversa a los sedimentos gruesos, presentando los valores mayores en A3 ( $65.7 \pm 18.1$  %) y los menores en A1, A2 y A4 ( $47.0 \pm 27.7$ ,  $44.8 \pm 25.2$  y  $47.2 \pm 23.9$  %, respectivamente) (Figura 2.4b). Por otra parte, los sedimentos finos ( $< 100$   $\mu\text{m}$ ) no presentaron diferencias significativas entre épocas de muestreo ( $p(\text{PERM}) > 0.05$ , época seca  $9.4 \pm 7.5$  % y época de lluvia  $9.2 \pm 5.9$  %). En contraste, entre áreas de muestreo sí se presentaron diferencias significativas ( $p(\text{PERM}) < 0.05$ ), registrándose los mayores valores en A1 ( $12.5 \pm 4.3$  %) y los menores en A3 ( $4.9 \pm 5.3$  %) (Figura 2.4c).

Figura 2.4. Promedio  $\pm$  DE de las diferentes fracciones de tamaño de grano de los sedimentos: Sedimentos gruesos,  $> 500$   $\mu\text{m}$  (a), Sedimentos medios, 100 a 500  $\mu\text{m}$  (b) y Sedimentos finos,  $< 100$   $\mu\text{m}$  (c), en función de las épocas y áreas de muestreo. Época seca (barras grises), Época de lluvia (barras negras). Área 1 (A1), Área 2 (A2), Área 3 (A3) y Área 4 (A4). Las diferencias significativas entre Áreas de muestreo se representan con letras mayúsculas. Las diferencias significativas entre épocas de muestreo están representadas por asteriscos ( $p(\text{PERM}) < 0.001$ \*\*\*).



En los sedimentos superficiales, la MO presentó diferencias significativas entre épocas de muestreo ( $p(\text{PERM}) < 0.05$ ), siendo mayor en época de lluvia ( $7.2 \pm 3.5$  %) y menor en época seca ( $5.3 \pm 2.9$  %). Así mismo, se observaron diferencias significativas entre áreas de muestreo ( $p(\text{PERM}) < 0.001$ ), con los mayores valores en A1, A2 y A4 ( $7.0 \pm 3.1$ ,  $7.7 \pm 2.6$  y  $7.3 \pm 3.5$  %, respectivamente) y los menores en A3 ( $3.1 \pm 1.7$  %) (Figura 2.5a). Por su parte, el HgT en sedimentos presentó valores entre  $0.010 \mu\text{g g}^{-1}$  y  $0.150 \mu\text{g g}^{-1}$ , registrándose diferencias significativas entre épocas ( $p(\text{PERM}) < 0.001$ ), siendo mayor en época de lluvia ( $0.089 \pm 0.041 \mu\text{g g}^{-1}$ ) y menor en época seca ( $0.051 \pm 0.033 \mu\text{g g}^{-1}$ ). Por otra parte, espacialmente se encontraron diferencias significativas ( $p(\text{PERM}) < 0.001$ ), con los valores más altos en A1, A2 y A4 ( $0.079 \pm 0.035$ ,  $0.096 \pm 0.038$  y  $0.073 \pm 0.041 \mu\text{g g}^{-1}$ , respectivamente) y los más bajos en A3 ( $0.032 \pm 0.027 \mu\text{g g}^{-1}$ ) (Figura 2.5b). Para la MO y el HgT en sedimentos no se observaron diferencias significativas en la interacción área-época.

Figura 2.5. Concentraciones de materia orgánica (OM) (a) y mercurio total (THg) (b), en función de las épocas y áreas de muestreo. Época seca (barras grises), Época de lluvia (barras negras). Área 1 (A1), Área 2 (A2), Área 3 (A3) y Área 4 (A4). Las diferencias significativas entre Áreas de muestreo se representan con letras mayúsculas. Las diferencias significativas entre épocas de muestreo están representadas por asteriscos ( $p < 0.05$ \*,  $p < 0.01$ \*\* y  $p < 0.001$ \*\*\*).



### 2.3.5 Influencia del tamaño de grano, MO y variables fisicoquímicas de la columna de agua sobre la concentración de mercurio en sedimentos

Para evaluar la influencia del tamaño de grano, la materia orgánica (MO) y variables fisicoquímicas de la columna de agua en la acumulación de mercurio en los sedimentos, primero se analizaron todas las variables individualmente (GAM univariado) y posteriormente se analizaron en conjunto (Step GAM multivariado), para determinar la influencia de las diferentes variables en interacción. Las variables relacionadas con las características de los sedimentos presentaron una mayor correlación con la concentración de mercurio que las variables fisicoquímicas del agua (Tabla 2.1). Las variables que individualmente presentaron una influencia significativa sobre HgT en sedimentos fueron: MO, Sedimentos grueso, medios y finos, salinidad, OD y pH. Se destaca que las variables referentes a las características de los sedimentos presentaron desviación explicada superior al 40%, especialmente MO (75.2 %) y sedimentos medios (62.6 %), que fueron las variables con mayor influencia individual sobre el HgT en sedimentos.

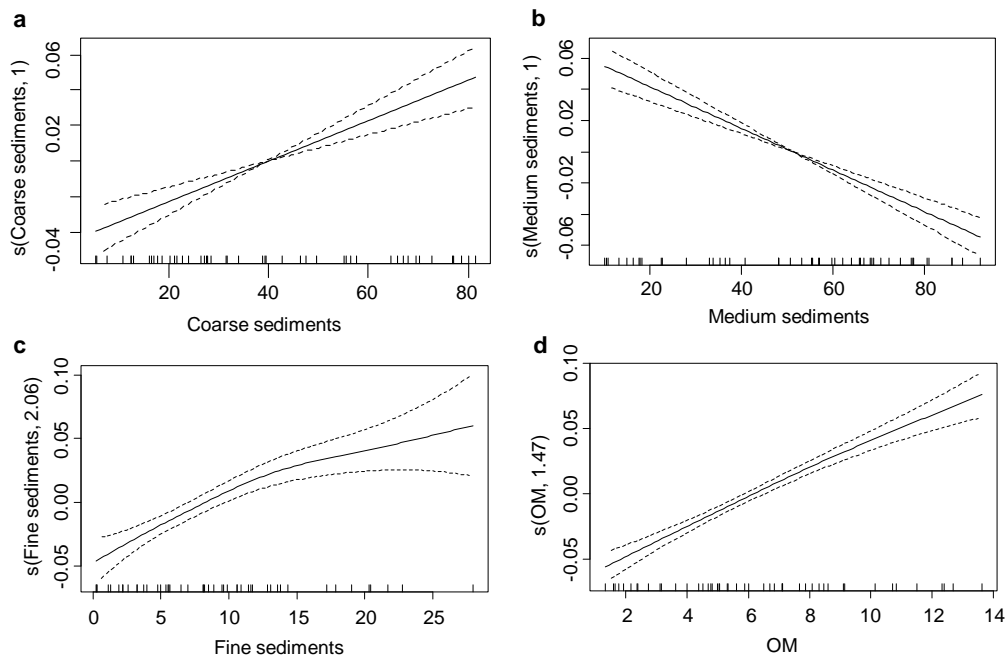
Tabla 2.1. Correlaciones univariadas del tamaño de grano, materia orgánica (MO) y variables fisicoquímicas del agua con la concentración de mercurio en sedimentos, usando análisis GAM univariados, donde edf es el grado del polinomio de la función suavizada. En negrilla las variables significativas.

	edf	Variación explicada (%)	R <sup>2</sup> Ajustado	F-valor	p-valor
<b>Sedimentos</b>					
Sedimentos gruesos	1.00	41	0.397	31.94	<b>0.001</b>
Sedimentos medios	1.00	62.6	0.618	76.92	<b>0.001</b>
Sedimentos finos	2.06	49.2	0.469	16.33	<b>0.001</b>
MO	1.47	75.2	0.744	73.81	<b>0.001</b>
<b>Fisicoquímicos del agua</b>					
Salinidad	3.17	24.4	0.19	2.86	<b>0.033</b>
Temperatura	1	4.93	0.0286	2.383	0.129
Oxígeno disuelto	3.30	32.2	0.27	4.492	<b>0.003</b>
pH	2.79	22.8	0.179	2.887	<b>0.031</b>

De las variables relacionadas con el sedimento, los sedimentos gruesos presentaron una correlación lineal directa, aunque fueron los que presentaron menor correlación con el HgT en sedimentos (Tabla 2.1 y Figura 2.6a). Los sedimentos medios presentaron una correlación lineal inversa fuerte con el HgT en sedimentos (Tabla 2.1 y Figura 2.6b). Por su parte, los sedimentos finos presentaron una correlación no lineal de grado dos con el HgT en sedimentos, pudiéndose observar una disminución en la acumulación de HgT cuando el porcentaje de sedimentos finos supero el 15 % (Tabla 2.1 y Figura

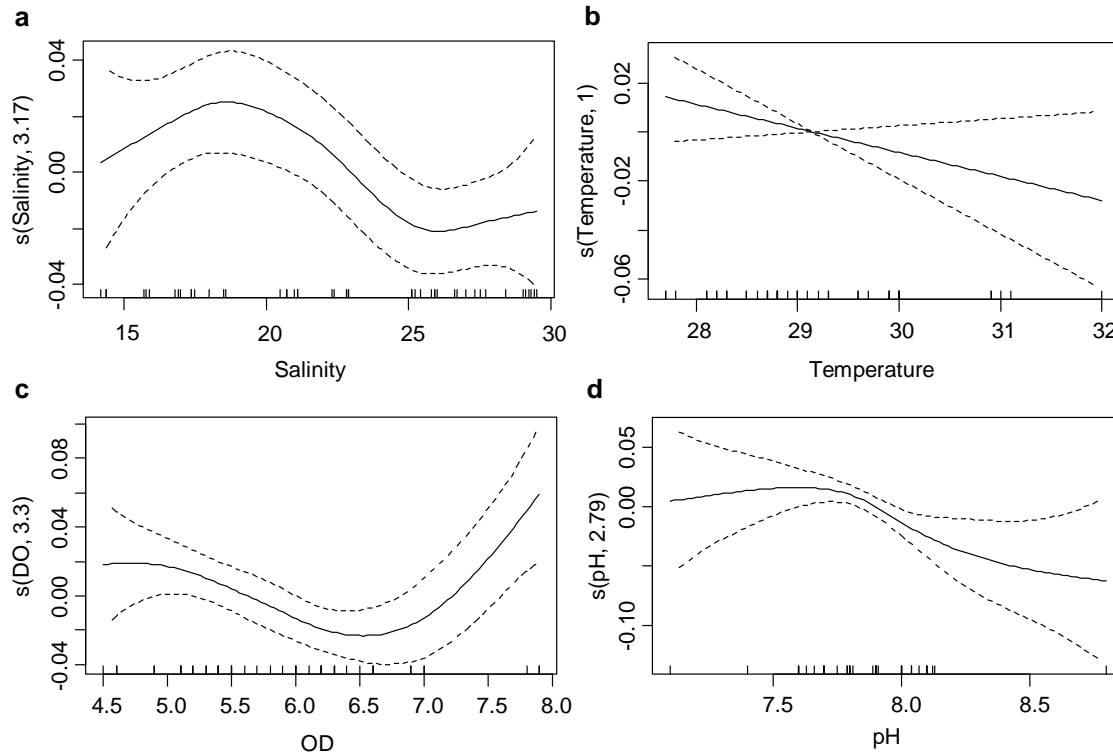
2.6c). Por último, la MO presentó una fuerte correlación con el contenido de HgT en sedimentos, evidenciándose una relación directamente proporcional entre estas variables (Tabla 2.1 y Figura 2.6d).

Figura 2.6. Modelos GAM individuales para mercurio total (HgT) en sedimentos en función de los tamaños de grano y materia orgánica (MO). Las marcas de graduación intermedias en el eje x representan los datos observados. El eje Y representa el HgT en sedimentos bajo una función ajustada. Las líneas punteadas muestran un rango de dos errores estándar.



En cuanto a las variables fisicoquímicas de la columna de agua, la salinidad presentó una relación no lineal con el HgT en sedimentos, observándose los mayores valores de HgT entre 16 y 19 PSU (Figura 2.7a). La temperatura mostró una relación lineal inversa con el HgT en sedimentos y fue la única variable que no tuvo correlación significativa (Tabla 2.1 y Figura 2.7b). Por otra parte, el oxígeno disuelto presentó una correlación no lineal con el HgT en sedimento, siendo la variable fisicoquímica del agua con mayor correlación, observándose los mayores valores menores de HgT asociados a concentraciones menores a 5.5 mg l<sup>-1</sup> y mayores a 7.5 mg l<sup>-1</sup> (Tabla 2.1 y Figura 2.7c). Por último, el pH presentó una correlación no lineal con el HgT en sedimentos, observándose un aumento en los valores de HgT cuando el pH fue menor a 7.8 (Tabla 2.1 y Figura 2.7d).

Figura 2.7. Modelos GAM individuales para HgT en sedimentos superficiales en función de las variables fisicoquímicas de la columna de agua. Las marcas de graduación intermedias en el eje x representan los datos observados. El eje Y representa el HgT en sedimentos bajo una función ajustada. Las líneas punteadas muestran un rango de dos errores estándar.

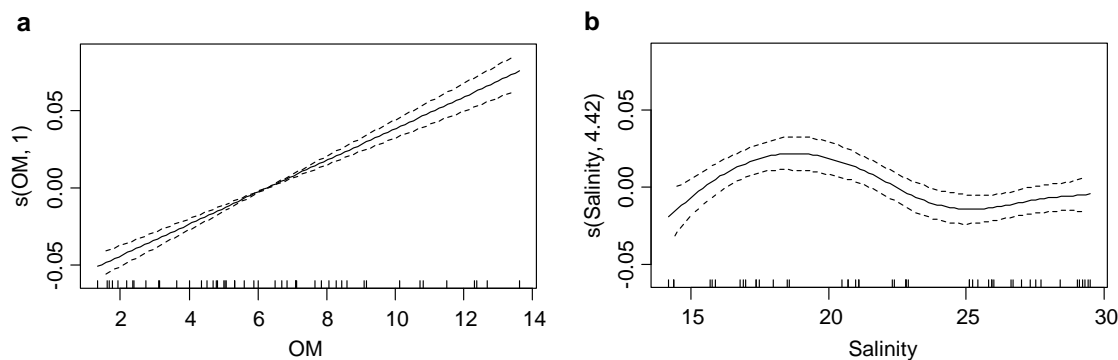


El análisis en conjunto de las variables tamaño de grano, MO y fisicoquímicos de la columna de agua, que interactuaron influenciando la concentración de HgT en sedimentos (Step GAM), indicó que el mejor modelo está conformado por MO, sedimentos gruesos, sedimentos medios, sedimentos finos, salinidad, temperatura y oxígeno disuelto (Tabla 2.2). Este modelo mostró correlaciones positivas con la MO y la temperatura, negativa con sedimentos gruesos, sedimentos medios y OD y no lineales con los sedimentos finos y la salinidad (Tabla 2.2). Este modelo tuvo un ajuste muy alto ( $R^2=0.906$ ; Desviación explicada=92.7%), pero solo las variables MO y salinidad fueron significativas, por lo cual se puede inferir que el ajuste del modelo está sobreestimado por la inclusión de variables no significativas (Tabla 2.2). Teniendo esto en cuenta, se construyó un modelo que incluyó solamente las dos variables significativas, logrando un modelo con mayor parsimonia y un buen ajuste ( $R^2=0.841$ ; Desviación explicada=85.9%; Tabla 2.2). En este modelo la MO presentó una correlación lineal positiva (Figura 2.8a) y la salinidad una correlación no lineal, observándose los mayores valores de HgT en sedimentos con salinidades entre 17 y 22 PSU (Figura 2.8b).

Tabla 2.2. Modelos multivariados para explicar la influencia del tamaño de grano, materia orgánica (MO) y variables fisicoquímicas del agua con la concentración de mercurio en sedimentos, usando análisis Step GAM. En la columna Modelo Step GAM, se representa el modelo general y en la columna Modelo Step GAM Reducido, se representa el modelo depurado a partir de las variables significativas. Los valores entre paréntesis representan correlaciones lineales. Los asteriscos señalan las variables estadísticamente significativas en los modelos ( $p < 0.05^*$ ,  $p < 0.01^{**}$  y  $p < 0.001^{***}$ ).

	Modelo Step GAM	Modelo Step GAM reducido
n	48	48
R <sup>2</sup> Ajustado	0.906	0.841
Des. Explicada (%)	92.7	85.9
AIC	-313.0124	-
<i>Coefficiente o grado del polinomio</i>		
MO	(0.0103)***	(0.0103)***
Sedimentos gruesos	(-0.2859)	-
Sedimentos medios	(-0.2866)	-
Sedimentos finos	1.872	-
Salinidad	3.533**	4.42***
Temperatura	(0.0018)	-
Oxígeno disuelto	(-0.0071)	-
pH	-	-

Figura 2.8. Modelo GAM multivariado para mercurio total (HgT) en sedimentos en función de las variables significativas a) Materia orgánica (MO) y b) salinidad. Las marcas de graduación intermedias en el eje X representan los datos observados. El eje Y representa el HgT en sedimentos bajo una función ajustada. Las líneas punteadas muestran un rango de dos errores estándar.



## 2.4 Discusión

### 2.4.1 Variaciones espaciotemporales en la columna de agua

Las variables fisicoquímicas como la salinidad, temperatura, oxígeno disuelto y pH mostraron variaciones asociadas a las épocas climáticas y a las diferentes zonas del estuario, similares a las comúnmente descritas para un estuario positivo (Day *et al.* 2012). Los mayores valores en todas las variables se presentaron en la época seca y en la parte externa del estuario, posiblemente relacionados con la menor precipitación en esta época, con la disminución de la entrada de agua dulce y los gradientes ambientales desde el estuario interno al externo (Wolanski *et al.* 2004, 2006; Sun *et al.* 2009; Barletta and Lima 2019). El incremento en los valores de salinidad en la época seca no sólo está relacionado con la disminución del ingreso de agua dulce, sino también con el aumento de la intrusión marina en el estuario, lo cual genera las dinámicas espaciotemporales ambientales características de un estuario (Day *et al.* 2012).

Las mayores temperaturas observadas en época seca, puede explicarse principalmente por la interacción directa con la atmósfera, al observarse una mayor incidencia de la radiación solar en esta época (Otero 2005; Diaz 2007), además se ha registrado que la capa superficial del mar presenta su mayor temperatura desde abril a junio, comparado con la menor temperatura que normalmente se presenta desde diciembre a marzo, en años que no son influenciados por el fenómeno ENSO-El niño (Málikov and Villegas 2005). Espacialmente, la mayor temperatura observada en la zona externa puede relacionarse con la menor influencia de los ríos, que aportan aguas de menor temperatura, al originarse en la cordillera de los Andes y ser cortos y caudalosos (Cantera and Blanco 2001; Diaz 2007). Por su parte, el aumento en la concentración de oxígeno disuelto y pH, puede estar relacionado con el aumento de la influencia marina en el estuario durante la época seca y en la zona externa, al estar reportado en estuarios tropicales mayores concentraciones de oxígeno y pH más altos asociadas a condiciones más marinas (Chango and Nacimba 2015; Costa *et al.* 2018), lo cual también ha sido observado en Buenaventura (Gamboa-García *et al.* 2018; Molina *et al.* 2020; Duque *et al.* 2020).

### 2.4.2 Variaciones en el tamaño de grano, MO y HgT en sedimentos

El análisis de las diferentes fracciones de profundidad en los sedimentos no presentó diferencias significativas para el tamaño de grano, MO y la concentración de HgT. Esto posiblemente puede explicarse por alteraciones hidrodinámicas, relacionadas con variaciones en el ingreso de agua dulce, escorrentía y mareas (Cantera and Blanco 2001; Quintana *et al.* 2020) y con modificaciones antrópicas como dragados y construcción de infraestructuras portuarias (van Maren *et al.* 2015; Chakraborty *et al.*

2019; Cukrov *et al.* 2020), que producen resuspensión y mezcla de sedimentos y sustancias asociadas como la MO y el HgT. En el estuario Bahía de Buenaventura se registran estos impactos ambientales asociados fuertemente con las operaciones de dragado, observándose efectos negativos en la calidad ambiental marina y la pesca artesanal (Montenegro and Torres 2016; INVEMAR 2017).

El tamaño de grano en los sedimentos superficiales mostró una mayor proporción de sedimentos gruesos (>500  $\mu\text{m}$ ) y medios (100 a 500  $\mu\text{m}$ ), y una menor de finos (<100  $\mu\text{m}$ ). Esto puede relacionarse con la gran cantidad de agua aportada por los ríos al estuario (1254  $\text{m}^3\text{s}^{-1}$ ) (Cantera and Blanco 2001), acorde a lo reportado en estudios anteriores para la Bahía de Buenaventura (Lucero *et al.* 2006; Gamboa-García *et al.* 2018). En este estudio, los sedimentos gruesos y medios presentaron valores inversos espacial y temporalmente, siendo mayor la cantidad de sedimentos gruesos en época de lluvia y en las áreas con más influencia de los ríos y del mar, mientras que los sedimentos medios fueron más abundantes en época seca y en áreas con influencia intermedia de ríos y del mar. El contraste entre estas dos fracciones del sedimento probablemente se explique por variaciones hidrodinámicas relacionadas con el caudal de los ríos, que aumenta el transporte de partículas gruesas en épocas de lluvia, mientras que en la época seca se favorece el transporte de partículas de menor tamaño (Li and Li 2018; Quintana *et al.* 2020). Espacialmente, el contraste entre las fracciones de sedimentos gruesos y medios se ha observado en diferentes estuarios, posiblemente explicado por la interacción hidrodinámica entre los flujos de agua dulce y corrientes marinas (García-Ordiales *et al.* 2018; Vane *et al.* 2020). Por su parte, la menor presencia de sedimentos finos concuerda con lo reportado para la Bahía de Buenaventura (Gamboa-García *et al.* 2018) y otros estuarios (García-Ordiales *et al.* 2018; Vane *et al.* 2020), y su variabilidad espacial puede relacionarse con diferentes características hidrodinámicas, que dificultan el asentamiento de partículas finas (Gamboa-García *et al.* 2018) y por la resuspensión y transporte de sedimentos inducido por operaciones de dragado (van Maren *et al.* 2015).

La MO y el HgT en sedimentos superficiales mostraron patrones similares de variación espacial y temporal, siendo mayor su concentración en época de lluvia y en las áreas con mayor influencia de los ríos y del mar. Esta correspondencia en la variación puede explicarse por la formación de complejos MO-HgT, que son fundamentales para los procesos de acumulación y movilidad del mercurio en sedimentos (Lacerda and Fitzgerald 2001; Han *et al.* 2006; Azaroff *et al.* 2019). Por su parte, la mayor concentración de MO y HgT en sedimentos en época de lluvia probablemente esté relacionada con el aumento en la descarga de los ríos y la escorrentía, a través de las cuales ingresa materia orgánica disuelta y mercurio, como se ha registrado en la Bahía de Buenaventura y otros estuarios (Barletta *et al.* 2012; Saniewska *et al.* 2018; Gamboa-García *et al.* 2020). Así mismo, las concentraciones altas en la zona de influencia de los ríos, posiblemente se den porque sus descargas son fuente de metales

pesados en estuarios (Kehrig *et al.* 2003; Cogua *et al.* 2012; Saniewska *et al.* 2018), lo cual concuerda con lo encontrado anteriormente en este y otros estuarios (Gamboa-García *et al.* 2020; Vane *et al.* 2020). Por otra parte, las altas concentraciones de HgT en sedimentos observadas en el área A4, puede explicarse por cambios fisicoquímicos que favorecen la deposición de mercurio en sedimentos, principalmente relacionadas con variaciones en el pH y la salinidad (Fiorentino *et al.* 2011; Cogua *et al.* 2012; Vane *et al.* 2020) y por cambios hidrodinámicos que se intensifican en zonas de mayor mezcla, como la transición a mar abierto (Chakraborty *et al.*, 2019). Este patrón de distribución también ha sido observado en diferentes estuarios (Kehrig *et al.* 2003; Garcia-Ordiales *et al.* 2018; Vane *et al.* 2020). Además, el área A4 puede recibir parte de los sedimentos finos y la materia orgánica que no se depositaron en la parte interna por la hidrodinámica y el efecto de la corriente de los ríos en esa zona.

### **2.4.3 Influencia individual del tamaño de grano, MO y variables fisicoquímicas sobre la concentración de mercurio en sedimentos**

La totalidad de las variables del sedimento y la columna de agua evaluadas tuvieron una influencia individual significativa sobre la concentración de HgT en sedimentos, a excepción de la temperatura. Esto representa una dinámica compleja de los procesos de distribución y acumulación del mercurio en los sedimentos del estuario Bahía de Buenaventura (Chakraborty *et al.* 2019; Quintana *et al.* 2020), que se relacionan con la complejidad ambiental de los ecosistemas estuarinos (Elliott and Quintino 2007; Teichert *et al.* 2017; Li and Li 2018; Pérez-Ruzafa *et al.* 2019). Esta dinámica compleja de distribución y acumulación del mercurio en sedimentos, puede estar mediada por la interacción de diferentes variables ambientales con los procesos químicos e hidrodinámicos que controlan la deposición y resuspensión del mercurio en estuario (Wasserman *et al.* 2002; Fiorentino *et al.* 2011; Garcia-Ordiales *et al.* 2018; Curtis *et al.* 2019; He *et al.* 2019; Chakraborty *et al.* 2019; Padalkar *et al.* 2019).

En relación a las variables del sedimento, individualmente se correlacionaron de manera lineal la cantidad de sedimentos gruesos (correlación directa) y medios (correlación inversa) con el HgT en sedimentos. El tipo opuesto de correlación entre los sedimentos gruesos y medios es similar al observado para su abundancia espacial y temporal. Así mismo, la correlación directa entre sedimentos gruesos y HgT en sedimentos puede explicarse porque la disponibilidad de partículas de mayor tamaño a las cuales se pueda unir el mercurio facilita su acumulación en los sedimentos (Padalkar *et al.* 2019). Esta correlación depende de la fracción del sedimento a la cual se asocie la materia orgánica (He *et al.* 2019; Padalkar *et al.* 2019), la cual mostró los valores más altos en las mismas épocas y áreas de muestreo que los sedimentos gruesos. Esto también puede explicar la correlación inversa entre

sedimentos medios y HgT en sedimentos, al presentar tendencias espaciales y temporales inversas a los sedimentos gruesos. Por otra parte, los sedimentos finos y la MO se correlacionaron individualmente de manera no lineal con el HgT en sedimentos, presentando polinomios de valores cercanos a 1, que describen unas correlaciones con tendencias similares a una correlación lineal directa. Esta correlación positiva puede explicarse por asociación de MO y sedimentos finos y la fuerte unión del mercurio con la MO por su afinidad química, que facilita los procesos de adsorción (Zhao *et al.* 2019; Cukrov *et al.* 2020; Vane *et al.* 2020). Estas correlaciones se han observado en el estuario Bahía de Buenaventura (Gamboa-García *et al.* 2020) y en otros estuarios (García-Ordiales *et al.* 2018; Quintana *et al.* 2020).

La influencia individual de las variables fisicoquímicas del agua sobre la concentración de HgT en sedimentos fue no lineal. La salinidad y el pH representaron las variaciones temporales, al asociar las mayores concentraciones de HgT con condiciones de agua dulce en el estuario, y el OD representó las variaciones espaciales, asociando las mayores concentraciones de HgT con las áreas de mayor influencia de los ríos (bajo oxígeno disuelto) y del mar (alto oxígeno disuelto). Por su parte, las mayores concentraciones de HgT en sedimentos presentes en condiciones de baja salinidad, probablemente correspondan al ingreso de mercurio aportado por los ríos y la escorrentía (Saniewska *et al.* 2018; Chen *et al.* 2020; Li *et al.* 2020) y a que a menores salinidades se reduce la competencia del mercurio por mantenerse unido a la materia orgánica, permaneciendo fijo en el suelo y aumentando su concentración (Wasserman *et al.* 2002; Fiorentino *et al.* 2011). En este sentido, los resultados de este estudio concuerdan con los encontrados para otros estuarios (Kehrig *et al.* 2003; Cogua *et al.* 2012; Gamboa-García *et al.* 2020). Así mismo, se ha reportado que la influencia de la salinidad sobre el HgT en sedimentos puede ser variable, dependiendo de las características intrínsecas a cada sistema (García-Ordiales *et al.* 2018; Curtis *et al.* 2019; Li *et al.* 2020).

Por otra parte, las mayores concentraciones de HgT en sedimentos encontradas a pH entre 7 y 7.8, posiblemente se expliquen porque estas condiciones favorecen la formación de complejos metal-sulfuro (Rickard and Luther 2007), que facilitan la acumulación de mercurio (Quintana *et al.* 2020). En este estudio, este rango de pH se asocia a la influencia de agua dulce en el estuario, lo cual puede relacionarse con el ingreso de mercurio a través de la descarga de los ríos (Saniewska *et al.* 2018). Finalmente, los valores altos de HgT en sedimentos asociados a oxígenos disueltos bajos, puede explicarse por su asociación a áreas de influencia de ríos, que son puntos importantes de ingreso de mercurio a los estuarios (Saniewska *et al.* 2018). Así mismo, bajos valores de pH pueden estar asociados a la descomposición de MO (Day *et al.* 2012), la cual está relacionada con el HgT en sedimentos (Lacerda and Fitzgerald 2001; Han *et al.* 2006; Azaroff *et al.* 2019). Por otra parte, los valores altos de HgT en sedimentos relacionados con oxígenos disueltos altos, que en este estudio están asociados a

condiciones marinas, posiblemente corresponda a variaciones fisicoquímicas inducidas por el oxígeno, como variaciones en el potencial redox (Quintana *et al.* 2020) e hidrodinámicas, como la desaceleración de los flujos de agua (Chakraborty *et al.* 2019), que facilitan la acumulación de mercurio en sedimentos.

#### **2.4.4 Influencia sinérgica del tamaño de grano, MO y variables fisicoquímicas sobre la concentración de mercurio en sedimentos**

La influencia individual de múltiples variables en la dinámica de distribución y acumulación del mercurio en sedimentos, hacen necesaria la evaluación conjunta de variables, que permita identificar efectos sinérgicos y reducir las interacciones, para lograr un mejor entendimiento de los procesos de distribución y acumulación del mercurio. Sin embargo, en este estudio, solo dos variables, la salinidad y la MO, fueron significativas, simplificando el modelo, como es recomendado en estudios de mercurio y otros contaminantes (Foster *et al.* 2019; Kim *et al.* 2020; Thomas *et al.* 2020). En dicho modelo, la MO puede constituir el medio de transporte y de acumulación del HgT, mientras que, los cambios en la salinidad pueden representar el gradiente espacial y temporal de la dinámica hidroclimática y ambiental, y sus efectos sobre los procesos de distribución y acumulación de HgT en los sedimentos estuarinos. Por su parte, la inclusión de la MO en el modelos puede relacionarse con las características químicas de la MO, que facilita la adsorción del mercurio y la formación de complejos MO-Hg, que son factores de reconocida importancia para la movilidad y acumulación de mercurio en estuarios (Lacerda and Fitzgerald 2001; Han *et al.* 2006; Azaroff *et al.* 2019; Padalkar *et al.* 2019; Zhao *et al.* 2019; Cukrov *et al.* 2020; Vane *et al.* 2020). Por otra parte, la salinidad es el mejor descriptor de la dinámica espacial y temporal de los estuarios (Day *et al.* 2012; Whitfield *et al.* 2012; Barletta and Lima 2019), y los cambios en la salinidad reflejan las variaciones en el ingreso de agua dulce, que es una fuente importante de mercurio en estuarios (Saniewska *et al.* 2018; Chen *et al.* 2020; Li *et al.* 2020), como ha sido sugerido para la Bahía de Buenaventura (Gamboa-García *et al.* 2020).

## **2.5 Conclusiones**

En este estudio, las variables ambientales mostraron variaciones espaciales y temporales similares a las comúnmente descritas para un estuario positivo y en el sedimento no se encontraron diferencias significativas entre fracciones de profundidad para el tamaño de grano, MO y la concentración de HgT. En cuanto al sedimento superficial, se observó que la MO y el HgT mostraron patrones similares de variación, siendo mayores en época de lluvia y en la parte interna del estuario. Por otra parte, la influencia individual de múltiples variables representa una dinámica compleja de los procesos de distribución y acumulación del mercurio en los sedimentos del estuario Bahía de Buenaventura.

Finalmente, el modelo que mejor explica la acumulación de HgT en sedimentos se basó en la MO y la salinidad. La MO presentó una relación directamente proporcional con el HgT en sedimentos y representa el medio de transporte y acumulación del HgT. La salinidad presentó una relación no lineal con el HgT, en la cual las mayores concentraciones de HgT se observaron en salinidades entre 17 y 22 PSU. Los cambios en la salinidad representan la influencia de las variaciones hidroclimáticas y los gradientes ambientales del estuario.

## 2.6 Bibliografía

- Acquavita A, Covelli S, Emili A, et al (2012) Mercury in the sediments of the Marano and Grado Lagoon (northern Adriatic Sea): Sources, distribution and speciation. *Estuar Coast Shelf Sci* 113:20–31. doi: 10.1016/j.ecss.2012.02.012
- Alonso D, Pineda P, Olivero J, et al (2000) Mercury levels in muscle of two fish species and sediments from the Cartagena Bay and Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Environ Pollut* 109:157–163
- AMAP/UNEP (2015) Global Mercury Modelling : Update of Modelling Results in the Global Mercury Assessment 2013
- Amorós R, Murcia M, Ballester F, et al (2018) Selenium status during pregnancy: Influential factors and effects on neuropsychological development among Spanish infants. *Sci Total Environ* 610–611:741–749. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.08.042
- Anderson MJ (2017) Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA). In: Wiley StatsRef: Statistics Reference Online. John Wiley & Sons, Ltd, Chichester, UK, pp 1–15
- Azaroff A, Tessier E, Deborde J, et al (2019) Mercury and methylmercury concentrations, sources and distribution in submarine canyon sediments (Capbreton, SW France): Implications for the net methylmercury production. *Sci Total Environ* 673:511–521. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.04.111
- Barletta M, Lima ARA (2019) Systematic Review of Fish Ecology and Anthropogenic Impacts in South American Estuaries: Setting Priorities for Ecosystem Conservation. *Front Mar Sci* 6:. doi: 10.3389/fmars.2019.00237
- Barletta M, Lucena LRR, Costa MF, et al (2012) The interaction rainfall vs. weight as determinant of total mercury concentration in fish from a tropical estuary. *Environ Pollut* 167:1–6. doi: 10.1016/j.envpol.2012.03.033
- Benoit JM, Gilmour CC, Mason RP, Riedel GS (1998) Behavior of mercury in the Patuxent River estuary. *Biogeochemistry* 40:249–265. doi: 10.1023/A:1005905700864
- Bratkíč A, Ogrinc N, Kotnik J, et al (2013) Mercury speciation driven by seasonal changes in a contaminated estuarine environment. *Environ Res* 125:171–178. doi: 10.1016/j.envres.2013.01.004
- Burgos S, Marrugo JL, Navarro A, Urango I (2014) Mercury in *Pelecanus occidentalis* of the Cispatá bay, Colombia. *RevMVZ Córdoba* 19:4168–4174

- Campos NH, Dueñas-Ramírez PR, Genes N (2015) Malformación en cangrejos de la superfamilia Xanthoidea (Crustacea: Brachyura) en la bahía de Cispatá (Córdoba, Colombia). *Rev la Acad Colomb Ciencias Exactas, Físicas y Nat* 39:91. doi: 10.18257/raccefyn.172
- Cantera JR, Blanco JF (2001) The Estuary Ecosystem of Buenaventura Bay, Colombia. In: Seeliger U, Kjerfve B (eds) *Coastal Marine Ecosystems of Latin America*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp 265–280
- Cardoso PG, Lillebø AI, Lopes CB, et al (2008) Influence of bioturbation by *Hediste diversicolor* on mercury fluxes from estuarine sediments: A mesocosms laboratory experiment. *Mar Pollut Bull* 56:325–334. doi: 10.1016/j.marpolbul.2007.10.024
- Chakraborty P, Jayachandran S, Lekshmy J, et al (2019) Seawater intrusion and resuspension of surface sediment control mercury (Hg) distribution and its bioavailability in water column of a monsoonal estuarine system. *Sci Total Environ* 660:1441–1448. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.12.477
- Chango AP, Nacimba NE (2015) Propuesta de un plan de monitoreo de estuarios y evaluación de calidad del agua. Caso de estudio: Estuario de la subcuenca del río Atacames
- Chen C-F, Ju Y-R, Lim YC, et al (2020) Dry and wet seasonal variation of total mercury, inorganic mercury, and methylmercury formation in estuary and harbor sediments. *J Environ Manage* 253:109683. doi: 10.1016/j.jenvman.2019.109683
- Clarke KR (1993) Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Austral Ecol* 18:117–143. doi: 10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x
- Clarke KR, Gorley RN, Somerfield PJ, Warwick RM (2014) *Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation*, 3rd editio. PRIMER-E Ltd., Plymouth, UK
- Cogua P, Campos NH, Duque G (2012) Concentración de mercurio total y metilmercurio en sedimentos y seston de la bahía de Cartagena, Caribe colombiano. *Boletín Investig Mar y Costeras* 41:267–285
- Cooper JA, Ramm A, Harrison TD (1994) The Estuarine Health Index: A New Approach to Scientific Information Transfer. *Ocean Coast Manag* 25:103–141
- Costa CR, Costa MF, Dantas D V, Barletta M (2018) Interannual and Seasonal Variations in Estuarine Water Quality. doi: 10.3389/fmars.2018.00301
- Costa MF, Landing WM, Kehrig HA, et al (2012) Mercury in tropical and subtropical coastal environments. *Environ Res* 119:88–100. doi: 10.1016/j.envres.2012.07.008
- Cukrov N, Doumandji N, Garnier C, et al (2020) Anthropogenic mercury contamination in sediments of Krka River estuary (Croatia). *Environ Sci Pollut Res* 27:7628–7638. doi: 10.1007/s11356-019-07475-y
- Curtis AN, Bourne K, Borsuk ME, et al (2019) Effects of temperature, salinity, and sediment organic carbon on methylmercury bioaccumulation in an estuarine amphipod. *Sci Total Environ* 687:907–916. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.06.094
- DANE (2019) Resultados Preliminares: CENSO NACIONAL DE POBLACIÓN Y VIVIENDA 2018
- Danovaro R (2010) *Methods for the study of deep-sea sediments, their functioning and biodiversity*.

CRC Press Taylor & Francis Group, New York

- Day JW, Crump BC, Michael, Kemp W, Yáñez-Arancibia A (2012) *Estuarine Ecology*, Second Edi. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, NJ, USA
- de Souza JB, Reisen VA, Franco GC, et al (2018) Generalized additive models with principal component analysis: an application to time series of respiratory disease and air pollution data. *J R Stat Soc Ser C Appl Stat* 67:453–480. doi: 10.1111/rssc.12239
- Diaz JM (2007) *Deltas y Estuarios de Colombia*. Imprelibros S.A., Cali, Colombia
- Duque G, Cogua P (2016) Mercurio en peces de la bahía de Buenaventura. *Ingenium* 10:11–17. doi: <https://doi.org/10.21774/ing.v10i29.696>
- Duque G, Gamboa-García DE, Molina A, Cogua P (2020) Effect of water quality variation on fish assemblages in an anthropogenically impacted tropical estuary, Colombian Pacific. *Environ Sci Pollut Res Online* Fir:14. doi: 10.1007/s11356-020-08971-2
- Elith J, Leathwick JR, Hastie T (2008) A working guide to boosted regression trees. *J. Anim. Ecol.* 77:802–813
- Elliott M, Quintino V (2007) The Estuarine Quality Paradox, Environmental Homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. *Mar Pollut Bull* 54:640–645. doi: 10.1016/j.marpolbul.2007.02.003
- Engstrom DR (2007) Fish respond when the mercury rises. *Proc Natl Acad Sci* 104:16394–16395. doi: 10.1073/pnas.0708273104
- Fiorentino JC, Enzweiler J, Angélica RS (2011) Geochemistry of mercury along a soil profile compared to other elements and to the parental rock: Evidence of external input. *Water Air Soil Pollut* 221:63–75. doi: 10.1007/s11270-011-0769-x
- Foster KL, Braune BM, Gaston AJ, Mallory ML (2019) Climate influence on mercury in Arctic seabirds. *Sci Total Environ* 693:133569. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.07.375
- Fox AL, Hughes EA, Trocine RP, et al (2014) Mercury in the northeastern Chukchi Sea: Distribution patterns in seawater and sediments and biomagnification in the benthic food web. *Deep Res Part II Top Stud Oceanogr* 102:56–67. doi: 10.1016/j.dsr2.2013.07.012
- Gamboa-García DE (2017) *Relación entre el contenido de mercurio de macroinvertebrados y las variables ambientales de la bahía de Buenaventura*. Universidad Nacional de Colombia Sede Palmira
- Gamboa-García DE, Duque G, Cogua P (2018) Structural and compositional dynamics of macroinvertebrates and their relation to environmental variables in Buenaventura Bay. *Bull Mar Coast Res* 47:67–83. doi: 10.25268/bimc.invemar.2018.47.1.738
- Gamboa-García DE, Duque G, Cogua P, Marrugo-Negrete JL (2020) Mercury dynamics in macroinvertebrates in relation to environmental factors in a highly impacted tropical estuary: Buenaventura Bay, Colombian Pacific. *Environ Sci Pollut Res* 27:4044–4057. doi: 10.1007/s11356-019-06970-6
- Garcia-Ordiales E, Covelli S, Rico JM, et al (2018) Occurrence and speciation of arsenic and mercury in estuarine sediments affected by mining activities (Asturias, northern Spain). *Chemosphere*

198:281–289. doi: 10.1016/j.chemosphere.2018.01.146

- Giménez L, Venturini N, Kandratavicius N, et al (2014) Macrofaunal patterns and animal-sediment relationships in Uruguayan estuaries and coastal lagoons (Atlantic coast of South America). *J Sea Res* 87:46–55. doi: 10.1016/j.seares.2013.12.005
- Han S, Gill GA, Lehman RD, Choe KY (2006) Complexation of mercury by dissolved organic matter in surface waters of Galveston Bay, Texas. *Mar Chem* 98:156–166. doi: 10.1016/j.marchem.2005.07.004
- Harris HH, Pickering IJ, George GN (2003) The chemical form of mercury in fish. *Science* (80- ) 301:1203. doi: 10.1126/science.1085941
- He M, Tian L, Braaten HFV, et al (2019) Mercury–Organic Matter Interactions in Soils and Sediments: Angel or Devil? *Bull Environ Contam Toxicol* 102:621–627. doi: 10.1007/s00128-018-2523-1
- INVEMAR (2017) Informe del estado de los ambientes marinos y costeros 2016. Ser Publicaciones Periódicas 3:200. doi: ISSN: 1692-5025
- Jaingam W (2018) Biomagnification process of total mercury in the aquatic ecosystem of an enclosed Isahaya Bay, Kyushu, western Japan. Prefectural University of Kumamoto
- Kehrig HA, Pinto FN, Moreira I, Malm O (2003) Heavy metals and methylmercury in a tropical coastal estuary and a mangrove in Brazil. *Org Geochem* 34:661–669. doi: 10.1016/S0146-6380(03)00021-4
- Kim EH, Mason RP, Porter ET, Soulen HL (2004) The effect of resuspension on the fate of total mercury and methyl mercury in a shallow estuarine ecosystem: A mesocosm study. *Mar Chem* 86:121–137. doi: 10.1016/j.marchem.2003.12.004
- Kim SY, Bechle M, Hankey S, et al (2020) Concentrations of criteria pollutants in the contiguous U.S., 1979 – 2015: Role of prediction model parsimony in integrated empirical geographic regression. *PLoS One* 15:1–21. doi: 10.1371/journal.pone.0228535
- Krause KP, Wu C-L, Chu ML, Knouft JH (2019) Fish assemblage-environment relationships suggest differential trophic responses to heavy metal contamination. *Freshw Biol* 64:632–642. doi: 10.1111/fwb.13248
- Lacerda LD, Fitzgerald WF (2001) Biogeochemistry of mercury in wetlands. *Wetl Ecol Manag* 9:291–293. doi: 10.1023/A:1011851432573
- Li H, Zheng D, Zhang X, et al (2020) Total and Methylmercury of Suaeda heteroptera Wetland Soil Response to a Salinity Gradient Under Wetting and Drying Conditions. *Bull Environ Contam Toxicol* 104:778–785. doi: 10.1007/s00128-020-02874-1
- Li T, Li T-J (2018) Sediment transport processes in the Pearl River Estuary as revealed by grain-size end-member modeling and sediment trend analysis. *Geo-Marine Lett* 38:167–178. doi: 10.1007/s00367-017-0518-2
- Lobo-Guerrero AL (1993) Hidrología e Hidrogeología de la región Pacífica colombiana. In: Leyva P (ed) Colombia-Pacífico, Tomo I. Banco de la Republica, Santafé de Bogotá, pp 122–134
- Lucero CH, Cantera K. JR, Romero IC (2006) Variability of macrobenthic assemblages under

abnormal climatic conditions in a small scale tropical estuary. *Estuar Coast Shelf Sci* 68:17–26. doi: 10.1016/j.ecss.2005.11.037

Málikov I, Villegas N (2005) Construcción de series de tiempo de temperatura superficial del mar de las zonas homogéneas del océano Pacífico colombiano. *Boletín Científico CCCP* 12:79–93

Marshall S, Elliott M (1998) Estuarine Coastal and Shelf Science\rEnvironmental influences on the fish assemblage of the Humber estuary, UK. *Estuar Coast Shelf Sci* 46:175–184. doi: 126,00

Martinez O, Molina AE, Duque G (2019) Influencia de la materia organica en la abundancia de poliquetos (Annelida: Polychaeta) de la bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano. In: Campos Campos NH, Acero A (eds) *Ciencias del mar - Una mirada desde la Universidad Nacional de Colombia*, 1st edn. Editorial Universidad Nacional de Colombia, Bogotá D.C., Colombia, p 228

Martins ACB, Kinas PG, Marangoni JC, et al (2015) Medium- and long-term temporal trends in the fish assemblage inhabiting a surf zone, analyzed by Bayesian generalized additive models. *Aquat Ecol* 49:57–69. doi: 10.1007/s10452-015-9504-9

Mason RP, Fitzgerald WF (1993) The distribution and biogeochemical cycling of mercury in the equatorial Pacific Ocean. *Deep Res Part I* 40:1897–1924. doi: 10.1016/0967-0637(93)90037-4

Mason RP, Lawrence AL (1999) Concentration, distribution, and bioavailability of mercury and methylmercury in sediments of Baltimore Harbor and Chesapeake Bay, Maryland, USA. *Environ Toxicol Chem* 18:2438–2447. doi: 10.1002/etc.5620181109

Meyer U (1996) On the Fate of Mercury in the Northeastern Brazilian Mangrove System, Canal de Santa Cruz, Pernambuco. *Zentrum für Marine Tropenökologie ZMT, Bremen*

Molina A, Duque G, Cogua P (2020) Influences of environmental conditions in the fish assemblage structure of a tropical estuary. *Mar Biodivers* 50:5. doi: 10.1007/s12526-019-01023-0

Montenegro D, Torres W (2016) LA INCIDENCIA DEL DRAGADO DEL CANAL DE ACCESO DE LOS BUQUES A LOS PUERTOS MARÍTIMOS DE BUENAVENTURA, EN LA PRÁCTICA PESQUERA ARTESANAL DESARROLLADA EN LA COMUNIDAD DE BAZÁN BOCANA. *Universidad del Valle*

Morel FMM, Kraepiel AML, Amyot M (1998) The Chemical Cycle and Bioaccumulation of Mercury. *Annu Rev Ecol Syst* 29:543–566. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.29.1.543

Muresan B, Cossa D, Richard S, Burban B (2007) Mercury speciation and exchanges at the air-water interface of a tropical artificial reservoir, French Guiana. *Sci Total Environ* 385:132–145. doi: 10.1016/j.scitotenv.2007.06.013

Olivero J, Johnson B (2002) El lado gris de la minería del oro: La contaminación con mercurio en el norte de Colombia. *Universidad de Cartagena*

Ospina A, Peña E (2003) Uso de algas bénticas como indicadores de contaminación por metales pesados en la bahía de Buenaventura-Pacífico Colombiano. In: *AGUA 2003 - Usos Múltiples de Agua: Para la vida y el desarrollo sostenible*. CINARA - Universidad del Valle, pp 39–43

Otero LJ (2005) Aplicación de un modelo hidrodinámico bidimensional para describir las corrientes y la propagación de la onda de marea en la bahía de Buenaventura. *Boletín Científico CCCP* 9–

21. doi: 10.26640/01213423.12.9

Padalkar PP, Chakraborty P, Chennuri K, et al (2019) Molecular characteristics of sedimentary organic matter in controlling mercury (Hg) and elemental mercury (Hg<sup>0</sup>) distribution in tropical estuarine sediments. *Sci Total Environ* 668:592–601. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.02.353

Panesso 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. Universidad Nacional de Colombia Sede Palmira

Pereira P, Pablo H de, Vale C, Pacheco M (2010) Combined use of environmental data and biomarkers in fish (*Liza aurata*) inhabiting a eutrophic and metal-contaminated coastal system - Gills reflect environmental contamination. *Mar Environ Res* 69:53–62. doi: 10.1016/j.marenvres.2009.08.003

Pérez-Ruzafa A, Pérez-Ruzafa IM, Newton A, Marcos C (2019) Coastal Lagoons: Environmental Variability, Ecosystem Complexity, and Goods and Services Uniformity. In: *Coasts and Estuaries*. Elsevier, pp 253–276

Pombo L, Elliott M, Rebelo JE (2005) Environmental influences on fish assemblage distribution of an estuarine coastal lagoon, Ria de Aveiro (Portugal). *Sci Mar* 69:143–159. doi: 10.3989/scimar.2005.69n1143

Quintana G, Mirlean N, Costa L, Johannesson K (2020) Mercury distributions in sediments of an estuary subject to anthropogenic hydrodynamic alterations (Patos Estuary, Southern Brazil). *Environ Monit Assess* 192:. doi: 10.1007/s10661-020-8232-3

Rashed-Un-Nabi M, Abdulla MAM, Hadayet MU, Mustafa MG (2011) Temporal and spatial distribution of fish and shrimp assemblage in the bakkhali river estuary of Bangladesh in relation to some water quality parameters. *Mar Biol Res* 7:436–452. doi: 10.1080/17451000.2010.527988

Rickard D, Luther GW (2007) Chemistry of Iron Sulfides. *Chem Rev* 107:514–562. doi: 10.1021/cr0503658

Rodríguez Martín-Doimeadios RC, Tessier E, Amouroux D, et al (2004) Mercury methylation/demethylation and volatilization pathways in estuarine sediment slurries using species-specific enriched stable isotopes. *Mar Chem* 90:107–123. doi: 10.1016/j.marchem.2004.02.022

Rudy ACA, Lamoureux SF, Treitz P, van Ewijk KY (2016) Transferability of regional permafrost disturbance susceptibility modelling using generalized linear and generalized additive models. *Geomorphology* 264:95–108. doi: 10.1016/j.geomorph.2016.04.011

Saniewska D, Beldowska M, Beldowski J, et al (2018) Impact of intense rains and flooding on mercury riverine input to the coastal zone. *Mar Pollut Bull* 127:593–602. doi: 10.1016/j.marpolbul.2017.12.058

Silva N, Astorga M (2010) Textura, materia orgánica y composición química elemental (C y N) de sedimentos marinos superficiales de la zona Puerto Montt a Boca del Guafo (Norpatagonia chilena). *Lat Am J Aquat Res* 38:1–14. doi: 10.4067/S0718-560X2010000100001

Sun T, Yang ZF, Shen ZY, Zhao R (2009) Environmental flows for the Yangtze Estuary based on

salinity objectives. *Commun Nonlinear Sci Numer Simul* 14:959–971. doi: 10.1016/j.cnsns.2007.10.006

Tang H, Xu L, Zhou C, et al (2017) The effect of environmental variables, gear design and operational parameters on sinking performance of tuna purse seine setting on free-swimming schools. *Fish Res* 196:151–159. doi: 10.1016/j.fishres.2017.08.006

Tavares S, Oliveira H, Coelho JP, et al (2011) Lifespan mercury accumulation pattern in *Liza aurata*: Evidence from two southern European estuaries. *Estuar Coast Shelf Sci* 94:315–321. doi: 10.1016/j.ecss.2011.07.002

Taylor DL, Linehan JC, Murray DW, Prell WL (2012) Indicators of sediment and biotic mercury contamination in a southern New England estuary. *Mar Pollut Bull* 64:807–819. doi: 10.1016/j.marpolbul.2012.01.013

Teichert N, Pasquaud S, Borja A, et al (2017) Living under stressful conditions: Fish life history strategies across environmental gradients in estuaries. *Estuar Coast Shelf Sci* 188:18–26. doi: 10.1016/j.ecss.2017.02.006

Thomas SM, Melles SJ, Mackereth RW, et al (2020) Climate and landscape conditions indirectly affect fish mercury levels by altering lake water chemistry and fish size. *Environ Res* 188:109750. doi: 10.1016/j.envres.2020.109750

Tsutsumi H, Jaingam W, Duangdee T, Arizono K (2019) Characteristics of the bioaccumulation process of mercury in the benthic ecosystem in the enclosed coastal seas. *J Environ Saf X*:1–10. doi: 10.11162/daikankyo.E19RV0401

UNEP (2019) Global Mercury assessment 2018. UN Environment Programme, Chemicals and Health Branch Geneva, Switzerland

van Maren DS, van Kessel T, Cronin K, Sittoni L (2015) The impact of channel deepening and dredging on estuarine sediment concentration. *Cont Shelf Res* 95:1–14. doi: 10.1016/j.csr.2014.12.010

Vane CH, Kim AW, Emmings JF, et al (2020) Grain size and organic carbon controls polyaromatic hydrocarbons (PAH), mercury (Hg) and toxicity of surface sediments in the River Conwy Estuary, Wales, UK. *Mar Pollut Bull* 158:111412. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111412

Velásquez O, Cortés L (1997) Estudio y evaluación de metales traza (Pb, Cr, Cu, Cd, y Hg) en aguas, sedimentos y organismos marinos de la Bahía de Buenaventura. *Boletín Científico CCCP* 57–62. doi: Biblioteca Marío Carvajal Univalle

Walker CH (2008) *Organic Pollutants: An Ecotoxicological Perspective*, Second Edition, Second. CRC Press - Taylor & Francis Group, Boca Raton, FL

Wasserman JC, Amouroux D, Wasserman MA V., Donard OFX (2002) Mercury Speciation in Sediments of a Tropical Coastal Environment. *Environ Technol* 23:899–910. doi: 10.1080/09593332308618357

Weinberg J (2010) *Introducción a la Contaminación por Mercurio para las ONG*. Ipen

Whitfield AK (1999) Ichthyofaunal assemblages in estuaries: A South African case study. *Rev Fish Biol and Fisheries* 9:151–186

- Whitfield AK, Elliott M, Basset A, et al (2012) Paradigms in estuarine ecology - A review of the Remane diagram with a suggested revised model for estuaries. *Estuar Coast Shelf Sci* 97:78–90. doi: 10.1016/j.ecss.2011.11.026
- Wolanski E, Boorman L a., Chicharo L, et al (2004) Ecohydrology as a new tool for sustainable management of estuaries and coastal waters. *Wetl Ecol Manag* 12:235–276. doi: 10.1007/s11273-005-4752-4
- Wolanski E, Chicharo L, Chicharo MA, Morais P (2006) An ecohydrology model of the Guadiana Estuary (South Portugal). *Estuar Coast Shelf Sci* 70:132–143. doi: 10.1016/j.ecss.2006.05.029
- Zhao L, Wang R, Zhang C, et al (2019) Geochemical controls on the distribution of mercury and methylmercury in sediments of the coastal East China Sea. *Sci Total Environ* 667:133–141. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.02.334

## **Capítulo 3: Influencia de las condiciones ambientales en la acumulación de mercurio en peces de la bahía de Buenaventura**

### **3.1 Introducción**

Los estuarios son sistemas con una alta complejidad ambiental, al ser el ecotono entre los ecosistemas dulce acuícolas y marinos, siendo de gran valor ecológico, pero también impactados por múltiples problemáticas (Cooper *et al.* 1994; Day *et al.* 2012; Barletta and Lima 2019). Por esta razón, son ecosistemas clave para el estudio de la contaminación por mercurio, al recibirlo directamente a través de los ríos y tener condiciones ambientales que permiten su especiación y acumulación (Rodríguez Martín-Doimeadios *et al.* 2004). El mercurio (Hg) se encuentra naturalmente en los ecosistemas en forma inorgánica y orgánica (Morel *et al.* 1998; Olivero and Johnson 2002). Su origen puede ser natural, liberado por erupciones volcánicas y erosión del suelo, o antrópico, liberado por la quema de combustibles fósiles, la minería de oro, entre otros (Weinberg 2010). Pese a la notable reducción en las emisiones de mercurio de origen antrópico registrado en las últimas décadas y que se espera que estas emisiones sigan disminuyendo (Pacyna *et al.* 2006), en la actualidad se estima que de 2200 a 4000 toneladas de mercurio se siguen vertiendo a la atmosfera cada año en todo el mundo (UNEP 2019). Así mismo, la eficiencia del transporte de mercurio asociado a materiales en suspensión, le permite redistribuirse ampliamente y llegar a diferentes ecosistemas, por lo cual es un contaminante de especial interés (Mason and Fitzgerald 1993; Tsutsumi *et al.* 2019; UNEP 2019).

Las formas químicas en las que el mercurio total (HgT) se encuentra en los ecosistemas produce variaciones en sus efectos, siendo el metilmercurio (MeHg) de especial interés por su lipofilidad y toxicidad (Harris *et al.* 2003; Tavares *et al.* 2011), el cual se puede generar en el ambiente desde su forma inorgánica (Hg<sup>2+</sup>) en ecosistemas acuáticos (Engstrom 2007; Walker 2008). Algunos de los efectos del mercurio inorgánico en los organismos son: irritación del tracto intestinal y daño

hepático, y del mercurio orgánico son: parálisis progresiva y efectos neurotóxicos, afectando los fetos de manera preferente (Adams *et al.* 2010; Al-Saleh *et al.* 2011). Por sus efectos, el mercurio puede llegar a afectar la salud del hombre y el equilibrio ecológico de los ecosistemas (Pereira *et al.* 2010). El mercurio después de entrar a los ecosistemas puede dar lugar a procesos de bioacumulación y biomagnificación desde la base de las redes tróficas, presentándose un flujo activo en los ecosistemas (AMAP/UNEP 2015; Jaingam 2018; Tsutsumi *et al.* 2019). Así mismo, la biodisponibilidad, especiación y movilidad del mercurio en los sedimentos es influenciada por la materia orgánica (MO), por la formación de complejos Hg-MO (Lacerda and Fitzgerald 2001; Han *et al.* 2006). En los estuarios el flujo de mercurio y otros metales en la interface agua-sedimento es influenciado por organismos bentónicos, a través de su alimentación y bioturbación (Meyer 1996; Benoit *et al.* 1998; Mason and Lawrence 1999; Muresan *et al.* 2007; Cardoso *et al.* 2008).

Otros factores que influyen en la dinámica del mercurio en los estuarios son las variables ambientales, las características de los sedimentos y los cambios hidroclimáticos e hidrodinámicos (Kim *et al.* 2004; Acquavita *et al.* 2012; Taylor *et al.* 2012; Costa *et al.* 2012; Bratkič *et al.* 2013; Fox *et al.* 2014). En estuarios tropicales la precipitación es determinante en el flujo del mercurio, al modificar el caudal de los ríos y la escorrentía, que son importantes fuentes de entrada de este metal (Barletta *et al.* 2012). Por otra parte, las comunidades de peces, según su composición y abundancia, influyen en el flujo de mercurio, por la capacidad diferencial de cada especie en la bioacumulación y la variedad de relaciones tróficas que afectan la biomagnificación (Power *et al.* 2002; Adams *et al.* 2010; Rizzo *et al.* 2011; Adams and Paperno 2012; Bisi *et al.* 2012).

En los últimos años se ha registrado el flujo de mercurio en diferentes ecosistemas costeros (Costa *et al.* 2012; Barletta and Lima 2019), registrándose concentraciones de mercurio total que podrían ser peligrosas en diferentes especies de peces en Brasil (Kehrig *et al.* 2002; Barletta *et al.* 2012; Di Benedetto *et al.* 2012) y Surinam (Mol *et al.* 2001). En Colombia se comparó las concentraciones de mercurio total en peces de estuarios contaminados y poco contaminados, encontrando mayores concentraciones en los peces de la Bahía de Cartagena, lugar más expuesto a la contaminación por la presencia de una planta de Cloro-alkali (Chlor-alkali plant) hasta el año 1977 (Alonso *et al.* 2000). Así mismo, se han hecho comparaciones en el flujo de mercurio y metilmercurio en redes tróficas planctívoras y detritívoras, encontrando que los procesos de biomagnificación varían según la fuente energética primaria de los individuos (Cogua 2011). En cuanto a otros organismos marino costeros, se han reportado concentraciones de mercurio total altas en músculo y plumas de *Pelecanus occidentalis* (Burgos *et al.* 2014) y malformaciones en cangrejos (Campos *et al.* 2015) asociadas a la contaminación con mercurio en la Bahía de Cispatá.

En el estuario Bahía de Buenaventura las concentraciones de mercurio total podrían estar aumentando y llegar a generar efectos negativos para el ecosistema (Ospina y Peña 2003; Gamboa-García 2017; Panesso 2017; Gamboa-García *et al.* 2020), junto a otros impactos registrados para este estuario como variaciones en la calidad del agua (Duque *et al.* 2020), contaminación por materia orgánica (Martinez *et al.* 2019) y microplásticos (Vásquez 2020; Vidal 2020). Así mismo, las concentraciones de mercurio total (HgT) en sedimento en la Bahía de Buenaventura en estudios anteriores (0,2 y 0,6  $\mu\text{g g}^{-1}$ ) (Velásquez and Cortés 1997), son similares a las registradas para estuarios con flujo de HgT, como en la Bahía de Cartagena (0,18  $\mu\text{g g}^{-1}$ ) (Cogua *et al.* 2012). Procesos activos de bioacumulación de mercurio han sido reportados para la Bahía de Buenaventura, detectándose concentraciones de HgT superiores a 0.5  $\mu\text{g g}^{-1}$  en plumas de *Pelecanus occidentalis* (Gamboa-García *et al.* 2018b) y anomalías nucleares de eritrocitos en las especies de peces *Mugil cephalus*, *Cathorops multiradiatus* y *Stellifer fuerthii*, asociados a las concentraciones de HgT en sangre (Duque and Cogua 2016). Además, se ha registrado la acumulación de HgT en varias especies de macroinvertebrados, pudiendo presentar riesgos para el consumo humano (Gamboa-García *et al.* 2020). Por esto, teniendo en cuenta que en el Pacífico colombiano hay relativamente un alto consumo per cápita de pescado (Villanueva and Flores-Nava 2019), puede representar riesgo para poblaciones que tiene como principal fuente de proteína el pescado (US EPA 2000, 2004; Marrugo *et al.* 2007a, b). Este riesgo ya se ha documentado para diferentes poblaciones en Colombia (Gracia H. *et al.* 2010) y específicamente para el Pacífico colombiano (Ardila 2000).

En este contexto, es importante identificar los factores que influyen en los procesos de acumulación de mercurio en peces en ecosistemas complejos y dinámicos como los estuarios. Por lo tanto, el objetivo de esta investigación fue determinar la dinámica espacial y temporal de acumulación de HgT en peces del ecosistema estuarino Bahía de Buenaventura y su relación con variaciones en las condiciones ambientales, evaluando la hipótesis de que la dinámica del mercurio en los peces estuarinos varía según la especie y está influenciada por diferentes factores conductores del proceso de acumulación de HgT, como la biodisponibilidad, las concentraciones de HgT en el ambiente, las características fisiológicas y biológicas, entre otras.

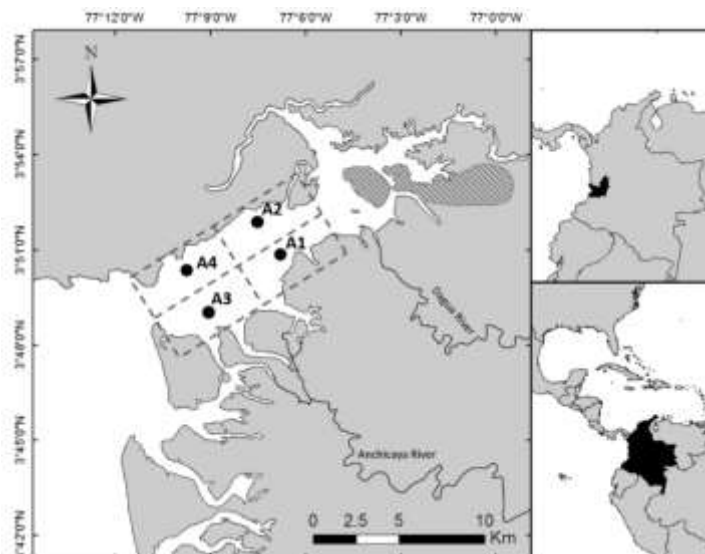
## **3.2 Metodología**

### **3.2.1 Área de estudio**

El estuario de la Bahía de Buenaventura es un sistema localizado en la costa pacífica colombiana (3°48'09.99''-3°52'38.57'' N; 77°06'30.75''-77°09'25.96'' W), Pacífico Oriental Tropical (Figura

3.1). Este estuario se encuentra ubicado en la Zona de Convergencia Intertropical y en proximidades de la cordillera de los Andes, siendo una de las regiones más húmedas del mundo (Cantera and Blanco 2001). La Bahía de Buenaventura tiene una temperatura promedio de 25.9 °C, una humedad relativa que oscila entre 80-95 %, con 228 a 298 días de lluvia en el año y una precipitación anual de 6508 mm (Lobo-Guerrero 1993). De enero a junio la precipitación mensual promedio es de 200 a 500 mm, época seca y de julio a diciembre de 500 a >700 mm, época de lluvia, con las mayores precipitaciones para el año en que se llevó a cabo el presente estudio (2015) en noviembre (755 mm) y la menor en junio (272 mm) (Fuente: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales). La profundidad promedio de la bahía es de 5 m y tiene dos ríos tributarios principales, Anchicayá y Dagua (427 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>), que le dan características de estuario positivo (Gamboa-García *et al.* 2018). Este estuario se puede considerar como un sistema bien mezclado al presentar diferencias entre la salinidad de fondo y superficie menores a 2 PSU (Otero 2005). Para esta investigación, la Bahía de Buenaventura fue dividida en cuatro áreas según el gradiente de salinidad, la geomorfología y las características ambientales (Figura 3.1). En la parte interna de la bahía se ubicaron dos áreas, al sur el Área 1 (A1), siendo influenciada directamente por los ríos y en el norte el Área 2 (A2), con menos influencia de los ríos. En la parte del estuario con mayor influencia marina, parte externa, se ubicaron las otras dos áreas, al sur el Área 3 (A3), con influencia de los ríos y al norte el Área 4 (A4), con menos influencia de los ríos. Es importante destacar que este ecosistema está fuertemente intervenido, presentando una población estimada para 2019 de 432501 habitantes (DANE 2005) y albergar el puerto más importante de Colombia (Diaz 2007).

Figura 3.1. Estuario de la Bahía de Buenaventura indicando la ubicación de las cuatro áreas de muestreo (A1, A2, A3 y A4). La zona con líneas grises diagonales representa el área urbana.



### 3.2.2 Métodos de muestreo

En este estudio se colectaron muestras de peces, sedimentos y se midieron *in situ* variables fisicoquímicas en cuatro áreas del estuario (A1, A2, A3 y A4) (Figura 3.1), en cuatro muestreos en el transcurso de un año. Las muestras se tomaron a una profundidad de  $2.1 \pm 0.6$  m (promedio  $\pm$  D.E.). Las campañas de muestreo se llevaron a cabo en los meses de abril, junio, septiembre y noviembre de 2015. Las muestras de abril y junio se analizaron de manera conjunta, representando la época seca y las muestras de septiembre y noviembre representando la época de lluvias. En cada campaña de muestreo se tomaron tres muestras de todas las variables en cada una de las cuatro áreas de muestreo.

Las muestras de peces se colectaron usando redes de arrastre artesanales, con tiempos de arrastre de 10 minutos (tres réplicas), a una velocidad entre 3.1 y 4.0 km h<sup>-1</sup>, con áreas de arrastre entre 790 y 1011 m<sup>2</sup>. Antes de cada arrastre, se midieron en el agua las variables ambientales salinidad, temperatura (°C), oxígeno disuelto (DO (mg l<sup>-1</sup>)) y pH, a una profundidad de 50 cm (Sonda Thermo Scientific Orion Five Stars). Adicionalmente, antes de cada arrastre, se recolectaron muestras de sedimento usando un corazonador de 50.8 mm de diámetro, tomando los primeros 5 cm de sedimento, para medir el contenido de materia orgánica (MO) y determinar la concentración de mercurio total (HgT) en sedimento.

### 3.2.3 Trabajo de laboratorio

A las muestras de sedimento obtenidas se les determinó el contenido de MO, usando la técnica de calcimetría a una temperatura de 450 °C por 4 h (Danovaro 2010). La identificación de los peces se hizo siguiendo a Fischer *et al.* (1995a, b), Nelson (2006), Marceniuk *et al.* (2009, 2017), Robertson and Allen (2015) y Froese and Pauly (2017). A todos los peces se les midió la longitud total (LT), Longitud Estándar (LE) y peso total (g). También se tomaron muestras de músculo, removiendo una porción de la piel del lado izquierdo, usando cuchillos estériles de porcelana, cortando una porción de 3 cm de ancho por el alto del pez, desde el origen de la aleta dorsal en dirección anteroposterior (Cogua 2011). La liofilización de todas las muestras se hizo a una temperatura de -80 °C y con una presión de vacío de 0,120 milibares, por 36 h.

La determinación de la concentración de HgT (peso seco) en sedimento y músculo de peces se hizo usando un Analizador Directo de Mercurio (DMA-80 marca MILESTONE), con un límite de detección de 0.0001 µg g<sup>-1</sup>, siguiendo el Método 7473 propuesto por la EPA (US EPA 1998), previa liofilización, pulverización y homogenización de las muestras. Para todas las cuantificaciones de

HgT se garantizó una curva de calibración con  $R^2 > 0.99$ , utilizando estándares certificados DORM2. Los controles de calidad y los estándares para la curva de calibración se midieron al menos dos veces, cuidando que la variabilidad entre los valores para una misma muestra fuera menor al 10% y que los porcentajes de recuperación sean mínimo del 95%.

### 3.2.4 Análisis estadísticos

Para evaluar diferencias espaciales y temporales en las variables fisicoquímicas del agua, MO y el HgT en sedimentos se usaron análisis de varianza multivariados basados en permutaciones (PERMANOVA), partiendo de matrices de similaridad, basadas en distancias Euclidianas, datos sin transformar y 10000 permutaciones (Clarke 1993; Clarke and Warwick 2014; Anderson 2017). Para evaluar las variaciones en el contenido de HgT en musculo de los peces, se escogieron siete especies representativas para el estuario Bahía de Buenaventura (Molina *et al.* 2020), especialmente con alta frecuencia de ocurrencia. Así mismo, se usaron análisis PERMANOVA, usando la LT como covariable (Andersen and Depledge 1997; Coelho *et al.* 2013), a partir de datos transformados ( $\text{Log}(x+1)$ ), matrices de similaridad basadas en distancias Euclidianas y 10000 permutaciones. Además, para la construcción de las pruebas *pos hoc* se usó pair-wise tests (Anderson 2005; Anderson *et al.* 2008; Clarke and Warwick 2014; Clarke and Gorley 2015).

Para evaluar la influencia de variables fisicoquímicas de la columna de agua, la MO y la concentración de HgT en sedimentos sobre la acumulación de HgT en músculo de los peces, se construyeron modelos GAM (Modelos Aditivos Generalizados) a partir de funciones Bayesianas. En muchos casos los modelos estadísticos tradicionales no son adecuados para representar sistemas complejos con relaciones no lineales de variables (Rudy *et al.* 2016). Los GAM, al permitir evaluar relaciones no lineales complejas (Elith *et al.* 2008) ha sido utilizado en investigaciones de diferentes campos de la ciencia (Tang *et al.* 2017; de Souza *et al.* 2018; Amorós *et al.* 2018). Para la construcción de estos modelos se usaron las concentraciones de HgT en músculo divididas por la longitud total, para reducir el efecto del tamaños de los peces en las comparaciones. Se evaluaron modelos con diferentes combinaciones de variables, usando el AIC (Criterio de Información Akaike) para la comparación y determinación del modelo adecuado, teniendo en cuenta un  $\Delta\text{AIC} < 2$  (Martins *et al.* 2015; Krause *et al.* 2019).

## 3.3 Resultados

### 3.3.1 Variaciones ambientales de la columna de agua

Se observaron patrones temporales y espaciales en las variables fisicoquímicas del agua. Para la salinidad, se observaron diferencias significativas ( $p(\text{PERM}) < 0.01$ ) entre épocas climáticas, siendo mayor en la época seca (promedio  $\pm$  DE;  $25.9 \pm 2.9$  PSU) y menor en la época de lluvia ( $19.1 \pm 3.9$  PSU). Espacialmente, la salinidad presentó diferencias significativas ( $p(\text{PERM}) < 0.01$ ), siendo menor en el estuario interno en A1 ( $20.7 \pm 5.8$  PSU) y mayor en el estuario externo en A3 y A4 ( $23.6 \pm 4.8$  y  $23.6 \pm 4.7$  PSU, respectivamente). Por otra parte, en la interacción entre épocas y áreas no se observaron diferencias significativas ( $p(\text{PERM}) > 0.05$ ), presentándose las salinidades más bajas en el área cercana a la desembocadura de los ríos (A1) en la época de lluvia ( $16.4 \pm 2.2$  PSU) y las más altas en época seca, en áreas con mayor influencia marina (A3 y A4), con salinidades superiores a 26 PSU (Tabla 3.1). La mayor variabilidad en la salinidad se registró en la época de lluvia en A3 (Coeficiente de variación 28.3%). Por su parte, la temperatura mostró variaciones significativas entre épocas ( $p(\text{PERM}) < 0.01$ ), siendo más alta en la época seca ( $29.6 \pm 1.1$  °C) y más baja en la época de lluvia ( $28.7 \pm 0.6$  °C). Espacialmente no se presentaron diferencias significativas entre áreas de muestreo ( $p(\text{PERM}) > 0.05$ ). Además, en la interacción entre épocas y áreas de muestreo no se observaron diferencias significativas ( $p(\text{PERM}) > 0.05$ ), pero se registraron las temperaturas más altas en la época seca en A4 ( $29.9 \pm 1.4$  °C) y las más bajas en la época de lluvia en A1 ( $28.3 \pm 0.2$  °C) (Tabla 3.1). Con relación al oxígeno disuelto (OD), no se observaron diferencias significativas entre épocas de muestreo ( $p(\text{PERM}) > 0.05$ ), pero sí entre áreas ( $p(\text{PERM}) < 0.01$ ), con altas concentraciones en el área de mayor influencia marina (A4:  $6.6 \pm 0.9$  mg l<sup>-1</sup>) y bajas concentraciones en la parte interna del estuario (A2:  $5.4 \pm 0.4$  mg l<sup>-1</sup>) (Tabla 3.1). En la interacción entre épocas y áreas de muestreo el OD no mostró diferencias significativas ( $p(\text{PERM}) > 0.05$ ), sin embargo se observaron las mayores concentraciones en la parte externa del estuario (A4) en época de lluvia ( $6.7 \pm 1.3$  mg l<sup>-1</sup>) y menores en la parte interna del estuario en época de lluvia (A1:  $5.4 \pm 1.0$  mg l<sup>-1</sup>) y en época seca (A2:  $5.4 \pm 0.2$  mg l<sup>-1</sup>). Finalmente, los valores de pH mostraron diferencias significativas entre épocas de muestreo ( $p(\text{PERM}) < 0.01$ ), observándose los mayores valores en época seca ( $7.9 \pm 0.3$ ) y los menores en época de lluvia ( $7.8 \pm 0.2$ ). Espacialmente, se encontraron diferencias significativas ( $p(\text{PERM}) < 0.01$ ), observándose el pH más alto en A4 ( $8.0 \pm 0.1$ ) y el más bajo en A1 ( $7.7 \pm 0.1$ ). Así mismo, se presentaron diferencias significativas en la interacción entre épocas y áreas de muestreo ( $p(\text{PERM}) < 0.01$ ), registrándose el mayor pH en época seca en A3 ( $8.2 \pm 0.3$ ) y

los más bajos en época seca y en época de lluvia en la parte interna del estuario principalmente, con valores menores a 7.8 (Tabla 3.1).

Tabla 3.1. Variables fisicoquímicas del agua y MO y HgT en sedimentos, en función de las épocas y áreas de muestreo (promedio  $\pm$  DE). Área 1 (A1), Área 2 (A2), Área 3 (A3) y Área 4 (A4). Las diferencias significativas se representan con letras minúsculas, pruebas pos hoc Permanova pair-wise test ( $p(\text{PERM}) < 0.05$ ).

		Salinidad (PSU)	Temperatura (°C)	DO (mg l <sup>-1</sup> )	pH	MO%	HgT en sedimentos (µg/g)
Seca	A1	25.0 $\pm$ 4.8	29.4 $\pm$ 0.6	5.6 $\pm$ 0.4	7.8 $\pm$ 0.2 c	4.6 $\pm$ 1.7	0.055 $\pm$ 0.020
	A2	25.2 $\pm$ 2.6	29.4 $\pm$ 0.7	5.4 $\pm$ 0.2	7.8 $\pm$ 0.1 c	8.1 $\pm$ 3.4	0.082 $\pm$ 0.046
	A3	26.0 $\pm$ 0.9	29.6 $\pm$ 1.5	6.3 $\pm$ 0.2	8.2 $\pm$ 0.3 a	2.6 $\pm$ 1.3	0.021 $\pm$ 0.009
	A4	27.5 $\pm$ 1.8	29.9 $\pm$ 1.4	6.6 $\pm$ 0.4	8.1 $\pm$ 0.1 ab	5.8 $\pm$ 1.6	0.047 $\pm$ 0.015
Lluvia	A1	16.4 $\pm$ 2.2	28.3 $\pm$ 0.2	5.4 $\pm$ 1.0	7.7 $\pm$ 0.1 c	9.4 $\pm$ 2.1	0.103 $\pm$ 0.031
	A2	19.3 $\pm$ 2.0	28.9 $\pm$ 0.2	5.5 $\pm$ 0.6	7.8 $\pm$ 0.1 c	7.3 $\pm$ 1.7	0.110 $\pm$ 0.022
	A3	21.2 $\pm$ 6.0	28.5 $\pm$ 0.8	5.9 $\pm$ 0.8	7.7 $\pm$ 0.4 c	3.6 $\pm$ 2.0	0.044 $\pm$ 0.034
	A4	19.7 $\pm$ 3.1	29.2 $\pm$ 0.5	6.7 $\pm$ 1.3	7.9 $\pm$ 0.0 bc	8.7 $\pm$ 4.4	0.098 $\pm$ 0.044
Época	Seca	25.9 $\pm$ 2.9 a	29.6 $\pm$ 1.1 a	6.0 $\pm$ 0.6	7.9 $\pm$ 0.3 a	5.3 $\pm$ 2.9 b	0.051 $\pm$ 0.033 b
	Lluvia	19.1 $\pm$ 3.9 b	28.7 $\pm$ 0.6 b	5.9 $\pm$ 1.0	7.8 $\pm$ 0.2 b	7.2 $\pm$ 3.5 a	0.089 $\pm$ 0.041 a
Área	A1	20.7 $\pm$ 5.8 b	28.9 $\pm$ 0.7	5.5 $\pm$ 0.7 bc	7.7 $\pm$ 0.1 c	7.0 $\pm$ 3.1 a	0.079 $\pm$ 0.035 a
	A2	22.2 $\pm$ 3.8 ab	29.1 $\pm$ 0.5	5.4 $\pm$ 0.4 c	7.8 $\pm$ 0.1 bc	7.7 $\pm$ 2.6 a	0.096 $\pm$ 0.038 a
	A3	23.6 $\pm$ 4.8 a	29.0 $\pm$ 1.3	6.1 $\pm$ 0.6 ab	7.9 $\pm$ 0.4 ab	3.1 $\pm$ 1.7 b	0.032 $\pm$ 0.027 b
	A4	23.6 $\pm$ 4.7 a	29.5 $\pm$ 1.0	6.6 $\pm$ 0.9 a	8.0 $\pm$ 0.1 a	7.3 $\pm$ 3.5 a	0.073 $\pm$ 0.041 a

### 3.3.2 Variaciones en la MO y HgT en sedimentos superficiales

Los sedimentos superficiales presentaron diferencias significativas en la MO entre épocas de muestreo ( $p(\text{PERM}) < 0.05$ ), siendo mayor en época de lluvia (promedio  $\pm$  SD; 7.2  $\pm$  3.5 %) y menor en época seca (5.3  $\pm$  2.9 %). Así mismo, se observaron diferencias significativas entre áreas de muestreo ( $p(\text{PERM}) < 0.01$ ), con los mayores valores en A1, A2 y A4 (7.0  $\pm$  3.1, 7.7  $\pm$  2.6 y 7.3  $\pm$  3.5 %, respectivamente) y los menores en A3 (3.1  $\pm$  1.7 %) (Tabla 3.1). La MO no presentó diferencias significativas en la interacción de épocas y áreas de muestreo ( $p(\text{PERM}) > 0.05$ ). Por su parte, el HgT en sedimento presentó diferencias significativas entre épocas ( $p(\text{PERM}) < 0.01$ ), siendo mayor en época de lluvia (0.089  $\pm$  0.041 µg g<sup>-1</sup>) y menor en época seca (0.051  $\pm$  0.033 µg g<sup>-1</sup>). Por otra parte, espacialmente se encontraron diferencias significativas ( $p(\text{PERM}) < 0.01$ ), con los valores más altos en A1, A2 y A4 (0.079  $\pm$  0.035, 0.096  $\pm$  0.038 y 0.073  $\pm$  0.041 µg g<sup>-1</sup>, respectivamente) y los más bajos en A3 (0.032  $\pm$  0.027 µg g<sup>-1</sup>) (Tabla 3.1). El HgT en sedimento no presentó diferencias significativas en la interacción entre épocas y áreas de muestreo ( $p(\text{PERM}) > 0.05$ ).

### 3.3.3 Variaciones en la concentración de mercurio en peces

Se analizó el contenido de mercurio total (peso seco) en músculo de 2127 peces, distribuidos en 67 especies, pertenecientes a 50 géneros y 28 familias en el estuario de la Bahía de Buenaventura. Todas las especies estudiadas presentaron concentración de HgT en sus tejidos. Las especies con la mayor concentración de HgT pertenecieron a la familia Scianidae, destacándose *Larimus argenteus* (promedio  $\pm$  DE;  $1.431 \pm 0.978 \mu\text{g g}^{-1}$ ), al presentar concentraciones 2.5 veces mayores que la segunda especie con mayor contenido de HgT, *Stellifer mancorensis* ( $0.574 \pm 0.212 \mu\text{g g}^{-1}$ ) (Tabla 3.2). La especie con menor contenido de HgT fue *Cetengraulis mysticetus* ( $0.068 \pm 0.020 \mu\text{g g}^{-1}$ ), de la familia Engraulidae (Tabla 3.2). Algunas especies con un sólo individuo presentaron concentraciones menores, pero el bajo número de muestras no permite su comparación. Así mismo, el individuo que presentó mayor contenido de HgT fue un ejemplar de *L. argenteus* ( $2.8676 \mu\text{g g}^{-1}$ ), con longitud total (LT) de 35.5 cm y peso de 475 g, capturado en época seca en A1, y el individuo con menor contenido de HgT perteneció a la especie *Sphoeroides trichocephalus* ( $0.0103 \mu\text{g g}^{-1}$ ), con LT de 6.4 cm y peso de 7 g, capturado en época de lluvia en A2.

Así mismo, se determinó que el 11.7% de los peces evaluados presentaron concentraciones de HgT mayores a  $0.5 \mu\text{g g}^{-1}$ , el 34.1% entre  $0.2$  y  $0.5 \mu\text{g g}^{-1}$  y el 54.2% presentaron concentraciones menores a  $0.2 \mu\text{g g}^{-1}$ . La máxima concentración de HgT sugerida para la población general y consumidores esporádicos es de  $0.5 \mu\text{g g}^{-1}$  y para la población vulnerable, mujeres embarazadas, niños y consumidores frecuentes es de  $0.2 \mu\text{g g}^{-1}$  (WHO 1990). Como algunas especies fueron raramente capturadas, para evaluar las variaciones en la acumulación de HgT entre áreas y épocas de muestreo, se seleccionaron las especies: *Urotrygon rogersi*, *Cathorops multiradiatus*, *Achirus mazatlanus*, *Achirus klunzingeri*, *Sphoeroides trichocephalus*, *Daector dowi* y *Citharichthys gilberti*, al ser reportadas como especies representativas para el estuario Bahía de Buenaventura (Molina *et al.* 2020) y especialmente por tener alta frecuencia de ocurrencia, lo cual permite la comparación de áreas y épocas de muestreo.

Tabla 3.2. Concentración de HgT (peso seco) en músculo, peso y longitud total de 67 especies de peces (promedio  $\pm$  DE). Las especies están organizadas de mayor a menor según el contenido de HgT. Las especies escogidas para análisis individuales se presentan en negrilla.

Especie	n	Promedio HgT ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )	Peso promedio (g)	LT promedio (cm)	Familia
<i>Larimus argenteus</i>	9	1.431 $\pm$ 0.978	346.8 $\pm$ 126.5	31.3 $\pm$ 3.6	Scianidae
<i>Stellifer mancorensis</i>	3	0.574 $\pm$ 0.212	41.3 $\pm$ 2.1	14.1 $\pm$ 0.5	Scianidae
<i>Ophioscion typicus</i>	78	0.573 $\pm$ 0.268	41.3 $\pm$ 12.7	16.4 $\pm$ 1.5	Scianidae
<i>Stellifer melanocheir</i>	43	0.529 $\pm$ 0.206	32.5 $\pm$ 8.7	14.2 $\pm$ 1.4	Scianidae
<i>Stellifer chrysoleuca</i>	48	0.522 $\pm$ 0.222	45.3 $\pm$ 9.7	16.4 $\pm$ 1.8	Scianidae
<i>Opisthopterus equatorialis</i>	11	0.517 $\pm$ 0.142	13.5 $\pm$ 1.4	14.5 $\pm$ 0.5	Pristigasteridae
<i>Rhencus macracanthus</i>	1	0.513	418	31.1	Haemulidae
<i>Achirus scutum</i>	22	0.510 $\pm$ 0.326	33.6 $\pm$ 9.7	11.9 $\pm$ 1.4	Achiridae
<b><i>Urotrygon rogersi</i></b>	<b>129</b>	<b>0.488<math>\pm</math>0.323</b>	<b>137.3<math>\pm</math>69.9</b>	<b>26.0<math>\pm</math>5.0</b>	<b>Urolophidae</b>
<i>Sphoeroides annulatus</i>	66	0.408 $\pm$ 0.310	117.0 $\pm$ 147.9	15.7 $\pm$ 5.8	Tetraodontidae
<i>Sphoeroides rosenblatti</i>	8	0.383 $\pm$ 0.244	100.5 $\pm$ 93.4	15.9 $\pm$ 3.8	Tetraodontidae
<i>Stellifer fuerthii</i>	13	0.365 $\pm$ 0.208	35.1 $\pm$ 8.9	14.1 $\pm$ 1.3	Scianidae
<i>Chloroscombrus orqueta</i>	43	0.335 $\pm$ 0.233	14.5 $\pm$ 9.2	12.6 $\pm$ 2.5	Carangidae
<i>Centropomus armatus</i>	13	0.324 $\pm$ 0.126	69.3 $\pm$ 29.4	19.1 $\pm$ 2.9	Centropomidae
<b><i>Cathorops multiradiatus</i></b>	<b>103</b>	<b>0.312<math>\pm</math>0.149</b>	<b>53.2<math>\pm</math>53.4</b>	<b>18.1<math>\pm</math>3.5</b>	<b>Ariidae</b>
<i>Centropomus robalito</i>	3	0.309 $\pm$ 0.011	60.0 $\pm$ 16.1	18.6 $\pm$ 1.7	Centropomidae
<b><i>Achirus mazatlanus</i></b>	<b>69</b>	<b>0.306<math>\pm</math>0.198</b>	<b>38.7<math>\pm</math>21.1</b>	<b>12.5<math>\pm</math>2.1</b>	<b>Achiridae</b>
<i>Diodon holocanthus</i>	2	0.302 $\pm$ 0.216	124.0 $\pm$ 89.1	13.1 $\pm$ 2.7	Diodontidae
<i>Ariopsis simonsi</i>	34	0.296 $\pm$ 0.136	40.8 $\pm$ 22.6	16.9 $\pm$ 3.1	Ariidae
<i>Haemulopsis nitidus</i>	63	0.291 $\pm$ 0.158	37.5 $\pm$ 16.3	14.1 $\pm$ 2.2	Haemulidae
<i>Rypticus bicolor</i>	11	0.288 $\pm$ 0.061	37.1 $\pm$ 17.0	13.7 $\pm$ 1.8	Serranidae
<i>Odontognathus panamensis</i>	12	0.282 $\pm$ 0.168	13.3 $\pm$ 2.2	13.8 $\pm$ 0.8	Pristigasteridae
<i>Haemulopsis leuciscus</i>	1	0.277	193	25.2	Haemulidae
<i>Diapterus aureolus</i>	10	0.267 $\pm$ 0.174	16.4 $\pm$ 4.9	10.6 $\pm$ 1.2	Gerreidae
<i>Notarius troschelii</i>	27	0.267 $\pm$ 0.096	42.9 $\pm$ 21.5	17.6 $\pm$ 2.8	Ariidae
<i>Hypanus longus</i>	1	0.234	515	95	Dasyatidae
<i>Narcine leoparda</i>	32	0.229 $\pm$ 0.090	83.1 $\pm$ 42.4	18.9 $\pm$ 3.6	Narcinidae
<i>Anchoa nasus</i>	10	0.227 $\pm$ 0.076	5.2 $\pm$ 2.3	10.2 $\pm$ 1.7	Engraulidae
<i>Lutjanus argentiventris</i>	1	0.220	153	21.8	Lutjanidae
<i>Lutjanus guttatus</i>	12	0.214 $\pm$ 0.107	50.0 $\pm$ 36.5	15.6 $\pm$ 3.3	Lutjanidae
<i>Synodus scituliceps</i>	31	0.210 $\pm$ 0.101	60.4 $\pm$ 52.5	22.0 $\pm$ 4.9	Synodontidae
<i>Lile stolifera</i>	114	0.206 $\pm$ 0.093	9.7 $\pm$ 2.3	10.6 $\pm$ 0.8	Clupeidae
<b><i>Achirus klunzingeri</i></b>	<b>126</b>	<b>0.205<math>\pm</math>0.212</b>	<b>77.3<math>\pm</math>83.5</b>	<b>15.2<math>\pm</math>3.8</b>	<b>Achiridae</b>
<i>Batrachoides pacifici</i>	18	0.204 $\pm$ 0.115	47.2 $\pm$ 59.9	13.6 $\pm$ 5.1	Batrachoididae
<i>Eucinostomus argenteus</i>	12	0.194 $\pm$ 0.094	29.2 $\pm$ 15.8	12.7 $\pm$ 2.5	Gerreidae
<i>Ophidion fulvum</i>	1	0.193	19	16	Ophidiidae
<b><i>Sphoeroides trichocephalus</i></b>	<b>224</b>	<b>0.172<math>\pm</math>0.091</b>	<b>8.1<math>\pm</math>3.5</b>	<b>7.1<math>\pm</math>0.9</b>	<b>Tetraodontidae</b>
<i>Menticirrhus panamensis</i>	20	0.169 $\pm$ 0.076	80.8 $\pm$ 80.3	17.6 $\pm$ 6.2	Scianidae

<i>Diplectrum pacificum</i>	4	0.166±0.077	38.0±26.0	14.2±3.5	Serranidae
<i>Selene orstedii</i>	2	0.155±0.136	15.5±4.9	11.0±0.3	Carangidae
<i>Cynoscion phoxocephalus</i>	2	0.140±0.003	23.0±5.7	13.8±0.4	Scianidae
<i>Genyatremus dovii</i>	2	0.140±0.018	32.0±22.6	11.5±3.3	Haemulidae
<b><i>Daector dowi</i></b>	<b>69</b>	<b>0.138±0.091</b>	<b>35.3±20.1</b>	<b>14.7±2.8</b>	<b>Batrachoididae</b>
<i>Cynoscion stolzmanni</i>	1	0.137	49	17.5	Scianidae
<i>Syacium ovale</i>	5	0.135±0.038	23.2±14.7	13.1±3.6	Paralichthyidae
<i>Eucinostomus currani</i>	15	0.135±0.097	18.5±6.6	10.5±1.0	Gerreidae
<i>Diapterus peruvianus</i>	3	0.133±0.065	27.7±11.5	12.7±1.9	Gerreidae
<i>Rhonciscus branickii</i>	27	0.128±0.090	14.6±10.9	9.8±2.4	Haemulidae
<i>Menticirrhus nasus</i>	1	0.127	79	20.5	Scianidae
<i>Pseudupeneus grandisquamis</i>	71	0.124±0.111	25.5±18.9	12.2±2.6	Mullidae
<b><i>Citharichthys gilberti</i></b>	<b>199</b>	<b>0.118±0.069</b>	<b>18.6±12.7</b>	<b>12.2±2.5</b>	<b>Paralichthyidae</b>
<i>Chaetodon humeralis</i>	2	0.116±0.008	22.0±14.1	8.8±1.3	Chaetodontidae
<i>Anchovia macrolepidota</i>	9	0.116±0.057	16.1±8.5	12.9±1.8	Engraulidae
<i>Selene peruviana</i>	17	0.112±0.047	7.2±4.5	9.4±1.2	Carangidae
<i>Polydactylus approximans</i>	29	0.103±0.058	33.8±25.4	15.2±3.2	Polynemidae
<i>Parapsettus panamensis</i>	36	0.101±0.028	10.1±5.2	7.2±0.9	Ephippidae
<i>Chaetodipterus zonatus</i>	14	0.100±0.032	14.9±9.3	7.8±1.2	Ephippidae
<i>Selene brevoortii</i>	48	0.085±0.038	8.9±3.8	9.2±1.3	Carangidae
<i>Paralonchurus peruanus</i>	17	0.082±0.052	117.4±104.6	21.7±5.5	Scianidae
<i>Symphurus chabanaudi</i>	100	0.081±0.090	15.8±7.5	13.3±2.0	Cynoglosidae
<i>Prionotus horrens</i>	19	0.078±0.019	6.4±3.3	7.8±1.4	Triglidae
<i>Paralonchurus dumerilii</i>	1	0.073	167	27.7	Scianidae
<i>Eugerres periche</i>	3	0.072±0.011	17.3±3.8	11.9±0.9	Gerreidae
<i>Cetengraulis mysticetus</i>	4	0.068±0.020	23.5±6.2	15.5±0.8	Engraulidae
<i>Arothron hispidus</i>	1	0.037	882	31	Tetraodontidae
<i>Gymnura marmorata</i>	1	0.022	87	15	Gymnuridae
<i>Bagre pinnimaculatus</i>	1	0.016	3	10.1	Ariidae

Para evaluar las variaciones en la acumulación de HgT en músculo de las especies de peces seleccionadas, se usó como covariable la longitud total (LT). Para las especies *U. rogersi*, *C. multiradiatus*, *A. klunzingeri*, *S. trichocephalus*, *D. dowi* y *C. gilberti* se determinó que la LT, usada como covariable, tiene un efecto significativo en la concentración de HgT en músculo ( $p(\text{PERM}) < 0.01$ ). Por otra parte, para la especie *A. mazatlanus* la LT no fue significativa como covariable ( $p(\text{PERM}) > 0.05$ ).

Para la especie *Urotrygon rogersi*, la de mayor biomasa en este estudio, se determinaron diferencias significativas en la concentración de mercurio entre épocas de muestreo ( $p(\text{PERM}) < 0.01$ ), registrándose los mayores valores de HgT en época de lluvia (promedio  $\pm$  EE;  $0.0211 \pm 0.0029$   $\mu\text{g}$

$\text{g}^{-1} \text{cm}^{-1}$ ) y los menores en época seca ( $0.0160 \pm 0.0018 \mu\text{g g}^{-1} \text{cm}^{-1}$ ). Así mismo, se obtuvieron diferencias significativas entre áreas de muestreo ( $p(\text{PERM}) < 0.01$ ), siendo mayores en A3 ( $0.0205 \pm 0.0015 \mu\text{g g}^{-1} \text{cm}^{-1}$ ), intermedios y variables en A2 y A4 ( $0.0165 \pm 0.0048$  y  $0.0182 \pm 0.0019 \mu\text{g g}^{-1} \text{cm}^{-1}$ , respectivamente) y menores en A1 ( $0.0115 \pm 0.0013 \mu\text{g g}^{-1} \text{cm}^{-1}$ ). La especie *U. rogersi* también presentó diferencias significativas en la interacción entre épocas y áreas de muestreo ( $p(\text{PERM}) < 0.05$ ), con las mayores concentraciones en la época de lluvia en el A3 ( $0.0236 \pm 0.0020 \mu\text{g g}^{-1} \text{cm}^{-1}$ ) y las menores en época de lluvia en A1 ( $0.0047 \pm 0.0031 \mu\text{g g}^{-1} \text{cm}^{-1}$ ) (Tabla 3.3).

La especie *Cathorops multiradiatus* no presentó diferencias significativas en las concentraciones de HgT en músculo entre épocas de muestreo ( $p(\text{PERM}) > 0.05$ ), sin embargo, los valores mayores se presentaron en la época de lluvia ( $0.0180 \pm 0.0026 \mu\text{g g}^{-1} \text{cm}^{-1}$ ) y los menores en época seca ( $0.0159 \pm 0.0022 \mu\text{g g}^{-1} \text{cm}^{-1}$ ). Por otra parte, se detectaron diferencias significativas entre áreas de muestreo ( $p(\text{PERM}) < 0.01$ ), encontrándose los mayores valores en A3 y A4 ( $0.0210 \pm 0.0037$  y  $0.0196 \pm 0.0012 \mu\text{g g}^{-1} \text{cm}^{-1}$ , respectivamente), concentraciones intermedias y variables en A2 ( $0.0200 \pm 0.0037 \mu\text{g g}^{-1} \text{cm}^{-1}$ ) y menores en A1 ( $0.0142 \pm 0.0006 \mu\text{g g}^{-1} \text{cm}^{-1}$ ). Así mismo, se presentaron diferencias significativas en la interacción entre épocas y áreas de muestreo ( $p(\text{PERM}) < 0.01$ ), con las mayores concentraciones en época seca en A4 y en época de lluvia en A3 ( $0.0219 \pm 0.0015$  y  $0.0262 \pm 0.0032 \mu\text{g g}^{-1} \text{cm}^{-1}$ ) y las menores en época seca en A1 ( $0.0129 \pm 0.0006 \mu\text{g g}^{-1} \text{cm}^{-1}$ ) (Tabla 3.3).

Por otra parte, el lenguado *Achirus mazatlanus* no presentó diferencias significativas en las concentraciones de HgT en músculo entre épocas ( $p(\text{PERM}) > 0.05$ ), presentando valores de  $0.0254 \pm 0.0066 \mu\text{g g}^{-1} \text{cm}^{-1}$  en época seca y de  $0.0249 \pm 0.0034 \mu\text{g g}^{-1} \text{cm}^{-1}$  en época de lluvia. Esta especie tampoco presentó diferencias entre áreas de muestreo ( $p(\text{PERM}) > 0.05$ ). Sin embargo, los mayores valores se midieron en A1 ( $0.0265 \pm 0.0054 \mu\text{g g}^{-1} \text{cm}^{-1}$ ) y los menores en A2 ( $0.0228 \pm 0.0030 \mu\text{g g}^{-1} \text{cm}^{-1}$ ). Además, en la interacción entre épocas y áreas, tampoco se determinaron diferencias significativas ( $p(\text{PERM}) > 0.05$ ), registrándose las mayores concentraciones en época seca en A3 ( $0.0351 \pm 0.0138 \mu\text{g g}^{-1} \text{cm}^{-1}$ ) y las menores en época de lluvia en A4 ( $0.0147 \pm 0.0044 \mu\text{g g}^{-1} \text{cm}^{-1}$ ) (Tabla 3.3).

El lenguado *Achirus klunzingeri* no presentó diferencias significativas en las concentraciones de HgT en músculo entre épocas ( $p(\text{PERM}) > 0.05$ ), pero las concentraciones en época seca fueron de  $0.0134 \pm 0.0017 \mu\text{g g}^{-1} \text{cm}^{-1}$  y en época de lluvia de  $0.0137 \pm 0.0017 \mu\text{g g}^{-1} \text{cm}^{-1}$ . Por otra parte, entre áreas de muestreo, se observaron diferencias significativas ( $p(\text{PERM}) < 0.01$ ), registrándose los mayores valores en A3 ( $0.0226 \pm 0.0048 \mu\text{g g}^{-1} \text{cm}^{-1}$ ) y los menores en A4 ( $0.0110 \pm 0.0013 \mu\text{g g}^{-1} \text{cm}^{-1}$ ). De

igual forma, se presentaron diferencias significativas para la interacción entre épocas y áreas de muestreo ( $p(\text{PERM}) < 0.05$ ), observándose los mayores valores en época seca en A2 ( $0.0246 \pm 0.0058 \mu\text{g g}^{-1} \text{cm}^{-1}$ ) y la menor en época de lluvia en A4 ( $0.0064 \pm 0.0005 \mu\text{g g}^{-1} \text{cm}^{-1}$ ) (Tabla 3.3).

Para la especie *Sphoeroides trichocephalus*, la más abundante en esta investigación, no se detectaron diferencias significativas en la concentración de HgT en músculo entre épocas ( $p(\text{PERM}) > 0.05$ ). Sin embargo, la concentración para la época seca fue de  $0.0250 \pm 0.0023 \mu\text{g g}^{-1} \text{cm}^{-1}$  y para la época de lluvia de  $0.0226 \pm 0.0022 \mu\text{g g}^{-1} \text{cm}^{-1}$ . Espacialmente, se presentaron diferencias significativas entre todas las áreas de muestreo ( $p(\text{PERM}) < 0.01$ ), observándose la mayor concentración en A3 ( $0.0306 \pm 0.0014 \mu\text{g g}^{-1} \text{cm}^{-1}$ ), seguida por A4 ( $0.0247 \pm 0.0017 \mu\text{g g}^{-1} \text{cm}^{-1}$ ), después estuvo A1 ( $0.0185 \pm 0.0008 \mu\text{g g}^{-1} \text{cm}^{-1}$ ) y por último A2 ( $0.0152 \pm 0.0011 \mu\text{g g}^{-1} \text{cm}^{-1}$ ). Así mismo, se observaron diferencias significativas en la interacción entre épocas y áreas de muestreo ( $p(\text{PERM}) < 0.05$ ), observándose los mayores valores en A3 en época seca y de lluvia ( $0.0297 \pm 0.0018$  y  $0.0324 \pm 0.0025 \mu\text{g g}^{-1} \text{cm}^{-1}$ , respectivamente) y A4 en época seca ( $0.0295 \pm 0.0032 \mu\text{g g}^{-1} \text{cm}^{-1}$ ), y los menores en A2 en época seca ( $0.0122 \pm 0.0006 \mu\text{g g}^{-1} \text{cm}^{-1}$ ) (Tabla 3.3).

Por otra parte, la especie *Daector dowi* presentó diferencias significativas en la concentración de HgT entre épocas de muestreo ( $p(\text{PERM}) < 0.05$ ), observándose las mayores concentraciones en época de lluvia ( $0.0115 \pm 0.0025 \mu\text{g g}^{-1} \text{cm}^{-1}$ ) y las menores en época seca ( $0.0084 \pm 0.0012 \mu\text{g g}^{-1} \text{cm}^{-1}$ ). En contraste, no se presentaron diferencias significativas entre áreas de muestreo ( $p(\text{PERM}) > 0.05$ ), pero el mayor promedio se midió en A2 ( $0.0103 \pm 0.0017 \mu\text{g g}^{-1} \text{cm}^{-1}$ ) y el menor en A4 ( $0.0071 \pm 0.0010 \mu\text{g g}^{-1} \text{cm}^{-1}$ ). Así mismo, tampoco se observaron diferencias en la interacción entre épocas y áreas de muestreo ( $p(\text{PERM}) > 0.05$ ), pero el mayor valor se registró en A3 en época de lluvia ( $0.0124 \pm 0.0019 \mu\text{g g}^{-1} \text{cm}^{-1}$ ) y el menor en A4 también en época de lluvia ( $0.0039 \pm 0.0000 \mu\text{g g}^{-1} \text{cm}^{-1}$ ) (Tabla 3.3).

Finalmente, la especie de lenguado izquierdo *Citharichthys gilberti* presentó diferencias significativas en la concentración de HgT entre épocas de muestreo ( $p(\text{PERM}) < 0.01$ ), observándose los mayores valores en la época de lluvia ( $0.0109 \pm 0.0013 \mu\text{g g}^{-1} \text{cm}^{-1}$ ) y los menores en época seca ( $0.0089 \pm 0.0008 \mu\text{g g}^{-1} \text{cm}^{-1}$ ). Espacialmente, se encontraron diferencias entre áreas de muestreo ( $p(\text{PERM}) < 0.01$ ), siendo mayores en A1, A2 y A3 ( $0.0107 \pm 0.0011$ ,  $0.0105 \pm 0.0012$  y  $0.0114 \pm 0.0011 \mu\text{g g}^{-1} \text{cm}^{-1}$ , respectivamente) y menores en A4 ( $0.0084 \pm 0.0004 \mu\text{g g}^{-1} \text{cm}^{-1}$ ). Adicionalmente, se observaron diferencias significativas en la interacción entre épocas y áreas de muestreo ( $p(\text{PERM}) < 0.05$ ), registrándose los mayores valores en la época de lluvia en A3 ( $0.0150 \pm$

0.0018  $\mu\text{g g}^{-1} \text{cm}^{-1}$ ) y los menores en A4 en época de lluvia ( $0.0089 \pm 0.0006 \mu\text{g g}^{-1} \text{cm}^{-1}$ ) y en A3 y A4 en época seca ( $0.0082 \pm 0.0008$  y  $0.0080 \pm 0.0004 \mu\text{g g}^{-1} \text{cm}^{-1}$ , respectivamente) (Tabla 3.3).

Tabla 3.3. Concentración de HgT en músculo (promedio  $\pm$  EE) divididas por la talla ( $\mu\text{g g}^{-1} \text{cm}^{-1}$  peso seco) para las siete especies de peces representativas del estuario Bahía de Buenaventura, en función de las épocas y áreas de muestreo. Las diferencias significativas se representan con letras minúsculas, pruebas pos hoc Permanova pair-wise test ( $p(\text{PERM}) < 0.05$ ).

		<i>U. rogersi</i>	<i>C. multiradiatus</i>	<i>A. mazatlanus</i>	<i>A. klunzingeri</i>	<i>S. trichocephalus</i>	<i>D. dowi</i>	<i>C. gilberti</i>
Seca	A1	0.0122 $\pm$ 0.0013 c	0.0129 $\pm$ 0.0006 c	0.0199 $\pm$ 0.0044	0.0090 $\pm$ 0.0011 cd	0.0185 $\pm$ 0.0012 b	0.0083 $\pm$ 0.0010	0.0100 $\pm$ 0.0012 bc
	A2	0.0164 $\pm$ 0.0043 abc	0.0221 $\pm$ 0.0052 ab		0.0246 $\pm$ 0.0058 a	0.0122 $\pm$ 0.0006 c	0.0103 $\pm$ 0.0020	0.0105 $\pm$ 0.0012 b
	A3	0.0149 $\pm$ 0.0014 bc	0.0132 $\pm$ 0.0002 bc	0.0351 $\pm$ 0.0138	0.0209 $\pm$ 0.0041 ab	0.0297 $\pm$ 0.0018 a	0.0083 $\pm$ 0.0017	0.0082 $\pm$ 0.0008 c
	A4	0.0192 $\pm$ 0.0020 b	0.0219 $\pm$ 0.0015 a	0.0257 $\pm$ 0.0058	0.0146 $\pm$ 0.0020 b	0.0295 $\pm$ 0.0032 a	0.0074 $\pm$ 0.0011	0.0080 $\pm$ 0.0004 c
Lluvia	A1	0.0047 $\pm$ 0.0031 d	0.0165 $\pm$ 0.0010 b	0.0280 $\pm$ 0.0065	0.0147 $\pm$ 0.0039 abc	0.0185 $\pm$ 0.0011 b	0.0113 $\pm$ 0.0020	0.0127 $\pm$ 0.0022 ab
	A2	0.0165 $\pm$ 0.0076 bcd	0.0165 $\pm$ 0.0050 abc	0.0228 $\pm$ 0.0030	0.0169 $\pm$ 0.0009 ab	0.0179 $\pm$ 0.0018 b	0.0099 $\pm$ 0.0000	
	A3	0.0236 $\pm$ 0.0020 a	0.0262 $\pm$ 0.0032 a	0.0249 $\pm$ 0.0034	0.0244 $\pm$ 0.0090 ab	0.0324 $\pm$ 0.0025 a	0.0124 $\pm$ 0.0019	0.0150 $\pm$ 0.0018 a
	A4	0.0117 $\pm$ 0.0042 cd	0.0184 $\pm$ 0.0016 b	0.0147 $\pm$ 0.0044	0.0064 $\pm$ 0.0005 d	0.0201 $\pm$ 0.0011 b	0.0039 $\pm$ 0.0000	0.0089 $\pm$ 0.0006 c
Época	Seca	0.0160 $\pm$ 0.0018 b	0.0159 $\pm$ 0.0022	0.0254 $\pm$ 0.0066	0.0134 $\pm$ 0.0017	0.0250 $\pm$ 0.0023	0.0084 $\pm$ 0.0012 b	0.0089 $\pm$ 0.0008 b
	Lluvia	0.0211 $\pm$ 0.0029 a	0.0180 $\pm$ 0.0026	0.0249 $\pm$ 0.0034	0.0137 $\pm$ 0.0017	0.0226 $\pm$ 0.0022	0.0115 $\pm$ 0.0025 a	0.0109 $\pm$ 0.0013 a
Área	A1	0.0115 $\pm$ 0.0013 b	0.0142 $\pm$ 0.0006 b	0.0265 $\pm$ 0.0054	0.0120 $\pm$ 0.0021 bc	0.0185 $\pm$ 0.0008 c	0.0092 $\pm$ 0.0010	0.0107 $\pm$ 0.0011 a
	A2	0.0165 $\pm$ 0.0048 ab	0.0200 $\pm$ 0.0037 ab	0.0228 $\pm$ 0.0030	0.0193 $\pm$ 0.0020 ab	0.0152 $\pm$ 0.0011 d	0.0103 $\pm$ 0.0017	0.0105 $\pm$ 0.0012 a
	A3	0.0205 $\pm$ 0.0015 a	0.0210 $\pm$ 0.0037 a	0.0258 $\pm$ 0.0033	0.0226 $\pm$ 0.0048 a	0.0306 $\pm$ 0.0014 a	0.0100 $\pm$ 0.0013	0.0114 $\pm$ 0.0011 a
	A4	0.0182 $\pm$ 0.0019 ab	0.0196 $\pm$ 0.0012 a	0.0230 $\pm$ 0.0046	0.0110 $\pm$ 0.0013 c	0.0247 $\pm$ 0.0017 b	0.0071 $\pm$ 0.0010	0.0084 $\pm$ 0.0004 b

### **3.3.4 Influencia de las condiciones ambientales en la bioacumulación de mercurio en peces**

Para determinar la influencia de las condiciones ambientales en la bioacumulación del mercurio en peces, se desarrollaron análisis GAM univariados y multivariados para cada una de las especies representativas seleccionadas. En estos análisis se tuvo como variables independientes la salinidad, temperatura, OD, pH, MO y HgT en sedimentos, y como variable dependiente la concentración de HgT en músculo dividida por la LT, de cada una de las siete especies de peces. Las variables que presentaron correlaciones significativas con la concentración de mercurio en la mayoría de especies fueron la temperatura, con cinco especies y la salinidad, pH y HgT en sedimentos, con cuatro especies (Tabla 3.4). Así mismo, las especies de peces que presentaron mayor número de correlaciones significativas fueron *U. rogersi* y *S. trichocephalus*, correlacionándose con todas las variables y *C. gilberti*, que se correlacionó con cinco variables. Por otra parte, las especies *A. mazatlanus* y *A. klunzingeri* no presentaron correlación significativa entre la concentración de HgT en músculo y las variables ambientales evaluadas (Tabla 3.4).

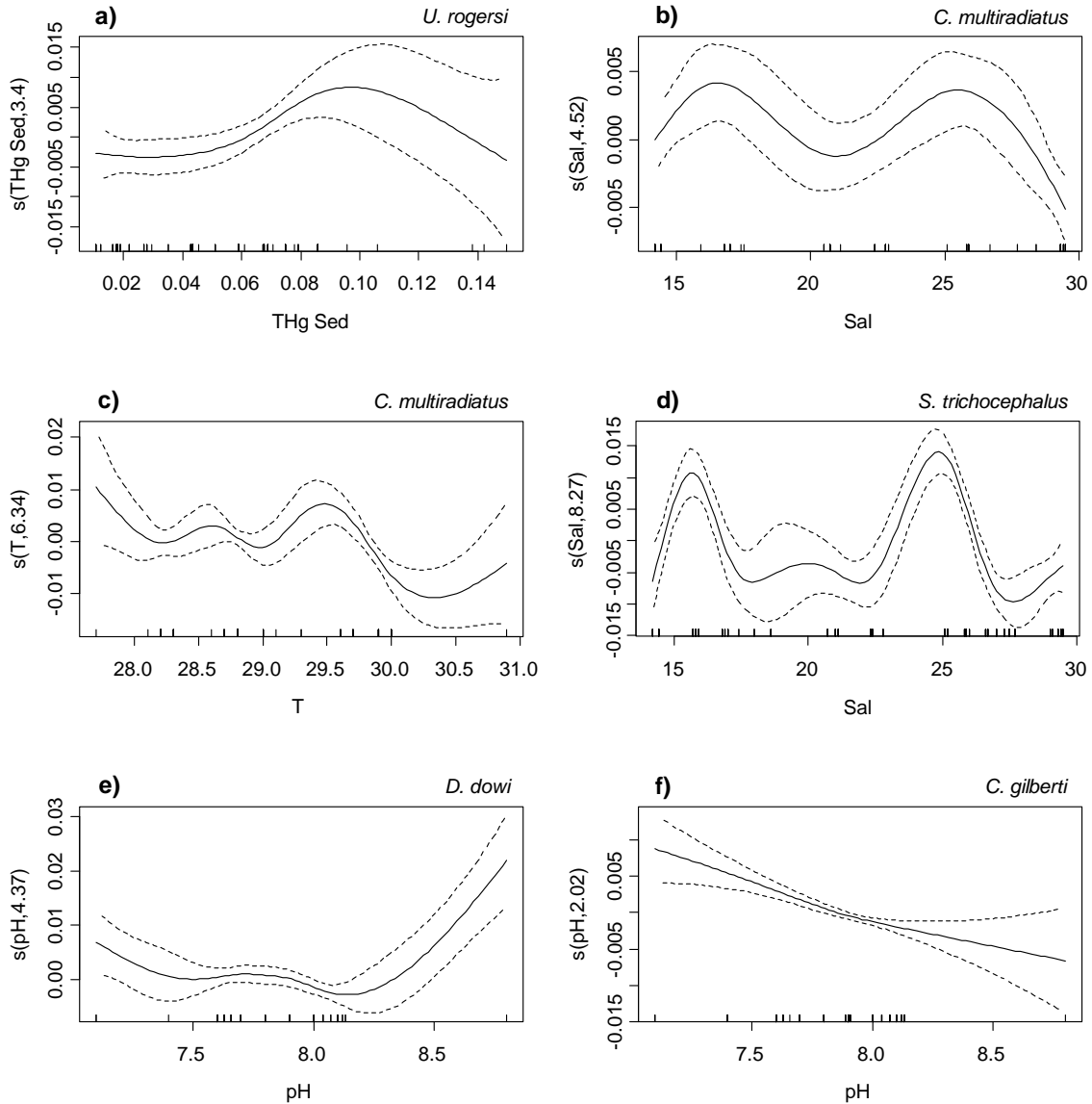
Tabla 3.4. Correlaciones univariadas de las variables ambientales con el contenido de mercurio en las especies de peces representativas, usando análisis GAM univariados. Salinidad (Sal), temperatura (Tem), oxígeno disuelto (OD), materia orgánica (MO) y concentración de mercurio en sedimentos (HgT Sed). Los valores de los grados de libertad efectivos (edf) representan el grado del polinomio ajustado por el modelo.

Efecto suavizado		Sal	Tem	OD	pH	MO	HgT Sed
<i>Urotrygon rogersi</i>	edf	2.759	2.609	3.064	1	1	3.405
	P-valor	0.006	0.006	0.020	0.005	0.024	0.006
	Desviación explicada (%)	11.1	11.0	10.5	6.1	4.0	12.8
	Adj. R <sup>2</sup>	0.091	0.093	0.082	0.054	0.035	0.143
<i>Cathorops multiradiatus</i>	edf	4.519	6.338	3.144	3.013	1	1
	P-valor	<0.001	<0.001	0.108	0.188	0.250	0.003
	Desviación explicada (%)	24.3	29.8	9.4	7.9	1.3	8.2
	Adj. R <sup>2</sup>	0.214	0.252	0.061	0.052	0.003	0.074
<i>Achirus mazatlanus</i>	edf	1	1	1.726	1	1.385	1
	P-valor	0.652	0.467	0.550	0.816	0.486	0.243
	Desviación explicada (%)	0.3	0.8	3.3	0.1	2.5	2.0
	Adj. R <sup>2</sup>	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
<i>Achirus klunzingeri</i>	edf	2.209	2.424	1	1.262	1	1
	P-valor	0.343	0.152	0.090	0.864	0.860	0.183
	Desviación explicada (%)	3.7	5.4	2.3	0.5	0.02	1.4
	Adj. R <sup>2</sup>	0.020	0.030	0.001	0.001	0.001	0.001
<i>Sphoeroides trichocephalu</i>	edf	8.267	3.114	7.278	5.471	3.664	1
	P-valor	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
	Desviación explicada (%)	42.0	23.9	21.3	29.1	14.4	11.9
	Adj. R <sup>2</sup>	0.398	0.229	0.186	0.273	0.129	0.115
<i>Daector dowi</i>	edf	1	1	1	4.372	1	1.42
	P-valor	0.147	0.036	0.392	<0.001	0.893	0.563
	Desviación explicada (%)	3.1	6.4	1.1	41.4	0.03	2.3
	Adj. R <sup>2</sup>	0.016	0.053	0.012	0.374	0.011	0.002
<i>Citharichthys gilberti</i>	edf	1.751	2.927	1	2.015	1.06	2.672
	P-valor	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.319	0.049
	Desviación explicada (%)	12.6	10.9	7.9	15.5	0.7	5.6
	Adj. R <sup>2</sup>	0.118	0.094	0.074	0.146	0.001	0.042

La variable ambiental que individualmente explico mejor y significativamente la concentración de HgT en músculo para la especie de raya *U. rogersi*, la de mayor peso promedio, fue la concentración de HgT en sedimentos (desviación explicada 12.8%), la cual se correlacionó de manera no lineal, observándose los mayores valores de HgT en músculo cuando las concentraciones de HgT en sedimentos estuvieron entre 0.07 y 0.12  $\mu\text{g g}^{-1}$  (Tabla 3.4, Figura 3.2a). En el caso del bagre *C. multiradiatus*, las mayores correlaciones fueron con la salinidad (desviación explicada 24.3%) y la temperatura (desviación explicada 29.8%), las cuales se correlacionaron de manera no lineal. Las

mayores concentraciones de HgT en músculo se asociaron a dos rangos de salinidades, de 15 a 18 y 23 a 27 PSU (Tabla 3.4, Figura 3.2b). Así mismo, se observaron picos de concentración de HgT en músculo a varias temperaturas, identificándose los mayores a 27.5 y 29.5 °C (Tabla 3.4, Figura 3.2c). Por otra parte, el HgT en el pez globo *S. trichocephalus*, la especie más abundante, presentó la mayor correlación con la salinidad (desviación explicada 42%), la cual se correlacionó de manera no lineal, observándose dos picos de contenido de HgT en músculo, a 15 y 25 PSU. (Tabla 3.4, Figura 3.2d). En cuanto a los peces sapo *D. dowi*, la mayor correlación fue no lineal con el pH (desviación explicada 41.4%), observándose un aumento en el HgT en músculo cuando el pH fue mayor a 8.5 (Tabla 3.4, Figura 3.2e). Finalmente, el HgT en el lenguado *C. gilberti* presentó la mayor correlación con el pH (desviación 15.5%), de manera no lineal, aumentando cuando el pH fue menor a 8, de manera opuesta a lo observado para *D. dowi* (Tabla 3.4, Figura 3.2f). En contraste, no se determinaron correlaciones significativas entre el HgT en músculo de las especies *A. mazatlanus* y *A. klunzingeri* y las variables ambientales.

Figura 3.2. Variables ambientales con mayor correlación significativa con el HgT en músculo de peces. El eje y representa el HgT en peces bajo una función suavizada de las variables ambientales mercurio en sedimentos (THg Sed), salinidad (Sal), Temperatura (T) y pH. Las líneas punteadas muestran el rango de dos errores estándar. Las marcas de graduación intermedias en el eje x representan los datos observados.



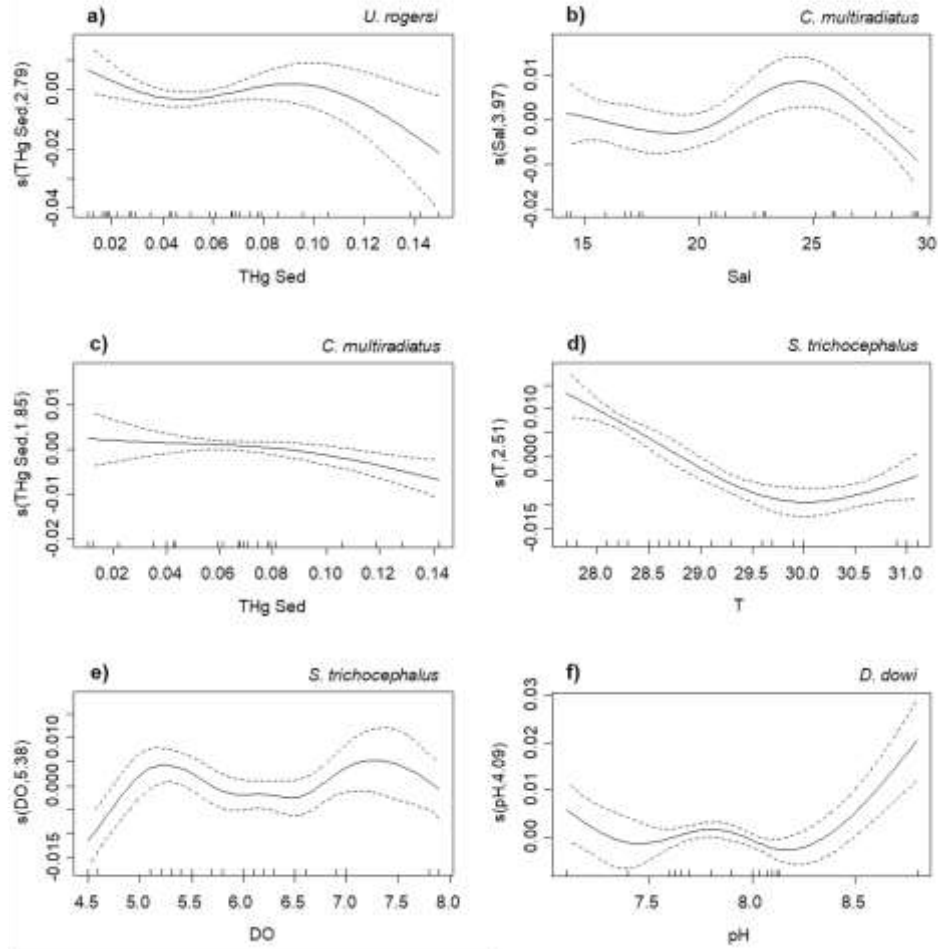
En cuanto a la interacción de diferentes variables ambientales sobre las concentraciones de HgT en músculo de peces (GAM multivariados), el modelo propuesto para *U. rogersi* incluye correlaciones no significativas con la salinidad (lineal) y temperatura (no lineal) y significativas con MO (lineal, positiva) y HgT en sedimentos (no lineal) (Tabla 3.5), observándose mayor HgT en músculo cuando el HgT en sedimentos estuvo entre 0.07 y 0.11  $\mu\text{g g}^{-1}$  o fue menor a 0.03  $\mu\text{g g}^{-1}$  (Figura 3.3a). Por

otra parte, para *C. multiradiatus* el modelo incluye las variables temperatura (no lineal) y oxígeno disuelto (lineal), de manera no significativa y a la salinidad y el HgT en sedimentos con un ajuste no lineal y significativo (Tabla 3.5). Para *C. multiradiatus*, las mayores concentraciones de HgT en músculo se registraron en salinidades entre 22 y 27 PSU (Figura 3.3b) y HgT en sedimentos menores a  $0.06 \mu\text{g g}^{-1}$  (Figura 3.3c). Para la especie *S. trichocephalus*, el modelo incluyó cuatro variables, todas significativas, presentando un ajuste lineal positivo para el pH, lineal negativo para el HgT en sedimentos y no lineal para la temperatura y el oxígeno disuelto (Tabla 3.5), observándose las mayores concentraciones de HgT en músculo a bajas temperaturas (Figura 3.3d) y en dos rangos de oxígeno disuelto, uno de 4.9 a 5.6  $\text{mg l}^{-1}$  y otro de 6.9 a 7.6  $\text{mg l}^{-1}$  (Figura 3.3e). Por su parte, el HgT en músculo de la especie *D. dowi* fue explicado por un modelo que incluyó de manera no significativa las variables temperatura (lineal negativa), MO (lineal negativa) y HgT en sedimentos (no lineal), siendo significativa únicamente el pH, presentando un ajuste no lineal (Tabla 3.5), observándose los mayores valores de HgT en músculo cuando el pH fue mayor a 8.5 (Figura 3.3f). Finalmente, el HgT en músculo de *C. gilberti* se modeló usando la salinidad y el pH con un ajuste lineal negativo y el HgT en sedimentos con ajuste lineal positivo, presentándose para las tres variables correlaciones significativas (Tabla 3.5). Cabe resaltar que para el HgT en músculo de las especies *A. mazatlanus* y *A. klunzingeri* no se encontró ningún modelo con variables que presentaran ajuste significativo.

Tabla 3.5. Influencia conjunta de variables ambientales sobre el HgT en músculo de especies de peces representativas, usando análisis Step GAM. Salinidad (Sal), temperatura (T), oxígeno disuelto (OD), pH, materia orgánica en sedimentos (MO) y HgT en sedimentos (HgT Sed). Los valores entre paréntesis representan correlaciones lineales. Los asteriscos señalan las variables estadísticamente significativas en los modelos ( $p < 0.05^*$ ,  $p < 0.01^{**}$  y  $p < 0.001^{***}$ ).

	<i>Urotrygon rogersi</i>	<i>Cathorops multiradiatus</i>	<i>Achirus mazatlanus</i>	<i>Achirus klunzingeri</i>	<i>Sphoeroides trichocephalus</i>	<i>Daector dowi</i>	<i>Citharichthys gilberti</i>
N	129	103	69	126	224	69	184
R <sup>2</sup> ajustado	0.183	0.372	0.005	0.048	0.433	0.381	0.166
Desviación explicada (%)	23	44.1	2.03	7.91	45.8	44.5	18
AIC	-810.410	-762.253	-354.424	-719.638	-1448.859	-546.322	-1396.443
<i>Coficiente o grado del polinomio</i>							
Sal	(-0.0001)	3.971**	-	(0.0008)	-	-	(-0.0002)*
Tem	2.527	4.373	-	2.116	2.512***	(-0.0007)	-
OD	-	(-0.0014)	-	(-0.0035)	5.378***	-	-
pH	-	-	-	-	(0.0104)***	4.088***	(-0.0079)***
MO	(0.0023)*	-	-	-	-	(-0.0005)	-
HgT Sed	2.790*	1.848*	(-0.1205)	-	(-0.0828)**	1.618	(0.0222)*

Figura 3.3. Variables ambientales con correlación no lineal significativa sobre el HgT en músculo según el GAM multivariado. El eje y representa el HgT en peces bajo una función suavizada de las variables ambientales mercurio en sedimentos (HgT Sed), salinidad (Sal), Temperatura (T), oxígeno disuelto (OD) y pH. Las líneas punteadas muestran el rango de dos errores estándar. Las marcas de graduación intermedias en el eje x representan los datos observados.



## 3.4 Discusión

### 3.4.1 Variaciones espaciotemporales de las condiciones ambientales, MO y HgT en sedimentos

Las variables ambientales (salinidad, temperatura, oxígeno disuelto y pH) presentaron una dinámica característica de un estuario positivo (Day *et al.* 2012). Temporalmente, los valores mayores en todas las variables se presentaron en la época seca y espacialmente en la parte externa del estuario, probablemente asociadas con variaciones hidroclimáticas y con la ecoclina del estuario (Wolanski

*et al.* 2004, 2006; Sun *et al.* 2009; Barletta and Lima 2019). Las mayores salinidades en la época seca pueden corresponder al menor ingreso de agua dulce y a la influencia marina en el estuario externo, como es común en estos ecosistemas (Day *et al.* 2012). Temporalmente, el incremento en la temperatura en época seca puede relacionarse con un aumento de la radiación solar sobre la superficie del agua en esta época (Otero 2005; Diaz 2007). Así mismo, la menor temperatura observada en el estuario interno podría explicarse por el aporte de agua de menor temperatura de los ríos, caracterizados por ser cortos, caudalosos y originarse en la cordillera de los Andes (Cantera and Blanco 2001; Diaz 2007). Finalmente, los mayores valores de oxígeno disuelto y pH en el estuario externo y la época seca, podría asociarse con una mayor influencia marina, como se ha reportado para estuarios tropicales (Chango and Nacimba 2015; Costa *et al.* 2018) y para la Bahía de Buenaventura en estudios anteriores (Gamboa-García *et al.* 2018; Molina *et al.* 2020; Duque *et al.* 2020).

Espacial y temporalmente la MO y el HgT en sedimentos presentaron variaciones similares, con mayores concentraciones en áreas con influencia de ríos y en época de lluvia. La asociación de estas variables podría relacionarse con la formación de complejos MO-HgT, que son muy importantes para la acumulación y transporte del mercurio (Lacerda and Fitzgerald 2001; Han *et al.* 2006; Azaroff *et al.* 2019). Temporalmente, las mayores concentraciones de MO y HgT en sedimentos asociada a la época de lluvia puede explicarse por el aumento del ingreso de MO y HgT asociado al material suspendido, a través de la escorrentía y la descarga de los ríos, lo cual ha sido registrado en Buenaventura (Gamboa-García *et al.* 2020) y en otros sistemas estuarinos (Barletta *et al.* 2012; Saniewska *et al.* 2018). Espacialmente, las mayores concentraciones de MO y HgT en sedimentos en la zona de influencia de los ríos podrían indicar que la descarga de los ríos es una fuente importante de mercurio para los estuarios (Kehrig *et al.* 2003; Cogua *et al.* 2012; Saniewska *et al.* 2018), como ha sido registrado para el estuario del río Conwy en Reino Unido (Vane *et al.* 2020) y para la Bahía de Buenaventura (Gamboa-García *et al.* 2020). Cabe resaltar que en la época de lluvia, en la parte interna del estuario, el HgT en sedimentos es mayor a  $0.1 \mu\text{g g}^{-1}$ , que es la concentración máxima recomendada en sedimentos (WHO 1990).

Las variaciones en las condiciones ambientales, la MO y en HgT en sedimento, acordes a lo que comúnmente se espera para un estuario positivo, hacen que el estuario Bahía de Buenaventura sea un buen modelo para estudiar los procesos de acumulación de mercurio en peces.

### 3.4.2 Mercurio en peces del estuario Bahía de Buenaventura

La presencia de mercurio en las 67 especies estudiadas y que el 50.7% de las especies y el 48.5% de los individuos analizados presenten concentraciones de HgT superiores a  $0.2 \mu\text{g g}^{-1}$ , sugiere que en el estuario Bahía de Buenaventura el proceso de bioacumulación de mercurio está ocurriendo y se puede estar dando a partir de concentraciones de HgT en sedimento independientemente de su magnitud (altas o bajas), pudiendo ser importantes las variaciones ambientales, la toxicocinética y los hábitos tróficos de cada especie en los procesos de bioacumulación (Chumchal *et al.* 2010; Dang and Wang 2012; Ahonen *et al.* 2018; Fonseca *et al.* 2019; Le Croizier *et al.* 2019; Gamboa-García *et al.* 2020). Así mismo, procesos de bioacumulación de mercurio han sido reportados para la Bahía de Buenaventura, detectándose concentraciones de HgT superiores a  $0.5 \mu\text{g g}^{-1}$  en plumas de *Pelecanus occidentalis* (Gamboa-García *et al.* 2018b) y anormalidades nucleares de eritrocitos en las especies de peces *Mugil cephalus*, *Cathorops multiradiatus* y *Stellifer fuerthii*, asociados a las concentraciones de HgT en sangre (Duque and Cogua 2016).

La especie *Larimus argenteus* presentó la mayor concentración de HgT en este estudio, siendo superior a lo reportado para esta especie en el Golfo de California (Ruelas-Inzunza *et al.* 2012) y en el estado de Guerrero en México (Spanopoulos-Zarco *et al.* 2014). Así mismo, se ha reportado la acumulación de otros metales en *L. argenteus* (Spanopoulos-Zarco *et al.* 2017), lo cual podría indicar que es una especie que acumula rápidamente metales pesados en su organismo. El alto contenido de HgT en *L. argenteus* es de especial interés al ser una especie de importancia para la pesca artesanal en la región (Rubio 1984), por lo cual, su consumo puede generar riesgos para la comunidad de pescadores y la población local, que son consumidores frecuentes. Por otra parte, *L. argenteus* es una especie de importancia ecológica, al ser parte importante de la dieta de varios predadores tope, especialmente tiburones (Polo-Silva *et al.* 2007; Rosas-Luis *et al.* 2016; Estupiñán-Montaña *et al.* 2018), por lo que podría ser una especie clave en el flujo de mercurio en ecosistemas costeros.

### 3.4.3 Influencia de las condiciones ambientales en la bioacumulación de mercurio en peces

Las especies de peces seleccionadas para el análisis individual de las variaciones en la acumulación de HgT en músculo, presentaron diferentes patrones espaciotemporales. Así mismo, los análisis GAM univariados y multivariados, mostraron la influencia en proporciones diferentes y de diferentes variables, sobre el HgT en músculo para cada especie. Esto indica una dinámica compleja de los flujos de mercurio en el estuario Bahía de Buenaventura, la cual, según lo registrado en diferentes estudios, posiblemente este influenciada por las características biológicas de cada especie (Costa *et*

al. 2009; Cogua 2011), variaciones ambientales (Costa *et al.* 2009; Barletta *et al.* 2012), variaciones en las concentraciones iniciales de mercurio (Chumchal *et al.* 2008; van der Velden *et al.* 2013; Fonseca *et al.* 2019) y diferencias tróficas (Power *et al.* 2002; Cogua 2011; Adams and Paperno 2012; Le Croizier *et al.* 2019).

La especie de raya *U. rogersi*, presentó mayor concentración de HgT en época de lluvia y en la parte externa del estuario. Así mismo, la mayor influencia individual significativa sobre el HgT en *U. rogersi* fue de la MO. Sin embargo, el modelo multivariado incluyó como variables significativas la MO y el HgT en sedimento. Temporalmente, la acumulación de HgT en esta especie puede relacionarse con la mayor concentración de MO y HgT en sedimento, que aumenta en época de lluvia en los estuarios por la descarga de los ríos y la escorrentía (Kehrig *et al.* 2003; Saniewska *et al.* 2018), lo cual puede explicar la inclusión de la MO en el modelo multivariado como una correlación lineal positiva. Esto concuerda con lo observado para otra especie de la familia Urotrygonidae (*Urobotis halleri*), la cual presenta mayor HgT en músculo en ambientes más contaminados (Lyons *et al.* 2017). Por otra parte, la mayor acumulación de HgT en *U. rogersi* en época de lluvia puede asociarse con el aumento de HgT en sus presas, observándose mayor concentración de HgT en macroinvertebrados en época de lluvia en el estuario Bahía de Buenaventura (Gamboa-García *et al.* 2020).

Espacialmente, la mayor acumulación de HgT en *U. rogersi* en el área con menos MO (estuario externo), podría explicarse porque menores cantidades de MO pueden aumentar la disponibilidad del mercurio, al reducirse la fuerza que une los complejos MO-HgT (Han *et al.* 2006; Azaroff *et al.* 2019). Así mismo, la influencia no lineal del HgT en sedimentos sobre la acumulación de HgT en esta especie puede relacionarse con variaciones en las condiciones que determinan su biodisponibilidad, como las fluctuaciones ambientales, las tasas de acumulación y especiación y el tipo de MO (He *et al.* 2019; Padalkar *et al.* 2019). De esta forma, en el modelo multivariado la MO y el HgT en sedimentos se asocia con la presencia y biodisponibilidad de HgT en el ambiente, representando en conjunto algunas variaciones espaciotemporales en el proceso de acumulación de HgT en *U. rogersi*. Por otra parte, la concentración de HgT en esta especie es mayor a la de otros Myliobatiformes según su tamaño (Ruelas-Inzunza *et al.* 2013; Horvat *et al.* 2014; Lyons *et al.* 2017; Soulen *et al.* 2019; Murillo-Cisneros *et al.* 2019), lo cual, junto a su importancia ecológica como predador (Navia *et al.* 2010; Silva-Garay *et al.* 2018) la convierten en una especie con potencial para ser utilizada como bioindicador para la contaminación por mercurio.

Por su parte, el bagre *C. multiradiatus*, mostró una dinámica espacial en la acumulación de HgT, observándose las mayores concentraciones en el área externa del estuario. Así mismo, se observó la mayor influencia individual significativa sobre el HgT en *C. multiradiatus* de las variables salinidad y temperatura. Sin embargo, el modelo multivariado incluyó como variables significativas la salinidad y el HgT en sedimento. La mayor acumulación de HgT en esta especie se presentó en el estuario externo, área con menor concentración de HgT en sedimentos, puede estar mediada por variaciones en la biodisponibilidad del mercurio relacionados con cambios fisicoquímicos (Kennish 2017; He *et al.* 2019). En otros estuarios se ha observado que valores bajos de HgT en sedimentos pueden corresponder a valores altos de HgT en peces (Fonseca *et al.* 2019).

Para *C. multiradiatus* el efecto de los cambios fisicoquímicos del estuario pueden estar representados por la influencia no lineal de la salinidad según el modelo multivariado (Whitfield *et al.* 2012; Day *et al.* 2012; Barletta and Lima 2019). El efecto de estos cambios fisicoquímicos aumenta en las zonas de mayor mezcla, como la desembocadura de los ríos y en la transición a mar abierto, en las cuales se producen cambios en la solubilidad de metales que favorecen la biodisponibilidad (Kennish 2017; Pecoraro *et al.* 2019; Chakraborty *et al.* 2019). Este patrón espacial de acumulación de HgT ha sido reportado para otros bagres marinos (*Cathorops spixii* y *Genidens genidens*) en estuarios de Brasil (Azevedo *et al.* 2009a; Pecoraro *et al.* 2019). Por otra parte, en el estuario Bahía de Buenaventura se ha encontrado que equinodermos, poliquetos y moluscos son presas importantes para *C. multiradiatus* (Gallego 2018) y presentan menor concentración de HgT en el estuario externo (Panesso 2017), al igual que el HgT en sedimentos. Esto contrasta con la mayor acumulación de HgT en *C. multiradiatus* en la zona externa del estuario y puede indicar la susceptibilidad de esta especie a la contaminación por mercurio, pudiendo acumular concentraciones importantes de mercurio a partir de concentraciones iniciales bajas (Chen *et al.* 2009; Cogua 2011), explicando la inclusión del HgT en sedimentos como parte del modelo multivariado.

Los niveles de HgT en músculo de *C. multiradiatus* en este estudio son mayores a los registrados para otros peces de la familia Ariidae en estuarios del Océano Atlántico (Azevedo *et al.* 2009a, b, 2011; Pecoraro *et al.* 2019) y Mar Caribe (Cogua 2011), pero menores a los registrados el Pacífico mexicano (Martínez-Salcido *et al.* 2018). Los resultados muestran la importancia de monitorear el contenido de HgT en *C. multiradiatus*, al ser considerada una especie de interés para la pesca artesanal en la región (Rubio 1984), y ser consumida por la comunidad de pescadores y la población local como parte de su dieta tradicional.

La acumulación de HgT en el pez globo *S. trichocephalus* mostró una dinámica espacial, con las mayores concentraciones en el área externa del estuario. Así mismo, la salinidad presentó la mayor influencia individual significativa sobre el contenido de HgT en *S. trichocephalus*. Sin embargo, el modelo multivariado incluyó como variables significativas la temperatura, el OD, pH y el HgT en sedimento. El proceso de acumulación del HgT en esta especie es complejo y puede estar más influenciada por las variaciones ambientales relacionadas con la biodisponibilidad del mercurio que con la cantidad del mercurio en el ambiente, como se ha observado en otros ecosistemas costeros (Azevedo *et al.* 2009a, 2011; Pecoraro *et al.* 2019), pudiéndose presentar flujos de HgT hacia organismos estuarinos a partir de bajas concentraciones en sedimentos (Chen *et al.* 2009; Cogua 2011). Esto puede explicar la relación lineal inversa del HgT en *S. trichocephalus* y el HgT en sedimentos según el modelo multivariado.

Para *S. trichocephalus* las variaciones ambientales en la zona de transición a condiciones marinas pueden ser especialmente influyentes en la acumulación de HgT, explicando la inclusión del pH, el OD y temperatura en el modelo multivariado. Estas variables ambientales se relacionan con los procesos de adsorción y desorción del mercurio en sedimentos y los procesos de metilación, que son fundamentales para la biodisponibilidad (Power *et al.* 2002; Chen *et al.* 2009; Kennish 2017). Otro factor que puede estar influyendo en el aumento de HgT en *S. trichocephalus* en la zona externa del estuario, son los cambios hidrodinámicos producto del encuentro de las masas de agua dulce y salada y el efecto de las mareas, lo cual puede facilitar la deposición, resuspensión y biodisponibilidad del mercurio (Chakraborty *et al.* 2019; Padalkar *et al.* 2019). Por otra parte, las concentraciones de HgT en *S. trichocephalus* medidas en este estudio son similares a las reportadas para *Sphoeroides annulatus* en la costa de Sinaloa, México (Ruelas-Inzunza *et al.* 2008, 2011) y mayores a las registradas para *Sphoeroides spengleri* en las costas de Senegal (Le Croizier *et al.* 2019). La especie *S. trichocephalus*, al ser la de mayor abundancia en el estuario Bahía de Buenaventura, pueden ser importante para el flujo de mercurio en este ecosistema.

Por otra parte, la acumulación de HgT en el pez sapo *D. dowi*, fue mayor en época de lluvia y presentó una influencia significativa fuerte del pH de manera univariada y en el modelo multivariado. La mayor acumulación de HgT en *D. dowi* en época de lluvia puede asociarse con la mayor concentración de HgT en peces y crustáceos en época de lluvia (Gamboa-García *et al.* 2020), los cuales son sus presas principales en la Bahía de Buenaventura (Klusmann 2018). Así mismo, puede relacionarse con la mayor concentración de HgT en sedimentos en época de lluvia por la descarga de los ríos y la escorrentía (Kehrig *et al.* 2003; Saniewska *et al.* 2018). Esto concuerda con lo

observado para otra especie de la familia Batrachoididae (*Porichthys porosissimus*), para la cual se ha registrado mayor contenido de HgT en época de lluvia (Bisi *et al.* 2012).

Por otra parte, la influencia del pH en el aumento en el HgT en *D. dowi*, puede explicarse por el efecto de cambios fisicoquímicos sobre la solubilidad del mercurio, lo cual influye en su biodisponibilidad y en los procesos de metilación del mercurio (Chen *et al.* 2009; Kennish 2017). El aumento en la concentración de HgT en organismos al aumentar el pH puede asociarse a variaciones en la biodisponibilidad y en la resuspensión del mercurio presente en el sedimentos (Barkay *et al.* 1997; Chakraborty *et al.* 2019). En comparación a otras especies de la familia Batrachoididae, el HgT en *D. dowi* en este estudio es mayor al registrado para *Porichthys analis* en el Golfo de California (Escobar-Sánchez *et al.* 2016) y *Porichthys porosissimus* en estuarios de Brasil (Bisi *et al.* 2012), pero menor al registrado para *Porichthys porossissimus* en la costa argentina (Seeliger *et al.* 1988).

En cuanto a la concentración de HgT en el lenguado *C. gilberti*, fue mayor en la época de lluvia y en la parte interna del estuario. Así mismo, el pH mostró la mayor influencia individual significativa sobre la acumulación de HgT en *C. gilberti*. Sin embargo, el modelo multivariado incluyó como variables significativas la salinidad, el pH y el HgT en sedimento. La relación inversa con la salinidad puede representar la influencia de variaciones espaciotemporales en la presencia de HgT en el ecosistema, ya que el HgT en sedimentos fue mayor en épocas y zonas del estuario con menor salinidad, siendo importantes las concentraciones iniciales de mercurio para el proceso de acumulación (Chumchal *et al.* 2008; Bisi *et al.* 2012; van der Velden *et al.* 2013). La importancia de las concentraciones iniciales de mercurio para esta especie puede soportarse por la correlación directa con el HgT en sedimentos, como es ampliamente aceptado (Zhang *et al.* 2014; Zillioux 2015).

Por otra parte, la relación inversa con el pH puede estar relacionada con la biodisponibilidad mediada por los procesos de metilación del mercurio, los cuales pueden ser favorecidos por disminuciones del pH (He *et al.* 2019; Chen *et al.* 2019, 2020). En comparación a otras especies de la familia Paralichthyidae, la concentración de HgT en *C. gilberti* medida en este estudio es mayor a la registrada para *Paralichthys patagonicus* en Rio de Janeiro, Brasil (Bisi *et al.* 2012), y menor a lo registrado para *Citharichthys spilopterus*, para la misma área (Seixas *et al.* 2014), *Paralichthys woolmani*, en el Golfo de California, México (Ruelas-Inzunza *et al.* 2008) y *Paralichthys aestuarius*, en Sonora, México (García-Hernández *et al.* 2018). La influencia del HgT en sedimentos sobre la acumulación de HgT en músculo, podrían indicar la utilidad de *C. gilberti* como especie bioindicadora para la contaminación por mercurio.

Finalmente, los lenguados *A. mazatlanus* y *A. klunzingeri* no mostraron patrones espaciales o temporales claros en la acumulación de HgT y tampoco presentaron correlaciones con las variables ambientales, la MO o el HgT en sedimento de manera individual o multivariada. Así mismo, para la especie *A. mazatlanus*, la cual presenta mayor contenido de HgT, se ha reportado para la Bahía de Buenaventura que se alimenta principalmente de peces y detritus (Tafurt 2020) y que la especie *A. klunzingeri*, la cual presenta menor contenido de HgT, se alimenta principalmente de peces y crustáceos (Tafurt 2020), lo cual contrasta con la asociación habitual de mayores concentraciones de mercurio en peces de niveles tróficos más altos. Por lo tanto, la acumulación de mercurio en estas dos especies de la familia Achiridae puede estar más influenciada por la fisiología y variaciones toxicocinéticas que por la concentración de mercurio en el ambiente y su biodisponibilidad *in situ*. La fisiología y toxicocinética de estas especies puede estar influenciando la eliminación del mercurio dependiendo del estado reproductivo y de desarrollo de los individuos (Wang and Wong 2003; Dang and Wang 2012; Wang and Wang 2019), registrándose tasas de eliminación de mercurio inorgánico de  $0.021 \text{ d}^{-1}$  y de metilmercurio de  $0.0048 \text{ d}^{-1}$  para otros Pleuronectiformes (Trudel and Rasmussen 1997). Las concentraciones de HgT en *A. mazatlanus* y *A. klunzingeri* en este estudio son similares a las registradas para *A. mazatlanus* en el Pacífico mexicano (Aguilar-Betancourt *et al.* 2016) y mayores a las registradas para otros Pleuronectiformes de la costa norte de Francia (Henry *et al.* 2017), sin observarse patrones temporales claros de variación en este estudio.

### 3.5 Conclusiones

Las variaciones en las condiciones ambientales, la MO y el HgT en sedimento, fueron acordes a lo que comúnmente se espera para un estuario positivo, sugiriendo que la Bahía de Buenaventura es un buen modelo para estudiar los procesos de acumulación de mercurio en peces en estuarios tropicales. Así mismo, la presencia de mercurio en las 67 especies estudiadas y que más de la mitad de las especies analizadas presenten concentraciones de HgT superiores a  $0.2 \mu\text{g g}^{-1}$  (peso seco), sugiere que en la Bahía de Buenaventura el proceso de bioacumulación de mercurio está ocurriendo. La especie *Larimus argenteus* presentó la mayor concentración de HgT en este estudio, lo cual podría indicar que es una especie que acumula rápidamente metales en su organismo, por lo que podría ser una especie clave en el flujo de mercurio.

Por otra parte, se observó una dinámica compleja de la concentración de mercurio en musculo de peces del estuario Bahía de Buenaventura, presentándose diferentes patrones espaciales y temporales en la acumulación de mercurio y la influencia de diferentes variables sobre el HgT en músculo para cada especie. Según el análisis de los modelos multivariados se identificó tres grupos de peces según

los principales factores conductores del proceso de acumulación de HgT, que fueron la biodisponibilidad, las concentraciones iniciales en el ambiente y la fisiología específica de las especies. Estos factores influyen de manera conjunta la acumulación de mercurio en los peces, pero según el análisis de las correlaciones se propone el factor más influyente para cada especie. La biodisponibilidad fue factor más influyente en la acumulación de HgT de las especies *C. multiradiatus*, *S. trichocephalus* y *D. dowi*. Así mismo, la concentración inicial de HgT en el ambiente fue el factor más influyente para *C. gilberti*. Además, las características fisiológicas pudieron tener mayor influencia en la acumulación de HgT en las especies *A. mazatlanus* y *A. klunzingeri*. Por su parte, la especie *U. rogersi*, al presentar una influencia mixta de la biodisponibilidad (por su correlación no lineal con las concentraciones de HgT en sedimentos) y de las concentraciones iniciales (por su correlación lineal positiva con la MO) y al ser un predador importante, fue la especie que mostró mayor potencial para ser utilizada como bioindicador para la contaminación por mercurio en este estuario.

### 3.6 Bibliografía

- Acquavita A, Covelli S, Emili A, et al (2012) Mercury in the sediments of the Marano and Grado Lagoon (northern Adriatic Sea): Sources, distribution and speciation. *Estuar Coast Shelf Sci* 113:20–31. doi: 10.1016/j.ecss.2012.02.012
- Adams DH, Paperno R (2012) Stable isotopes and mercury in a model estuarine fish: Multibasin comparisons with water quality, community structure, and available prey base. *Sci Total Environ* 414:445–455. doi: 10.1016/j.scitotenv.2011.10.014
- Adams DH, Sonne C, Basu N, et al (2010) Mercury contamination in spotted seatrout, *Cynoscion nebulosus*: An assessment of liver, kidney, blood, and nervous system health. *Sci Total Environ* 408:5808–5816. doi: 10.1016/j.scitotenv.2010.08.019
- Aguilar-Betancourt CM, González-Sansón G, Kidd KA, et al (2016) Fishes as indicators of untreated sewage contamination in a Mexican coastal lagoon. *Mar Pollut Bull* 113:100–109. doi: 10.1016/j.marpolbul.2016.08.073
- Ahonen SA, Hayden B, Leppänen JJ, Kahilainen KK (2018) Climate and productivity affect total mercury concentration and bioaccumulation rate of fish along a spatial gradient of subarctic lakes. *Sci Total Environ* 637–638:1586–1596. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.04.436
- Al-Saleh I, Shinwari N, Mashhour A, et al (2011) Heavy metals (lead, cadmium and mercury) in maternal, cord blood and placenta of healthy women. *Int J Hyg Environ Health* 214:79–101. doi: 10.1016/j.ijheh.2010.10.001
- Alonso D, Pineda P, Olivero J, et al (2000) Mercury levels in muscle of two fish species and sediments from the Cartagena Bay and Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Environ Pollut* 109:157–163
- AMAP/UNEP (2015) Global Mercury Modelling : Update of Modelling Results in the Global Mercury Assessment 2013

- Ardila C (2000) Determinación de mercurio en organismos marinos de interés comercial y su relación con los niveles de la población de pescadores en algunas zonas del Pacífico colombiano. Universidad Computense de Madrid
- Azaroff A, Tessier E, Deborde J, et al (2019) Mercury and methylmercury concentrations, sources and distribution in submarine canyon sediments (Capbreton, SW France): Implications for the net methylmercury production. *Sci Total Environ* 673:511–521. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.04.111
- Azevedo JS, Braga ES, Favaro DT, et al (2011) Total mercury in sediments and in Brazilian Ariidae catfish from two estuaries under different anthropogenic influence. *Mar Pollut Bull* 62:2724–2731. doi: 10.1016/j.marpolbul.2011.09.015
- Azevedo JS, Fernandez WS, Farias LA, et al (2009a) Use of *Cathorops spixii* as bioindicator of pollution of trace metals in the Santos Bay, Brazil. *Ecotoxicology* 18:577–586. doi: 10.1007/s10646-009-0315-4
- Azevedo JS, Serafim A, Company R, et al (2009b) Biomarkers of exposure to metal contamination and lipid peroxidation in the benthic fish *Cathorops spixii* from two estuaries in South America, Brazil. *Ecotoxicology* 18:1001–1010. doi: 10.1007/s10646-009-0370-x
- Barkay T, Gillman M, Turner RR (1997) Effects of dissolved organic carbon and salinity on bioavailability of mercury. *Appl Environ Microbiol* 63:4267–4271
- Barletta M, Lima ARA (2019) Systematic Review of Fish Ecology and Anthropogenic Impacts in South American Estuaries: Setting Priorities for Ecosystem Conservation. *Front Mar Sci* 6. doi: 10.3389/fmars.2019.00237
- Barletta M, Lucena LRR, Costa MF, et al (2012) The interaction rainfall vs. weight as determinant of total mercury concentration in fish from a tropical estuary. *Environ Pollut* 167:1–6. doi: 10.1016/j.envpol.2012.03.033
- Benoit JM, Gilmour CC, Mason RP, Riedel GS (1998) Behavior of mercury in the Patuxent River estuary. *Biogeochemistry* 40:249–265. doi: 10.1023/A:1005905700864
- Bisi TL, Lepoint G, Azevedo ADF, et al (2012) Trophic relationships and mercury biomagnification in Brazilian tropical coastal food webs. *Ecol Indic* 18:291–302. doi: 10.1016/j.ecolind.2011.11.015
- Bratkić A, Ogrinc N, Kotnik J, et al (2013) Mercury speciation driven by seasonal changes in a contaminated estuarine environment. *Environ Res* 125:171–178. doi: 10.1016/j.envres.2013.01.004
- Burgos S, Marrugo JL, Navarro A, Urango I (2014) Mercury in *Pelecanus occidentalis* of the Cispatá bay, Colombia. *RevMVZ Córdoba* 19:4168–4174
- Campos NH, Dueñas-Ramírez PR, Genes N (2015) Malformación en cangrejos de la superfamilia Xanthoidea (Crustacea: Brachyura) en la bahía de Cispatá (Córdoba, Colombia). *Rev la Acad Colomb Ciencias Exactas, Físicas y Nat* 39:91. doi: 10.18257/raccefyn.172
- Cantera JR, Blanco JF (2001) The Estuary Ecosystem of Buenaventura Bay, Colombia. In: Seeliger U, Kjerfve B (eds) *Coastal Marine Ecosystems of Latin America*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp 265–280
- Cardoso PG, Lillebø AI, Lopes CB, et al (2008) Influence of bioturbation by *Hediste diversicolor* on mercury fluxes from estuarine sediments: A mesocosms laboratory experiment. *Mar Pollut*

- Bull 56:325–334. doi: 10.1016/j.marpolbul.2007.10.024
- Chakraborty P, Jayachandran S, Lekshmy J, et al (2019) Seawater intrusion and resuspension of surface sediment control mercury (Hg) distribution and its bioavailability in water column of a monsoonal estuarine system. *Sci Total Environ* 660:1441–1448. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.12.477
- Chango AP, Nacimba NE (2015) Propuesta de un plan de monitoreo de estuarios y evaluación de calidad del agua. Caso de estudio: Estuario de la subcuenca del río Atacames
- Chen C-F, Ju Y-R, Chen C-W, Dong C-D (2019) The distribution of methylmercury in estuary and harbor sediments. *Sci Total Environ* 691:55–63. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.07.002
- Chen C-F, Ju Y-R, Lim YC, et al (2020) Dry and wet seasonal variation of total mercury, inorganic mercury, and methylmercury formation in estuary and harbor sediments. *J Environ Manage* 253:109683. doi: 10.1016/j.jenvman.2019.109683
- Chen CY, Dionne M, Mayes BM, et al (2009) Mercury bioavailability and bioaccumulation in estuarine food webs in the Gulf of Maine. *Environ Sci Technol* 43:1804–1810. doi: 10.1021/es8017122
- Chumchal MM, Drenner RW, Cross DR, Hambright KD (2010) Factors influencing mercury accumulation in three species of forage fish from Caddo Lake, Texas, USA. *J Environ Sci* 22:1158–1163. doi: 10.1016/S1001-0742(09)60232-1
- Chumchal MM, Drenner RW, Fry B, et al (2008) Habitat-Specific Differences in Mercury Concentration in a Top Predator from a Shallow Lake. *Trans Am Fish Soc* 137:195–208. doi: 10.1577/T07-009.1
- Cogua P (2011) Estudio comparativo del flujo de mercurio a través de redes detritívoras y planctívoras en un estuario tropical. Universidad Nacional de Colombia
- Cogua P, Campos NH, Duque G (2012) Concentración de mercurio total y metilmercurio en sedimentos y seston de la bahía de Cartagena, Caribe colombiano. *Boletín Investig Mar y Costeras* 41:267–285
- Cooper JA, Ramm A, Harrison TD (1994) The Estuarine Health Index: A New Approach to Scientific Information Transfer. *Ocean Coast Manag* 25:103–141
- Costa CR, Costa MF, Dantas D V, Barletta M (2018) Interannual and Seasonal Variations in Estuarine Water Quality. doi: 10.3389/fmars.2018.00301
- Costa MF, Barbosa SCT, Barletta M, et al (2009) Seasonal differences in mercury accumulation in *Trichiurus lepturus* (Cutlassfish) in relation to length and weight in a Northeast Brazilian estuary. *Environ Sci Pollut Res* 16:423–430. doi: 10.1007/s11356-009-0120-x
- Costa MF, Landing WM, Kehrig HA, et al (2012) Mercury in tropical and subtropical coastal environments. *Environ Res* 119:88–100. doi: 10.1016/j.envres.2012.07.008
- DANE (2005) Proyecciones de población. In: Dep. Adm. Nac. Estadística - DANE. <https://www.dane.gov.co/index.php/estadisticas-por-tema/demografia-y-poblacion/proyecciones-de-poblacion>. Accessed 29 May 2019
- Dang F, Wang WX (2012) Why mercury concentration increases with fish size? Biokinetic explanation. *Environ Pollut* 163:192–198. doi: 10.1016/j.envpol.2011.12.026
- Day JW, Crump BC, Michael, Kemp W, Yáñez-Arancibia A (2012) *Estuarine Ecology*. John

Wiley & Sons, Inc., Hoboken, NJ, USA

- Di Benedetto APM, Bittar VT, Camargo PB, et al (2012) Mercury and Nitrogen Isotope in a Marine Species from a Tropical Coastal Food Web. *Arch Environ Contam Toxicol* 62:264–271. doi: 10.1007/s00244-011-9701-z
- Diaz JM (2007) *Deltas y Estuarios de Colombia*. Imprelibros S.A., Santiago de Cali
- Duque G, Cogua P (2016) Mercurio en peces de la bahía de Buenaventura. *Ingenium* 10:11–17. doi: <https://doi.org/10.21774/ing.v10i29.696>
- Duque G, Gamboa-García DE, Molina A, Cogua P (2020) Effect of water quality variation on fish assemblages in an anthropogenically impacted tropical estuary, Colombian Pacific. *Environ Sci Pollut Res Online* 14. doi: 10.1007/s11356-020-08971-2
- Engstrom DR (2007) Fish respond when the mercury rises. *Proc Natl Acad Sci* 104:16394–16395. doi: 10.1073/pnas.0708273104
- Escobar-Sánchez O, Ruelas-Inzunza J, Moreno-Sánchez XG, et al (2016) Mercury Concentrations in Pacific Angel Sharks (*Squatina californica*) and Prey Fishes from Southern Gulf of California, Mexico. *Bull Environ Contam Toxicol* 96:15–19. doi: 10.1007/s00128-015-1708-0
- Estupiñán-Montaña C, Pacheco-Triviño F, Cedeño-Figueroa LG, et al (2018) Diet of three shark species in the Ecuadorian Pacific, *Carcharhinus falciformis*, *Carcharhinus limbatus* and *Nasolamia velox*. *J Mar Biol Assoc United Kingdom* 98:927–935. doi: 10.1017/S002531541600179X
- Fonseca VF, França S, Duarte B, et al (2019) Spatial variation in mercury bioaccumulation and magnification in a temperate estuarine food web. *Front Mar Sci* 6:1–11. doi: 10.3389/fmars.2019.00117
- Fox AL, Hughes EA, Trocine RP, et al (2014) Mercury in the northeastern Chukchi Sea: Distribution patterns in seawater and sediments and biomagnification in the benthic food web. *Deep Res Part II Top Stud Oceanogr* 102:56–67. doi: 10.1016/j.dsr2.2013.07.012
- Gallego A (2018) Hábitos tróficos de *Cathorops multiradiatus* (Ariidae) en la Bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano. Universidad Nacional de Colombia, Sede Palmira
- Gamboa-García DE (2017) Relación entre el contenido de mercurio de macroinvertebrados y las variables ambientales de la bahía de Buenaventura. Universidad Nacional de Colombia Sede Palmira
- Gamboa-García DE, Duque G, Cogua P (2018) Structural and compositional dynamics of macroinvertebrates and their relation to environmental variables in Buenaventura Bay. *Bull Mar Coast Res* 47:67–83. doi: 10.25268/bimc.invenmar.2018.47.1.738
- Gamboa-García DE, Duque G, Cogua P, Freire M (2019) Mercurio total en Plumas de *Pelecanus occidentalis* en el Pacífico Vallecaucano. In: *Comunidades Epistemológicas Tomo II: Investigando la Actualidad desde Diversas Disciplinas*. Editorial Universidad Santiago de Cali, pp 31–47
- Gamboa-García DE, Duque G, Cogua P, Marrugo-Negrete JL (2020) Mercury dynamics in macroinvertebrates in relation to environmental factors in a highly impacted tropical estuary: Buenaventura Bay, Colombian Pacific. *Environ Sci Pollut Res* 27:4044–4057. doi: 10.1007/s11356-019-06970-6

- García-Hernández J, Ortega-Vélez MI, Contreras-Paniagua AD, et al (2018) Mercury concentrations in seafood and the associated risk in women with high fish consumption from coastal villages of Sonora, Mexico. *Food Chem Toxicol* 120:367–377. doi: 10.1016/j.fct.2018.07.029
- Gracia H. L, Marrugo N. JL., Alvis R. EM. (2010) Contaminación por mercurio en humanos y peces en el municipio de Ayapel, Córdoba, Colombia, 2009. *Rev Fac Nac Salud Pública* 28:118–124
- Han S, Gill GA, Lehman RD, Choe KY (2006) Complexation of mercury by dissolved organic matter in surface waters of Galveston Bay, Texas. *Mar Chem* 98:156–166. doi: 10.1016/j.marchem.2005.07.004
- Harris HH, Pickering IJ, George GN (2003) The chemical form of mercury in fish. *Science* (80-) 301:1203. doi: 10.1126/science.1085941
- He M, Tian L, Braaten HFV, et al (2019) Mercury–Organic Matter Interactions in Soils and Sediments: Angel or Devil? *Bull Environ Contam Toxicol* 102:621–627. doi: 10.1007/s00128-018-2523-1
- Henry F, Mahfouz C, Delegrange A, Courcot L (2017) Total mercury in marine species from the French coast of the Eastern English Channel. *Chem Ecol* 33:271–280. doi: 10.1080/02757540.2017.1305362
- Horvat M, Degenek N, Lipej L, et al (2014) Trophic transfer and accumulation of mercury in ray species in coastal waters affected by historic mercury mining (Gulf of Trieste, northern Adriatic Sea). *Environ Sci Pollut Res* 21:4163–4176. doi: 10.1007/s11356-013-2262-0
- Jaingam W (2018) Biomagnification process of total mercury in the aquatic ecosystem of an enclosed Isahaya Bay, Kyushu, western Japan. Prefectural University of Kumamoto
- Kehrig HA, Costa M, Moreira I, Malm O (2002) Total and methylmercury in a Brazilian estuary, Rio de Janeiro. *Mar Pollut Bull* 44:1018–1023. doi: 10.1016/S0025-326X(02)00140-6
- Kehrig HA, Pinto FN, Moreira I, Malm O (2003) Heavy metals and methylmercury in a tropical coastal estuary and a mangrove in Brazil. *Org Geochem* 34:661–669. doi: 10.1016/S0146-6380(03)00021-4
- Kennish MJ (2017) Practical handbook of estuarine and marine pollution. CRC press
- Kim EH, Mason RP, Porter ET, Soulen HL (2004) The effect of resuspension on the fate of total mercury and methyl mercury in a shallow estuarine ecosystem: A mesocosm study. *Mar Chem* 86:121–137. doi: 10.1016/j.marchem.2003.12.004
- Klusmann M (2018) Hábitos tróficos de *Daector dowi* (batrachoididae) en la Bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano. Universidad Nacional de Colombia, Sede Palmira
- Lacerda LD, Fitzgerald WF (2001) Biogeochemistry of mercury in wetlands. *Wetl Ecol Manag* 9:291–293. doi: 10.1023/A:1011851432573
- Le Croizier G, Schaal G, Point D, et al (2019) Stable isotope analyses revealed the influence of foraging habitat on mercury accumulation in tropical coastal marine fish. *Sci Total Environ* 650:2129–2140. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.09.330
- Lobo-Guerrero AL (1993) Hidrología e Hidrogeología de la región Pacífica colombiana. In: Leyva P (ed) Colombia-Pacífico, Tomo I. Banco de la Republica, Santafé de Bogotá, pp 122–134

- Lyons K, Carlisle AB, Lowe CG (2017) Influence of ontogeny and environmental exposure on mercury accumulation in muscle and liver of male Round Stingrays. *Mar Environ Res* 130:30–37. doi: 10.1016/j.marenvres.2017.07.004
- Marrugo J, Lans E, Benítez L (2007a) Finding of mercury in fish from the Ayapel marsh, Córdoba, Colombia. *MVZ Córdoba* 12:878–886
- Marrugo J, Lans E, Benítez L (2007b) Hallazgo De Mercurio En Peces De La Ciénaga De Ayapel, Córdoba, Colombia. *MVZ Córdoba* 12:878–886
- Martínez-Salcido AI, Ruelas-Inzunza J, Gil-Manrique B, et al (2018) Mercury Levels in Fish for Human Consumption from the Southeast Gulf of California: Tissue Distribution and Health Risk Assessment. *Arch Environ Contam Toxicol* 74:273–283. doi: 10.1007/s00244-017-0495-5
- Martínez O, Molina AE, Duque G (2019) Influencia de la materia orgánica en la abundancia de poliquetos (Annelida: Polychaeta) de la bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano. In: Campos NH, Acero A (eds) *Ciencias del mar - Una mirada desde la Universidad Nacional de Colombia*, 1st edn. Editorial Universidad Nacional de Colombia, Bogotá D.C., Colombia, p 228
- Mason RP, Fitzgerald WF (1993) The distribution and biogeochemical cycling of mercury in the equatorial Pacific Ocean. *Deep Res Part I* 40:1897–1924. doi: 10.1016/0967-0637(93)90037-4
- Mason RP, Lawrence AL (1999) Concentration, distribution, and bioavailability of mercury and methylmercury in sediments of Baltimore Harbor and Chesapeake Bay, Maryland, USA. *Environ Toxicol Chem* 18:2438–2447. doi: 10.1002/etc.5620181109
- Meyer U (1996) On the Fate of Mercury in the Northeastern Brazilian Mangrove System, Canal de Santa Cruz, Pernambuco. *Zentrum für Marine Tropenökologie ZMT, Bremen*
- Mol JH, Ramlal JS, Lietar C, Verloo M (2001) Mercury Contamination in Freshwater, Estuarine, and Marine Fishes in Relation to Small-Scale Gold Mining in Suriname, South America. *Environ Res* 86:183–197. doi: 10.1006/enrs.2001.4256
- Molina A, Duque G, Cogua P (2020) Influences of environmental conditions in the fish assemblage structure of a tropical estuary. *Mar Biodivers* 50:5. doi: 10.1007/s12526-019-01023-0
- Morel FMM, Kraepiel AML, Amyot M (1998) The Chemical Cycle and Bioaccumulation of Mercury. *Annu Rev Ecol Syst* 29:543–566. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.29.1.543
- Muresan B, Cossa D, Richard S, Burban B (2007) Mercury speciation and exchanges at the air-water interface of a tropical artificial reservoir, French Guiana. *Sci Total Environ* 385:132–145. doi: 10.1016/j.scitotenv.2007.06.013
- Murillo-Cisneros DA, O'Hara TM, Elorriaga-Verplancken FR, et al (2019) Trophic Structure and Biomagnification of Total Mercury in Ray Species Within a Benthic Food Web. *Arch Environ Contam Toxicol* 77:321–329. doi: 10.1007/s00244-019-00632-x
- Navia AF, Cortés E, Mejía-Falla PA (2010) Topological analysis of the ecological importance of elasmobranch fishes: A food web study on the Gulf of Tortugas, Colombia. *Ecol Modell* 221:2918–2926. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2010.09.006
- Olivero J, Johnson B (2002) El lado gris de la minería del oro: La contaminación con mercurio en

el norte de Colombia. Universidad de Cartagena

- Ospina A, Peña E (2003) Uso de algas bénticas como indicadores de contaminación por metales pesados en la bahía de Buenaventura-Pacífico Colombiano. In: AGUA 2003 - Usos Múltiples de Agua: Para la vida y el desarrollo sostenible. CINARA - Universidad del Valle, pp 39–43
- Otero LJ (2005) Aplicación de un modelo hidrodinámico bidimensional para describir las corrientes y la propagación de la onda de marea en la bahía de Buenaventura. Boletín Científico CCCP 9–21. doi: 10.26640/01213423.12.9
- Pacyna EG, Pacyna JM, Fudala J, et al (2006) Mercury emissions to the atmosphere from anthropogenic sources in Europe in 2000 and their scenarios until 2020. *Sci Total Environ* 370:147–156. doi: 10.1016/j.scitotenv.2006.06.023
- Padalkar PP, Chakraborty P, Chennuri K, et al (2019) Molecular characteristics of sedimentary organic matter in controlling mercury (Hg) and elemental mercury (Hg<sup>0</sup>) distribution in tropical estuarine sediments. *Sci Total Environ* 668:592–601. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.02.353
- Panesso 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. Universidad Nacional de Colombia Sede Palmira
- Pecoraro GD, Hortellani MA, Hagiwara YS, et al (2019) Bioaccumulation of Total Mercury (THg) in Catfish (Siluriformes, Ariidae) with Different Sexual Maturity from Cananéia-Iguape Estuary, SP, Brazil. *Bull Environ Contam Toxicol* 102:175–179. doi: 10.1007/s00128-018-2485-3
- Pereira P, Pablo H de, Vale C, Pacheco M (2010) Combined use of environmental data and biomarkers in fish (*Liza aurata*) inhabiting a eutrophic and metal-contaminated coastal system - Gills reflect environmental contamination. *Mar Environ Res* 69:53–62. doi: 10.1016/j.marenvres.2009.08.003
- Polo-Silva C, Baigorri-Santacruz Á, Galván-Magaña F, et al (2007) Hábitos alimentarios del tiburón zorro *Alopias superciliosus* (Lowe, 1839), en el Pacífico ecuatoriano. *Rev Biol Mar Oceanogr* 42:59–69. doi: 10.4067/s0718-19572007000100007
- Power M, Klein GM, Guiguer KRRR, Kwan MKH (2002) Mercury accumulation in the fish community of a sub-Arctic lake in relation to trophic position and carbon sources. *J Appl Ecol* 39:819–830. doi: 10.1046/j.1365-2664.2002.00758.x
- Rizzo A, Arcagni M, Arribére MA, et al (2011) Mercury in the biotic compartments of Northwest Patagonia lakes, Argentina. *Chemosphere* 84:70–79. doi: 10.1016/j.chemosphere.2011.02.052
- Rodríguez Martín-Doimeadios RC, Tessier E, Amouroux D, et al (2004) Mercury methylation/demethylation and volatilization pathways in estuarine sediment slurries using species-specific enriched stable isotopes. *Mar Chem* 90:107–123. doi: 10.1016/j.marchem.2004.02.022
- Rosas-Luis R, Loor-Andrade P, Carrera-Fernández M, et al (2016) Cephalopod species in the diet of large pelagic fish (sharks and billfishes) in Ecuadorian waters. *Fish Res* 173:159–168. doi: 10.1016/j.fishres.2015.07.002
- Rubio EA (1984) Estudios sobre la ictiofauna del Pacífico colombiano I. Composición taxonómica de la ictiofauna asociada al ecosistema manglar estuario de la bahía de Buenaventura.

- Cespedesia 13:296–315
- Ruelas-Inzunza J, Escobar-Sánchez O, Patrón-Gómez J, et al (2013) Mercury in muscle and liver of ten ray species from Northwest Mexico. *Mar Pollut Bull* 77:434–436. doi: 10.1016/j.marpolbul.2013.09.010
- Ruelas-Inzunza J, Meza-López G, Páez-Osuna F (2008) Mercury in fish that are of dietary importance from the coasts of Sinaloa (SE Gulf of California). *J Food Compos Anal* 21:211–218. doi: 10.1016/j.jfca.2007.11.004
- Ruelas-Inzunza J, Páez-Osuna F, Ruiz-Fernández AC, Zamora-Arellano N (2011) Health Risk Associated to Dietary Intake of Mercury in Selected Coastal Areas of Mexico. *Bull Environ Contam Toxicol* 86:180–188. doi: 10.1007/s00128-011-0189-z
- Ruelas-Inzunza J, Sánchez-Osuna K, Amezcua-Martínez F, et al (2012) Mercury levels in selected bycatch fish species from industrial shrimp-trawl fishery in the SE Gulf of California. *Mar Pollut Bull* 64:2857–2859. doi: 10.1016/j.marpolbul.2012.08.024
- Saniewska D, Beldowska M, Beldowski J, et al (2018) Impact of intense rains and flooding on mercury riverine input to the coastal zone. *Mar Pollut Bull* 127:593–602. doi: 10.1016/j.marpolbul.2017.12.058
- Seeliger U, de Lacerda LD, Patchineelam SR (1988) *Metals in Coastal Environments of Latin America*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg
- Seixas TG, Moreira I, Siciliano S, et al (2014) Differences in Methylmercury and Inorganic Mercury Biomagnification in a Tropical Marine Food Web. *Bull Environ Contam Toxicol* 92:274–278. doi: 10.1007/s00128-014-1208-7
- Silva-Garay L, Pacheco AS, Vélez-Zuazo X (2018) First assessment of the diet composition and trophic level of an assemblage of poorly known chondrichthyans off the central coast of Peru. *Environ Biol Fishes* 101:1525–1536. doi: 10.1007/s10641-018-0797-0
- Soulen BK, Adams DH, Roberts AP (2019) Mercury accumulation, speciation, and temporal trends in Atlantic Stingrays (*Hypanus sabinus*). *Ecotoxicology* 28:251–260. doi: 10.1007/s10646-018-02014-w
- Spanopoulos-Zarco P, Ruelas-Inzunza J, Aramburo-Moran IS, et al (2017) Differential Tissue Accumulation of Copper, Iron, and Zinc in Bycatch Fish from the Mexican Pacific. *Biol Trace Elem Res* 176:201–206. doi: 10.1007/s12011-016-0800-6
- Spanopoulos-Zarco P, Ruelas-Inzunza J, Meza-Montenegro M, et al (2014) Health Risk Assessment from Mercury Levels in Bycatch Fish Species from the Coasts of Guerrero, Mexico (Eastern Pacific). *Bull Environ Contam Toxicol* 93:334–338. doi: 10.1007/s00128-014-1311-9
- Sun T, Yang ZF, Shen ZY, Zhao R (2009) Environmental flows for the Yangtze Estuary based on salinity objectives. *Commun Nonlinear Sci Numer Simul* 14:959–971. doi: 10.1016/j.cnsns.2007.10.006
- Tafurt D (2020) *Influencia de las condiciones ambientales en la ecología trófica y presencia de microplásticos en tres especies de lenguados de la familia Achiridae en la Bahía de Buenaventura, Pacífico Colombiano (Tesis de pregrado)*. Universidad Nacional de Colombia, sede Palmira
- Tavares S, Oliveira H, Coelho JP, et al (2011) Lifespan mercury accumulation pattern in Liza

- aurata: Evidence from two southern European estuaries. *Estuar Coast Shelf Sci* 94:315–321. doi: 10.1016/j.ecss.2011.07.002
- Taylor DL, Linehan JC, Murray DW, Prell WL (2012) Indicators of sediment and biotic mercury contamination in a southern New England estuary. *Mar Pollut Bull* 64:807–819. doi: 10.1016/j.marpolbul.2012.01.013
- Trudel M, Rasmussen JB (1997) Modeling the Elimination of Mercury by Fish. *Environ Sci Technol* 31:1716–1722. doi: 10.1021/es960609t
- Tsutsumi H, Jaingam W, Duangdee T, Arizono K (2019) Characteristics of the bioaccumulation process of mercury in the benthic ecosystem in the enclosed coastal seas. *J Environ Saf X*:1–10. doi: 10.11162/daikankyo.E19RV0401
- UNEP (2019) Global Mercury assessment 2018. UN Environment Programme, Chemicals and Health Branch Geneva, Switzerland
- US EPA (2000) Guidance for assessing chemical contaminant data for use in fish advisories. Volume 1: Risk assessment and fish consumption limits, 3rd edition. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- US EPA (2004) Risk assessment guidance for superfund (RAGS). Volume I. Human health evaluation manual (HHEM). Part E. Supplemental guidance for dermal risk assessment. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- van der Velden S, Evans MS, Dempson JB, et al (2013) Comparative analysis of total mercury concentrations in anadromous and non-anadromous Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) from eastern Canada. *Sci Total Environ* 447:438–449. doi: 10.1016/j.scitotenv.2012.12.092
- Vane CH, Kim AW, Emmings JF, et al (2020) Grain size and organic carbon controls polyaromatic hydrocarbons (PAH), mercury (Hg) and toxicity of surface sediments in the River Conwy Estuary, Wales, UK. *Mar Pollut Bull* 158:111412. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111412
- Vásquez D (2020) Distribución espacial y aumento a través del tiempo de microplásticos en sedimentos de la Bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano. Universidad Nacional de Colombia, Sede Palmira
- Velásquez O, Cortés L (1997) Estudio y evaluación de metales traza (Pb, Cr, Cu, Cd, y Hg) en aguas, sedimentos y organismos marinos de la Bahía de Buenaventura. *Boletín Científico CCCP* 57–62. doi: Biblioteca Marío Carvajal Univalle
- Vidal L (2020) Incremento de la contaminación por microplásticos en aguas superficiales de la Bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano. Universidad Nacional de Colombia, Sede Palmira
- Villanueva J, Flores-Nava A (2019) The Contribution of Small-Scale Fisheries to Food Security and Family Income in Chile, Colombia, and Perú. In: Salas S, Barragán-Paladines M, Chuenpagdee R (eds) *Viability and Sustainability of Small-Scale Fisheries in Latin America and The Caribbean*, MARE Publi. Springer, Cham., pp 329–352
- Walker CH (2008) *Organic Pollutants: An Ecotoxicological Perspective*, Second Edition, Second. CRC Press - Taylor & Francis Group, Boca Raton, FL
- Wang WX, Wong RSK (2003) Bioaccumulation kinetics and exposure pathways of inorganic mercury and methylmercury in a marine fish, the sweetlips *Plectorhinchus gibbosus*. *Mar*

- Ecol Prog Ser 261:257–268. doi: 10.3354/meps261257
- Wang X, Wang WX (2019) The three ‘B’ of fish mercury in China: Bioaccumulation, biodynamics and biotransformation. *Environ Pollut* 250:216–232. doi: 10.1016/j.envpol.2019.04.034
- Weinberg J (2010) Introducción a la Contaminación por Mercurio para las ONG. Ipen
- Whitfield AK, Elliott M, Basset A, et al (2012) Paradigms in estuarine ecology - A review of the Remane diagram with a suggested revised model for estuaries. *Estuar Coast Shelf Sci* 97:78–90. doi: 10.1016/j.ecss.2011.11.026
- WHO (1990) Environmental Health Criteria 101: Methylmercury. World Health Organization, Finlandia
- Wolanski E, Boorman L a., Chicharo L, et al (2004) Ecohydrology as a new tool for sustainable management of estuaries and coastal waters. *Wetl Ecol Manag* 12:235–276. doi: 10.1007/s11273-005-4752-4
- Wolanski E, Chicharo L, Chicharo MA, Morais P (2006) An ecohydrology model of the Guadiana Estuary (South Portugal). *Estuar Coast Shelf Sci* 70:132–143. doi: 10.1016/j.ecss.2006.05.029
- Zhang C, Yu Z, Zeng G, et al (2014) Effects of sediment geochemical properties on heavy metal bioavailability. *Environ Int* 73:270–281. doi: 10.1016/j.envint.2014.08.010
- Zillioux E (2015) Mercury in Fish: History, Sources, Pathways, Effects, and Indicator Usage. In: Armon RH, Hänninen O (eds) *Environmental Indicators*. pp 1–1068



## **Capítulo 4: Influencia de la estructura del ensamblaje de peces en la acumulación de mercurio en la Bahía de Buenaventura**

### **4.1 Introducción**

Los estuarios son ecosistemas complejos de importancia ecológica y social que están expuestos a múltiples impactos y estresores de origen natural y antrópico (Dauvin and Ruellet 2009; Day *et al.* 2012; Barletta and Lima 2019). Así mismo, en los estuarios por sus características ambientales ocurre la especiación y metilación del mercurio (Engstrom 2007; Walker 2008), el cual recibe directamente a través de los ríos y la escorrentía (Kehrig *et al.* 2003; Rodríguez Martín-Doimeadios *et al.* 2004; Saniewska *et al.* 2018). La dinámica del mercurio en estuarios es controlada por variaciones en las condiciones que determinan su biodisponibilidad (Chen *et al.* 2008; He *et al.* 2019; Padalkar *et al.* 2019), por las concentraciones iniciales de mercurio en el ambiente (Chumchal *et al.* 2008; van der Velden *et al.* 2013; Fonseca *et al.* 2019) y especialmente por las relaciones tróficas (Power *et al.* 2002; Cogua 2011; Adams and Paperno 2012; Le Croizier *et al.* 2019).

Las dinámicas tróficas influyen en el flujo de mercurio ya que una vez este elemento empiezan a bioacumularse, se acepta que su dinámica es controlada principalmente por las relaciones tróficas (Morel *et al.* 1998; Díaz *et al.* 2001; Chapman 2002; Schmitt-Jansen *et al.* 2008; Beyer *et al.* 2014), las cuales a su vez dependen de la estructura de la comunidad debido a cambios en la composición y abundancia relativa de especies, migraciones, eventos de reclutamiento y variaciones en las tasas de crecimiento poblacional (Lindeman 1942; Paine 1980; Day *et al.* 2012), siendo parte importante en el transporte de energía y materia como funciones de los ecosistemas (Naeem *et al.* 1999; Scherer-Lorenzen 2005). Esto ha sido evidente a través de diferentes estudios, los cuales concluyen que la acumulación de mercurio es fuertemente influenciada por procesos tróficos (Cabana and Rasmussen 1994; Bowles *et al.* 2001; Jæger *et al.* 2009; Tadiso *et al.* 2011), junto con otras investigaciones en

la que se ha encontrado que factores ambientales y las concentraciones iniciales también influyen este proceso (Loseto *et al.* 2008; Bowling *et al.* 2011).

Por otra parte, las relaciones tróficas controlan el flujo de materia y energía en los ecosistemas y están determinadas por la estructura de las comunidades (Lindeman 1942; Paine 1980; Scherer-Lorenzen 2005). Esta influencia es producto de la respuesta heterogénea y asincrónica de las diferentes especies a los cambios ambientales y a nuevas oportunidades que se presentan como producto de perturbaciones, permitiendo que a mayor biodiversidad, aumente la estabilidad del ecosistema (Sankaran and McNaughton 1999; Yachi and Loreau 1999; Loreau *et al.* 2001; Naeem *et al.* 2002). Por lo anterior, es de esperarse que un ecosistema con mayor biodiversidad sea más estable y responde mejor a cambios ambientales, garantizando el desarrollo de sus funciones ecosistémicas, relacionadas principalmente con los flujos de materia y energía en los ecosistemas (McNaughton 1977; Sankaran and McNaughton 1999; Yachi and Loreau 1999; Loreau *et al.* 2001; Naeem *et al.* 2002). Adicionalmente, la respuesta de diferentes organismos al mercurio (características toxicocinéticas) es heterogénea e influye en los procesos de bioacumulación y por ende en la dinámica del mercurio en el ecosistema (Díaz *et al.* 2001; Adams and Paperno 2012). Por lo cual, es de esperarse que la heterogeneidad de respuestas a la contaminación por mercurio aumente con la diversidad, representada en la estructura de las comunidades.

La gran mayoría de los efectos del mercurio en los organismos acuáticos se pueden clasificar como crónicos y sub-letales (Boening 2000; Scheuhammer *et al.* 2015), por lo que observar efectos de la contaminación por mercurio en la estructura de las comunidades es poco común (Evers 2017). Estos efectos solo son evidentes cuando las concentraciones de mercurio en el ambiente son extremadamente altas y se presenta efectos toxicológicos agudos (Bank 2012), encontrándose algunos estudios sobre los efectos del mercurio sobre la estructura de las comunidades (Sigmon *et al.* 1977; Henderson *et al.* 2012; Grant *et al.* 2016). Por lo anterior, la mayor parte de las evaluaciones de los efectos del mercurio se concentran en evaluar efectos crónicos y las concentraciones del mercurio en compartimentos bióticos y abióticos de los ecosistemas, junto con los procesos que controlan su acumulación, centrándose en especies específicas y el riesgo por consumo para el hombre (Boening 2000; Bank 2012; Costa *et al.* 2012; Scheuhammer *et al.* 2015; Evers 2017). En este contexto, si se tiene en cuenta que el flujo de mercurio en ecosistemas acuáticos se da principalmente por la vía trófica y que las relaciones tróficas son determinadas por la estructura de la comunidad, se podría esperar que cambios en la estructura de la comunidad influyan sobre el flujo de mercurio en los ecosistemas, siendo importante para la ecotoxicología entender ¿Cuál es la influencia de la estructura de las comunidades en la dinámica del mercurio en estuarios?

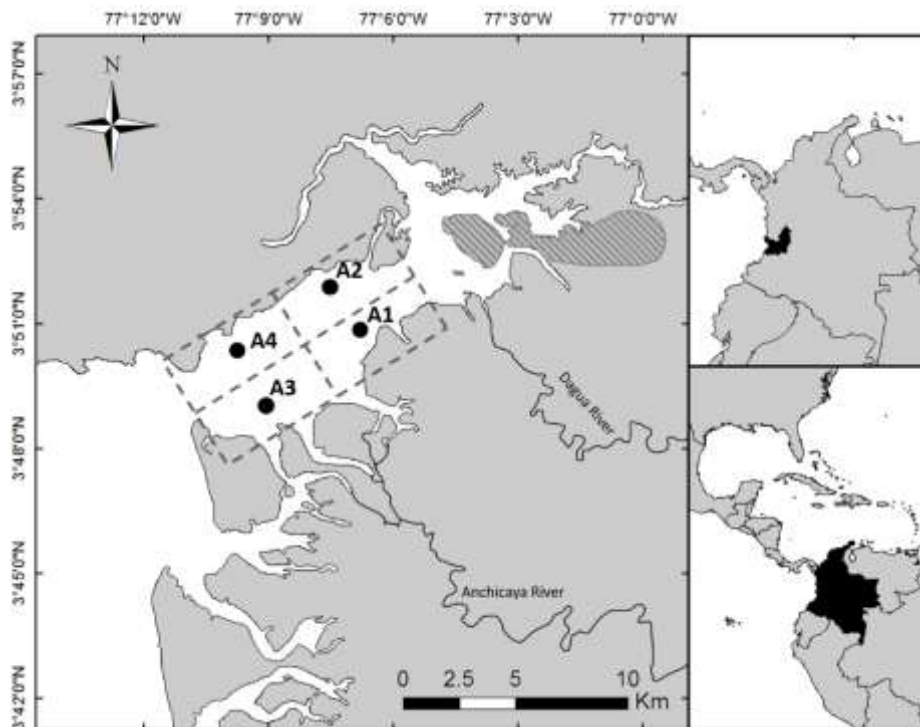
Partiendo de lo expuesto anteriormente, se plantea como hipótesis que las variaciones en la estructura de las comunidades modifican el flujo de mercurio total en estuarios tropicales. Esta influencia se podría dar a través de cambios tróficos, aumentos en el ingreso y flujo de mercurio asociados a la productividad secundaria y cambios en la variedad de respuestas a la contaminación por mercurio asociados a la diversidad de especies. Por esto, el objetivo de esta investigación fue determinar la influencia de la estructura del ensamblaje de peces en la acumulación de mercurio en la Bahía de Buenaventura, tomando como modelo biológico los ensamblajes peces y como ecosistema tipo el estuario Bahía de Buenaventura.

## **4.2 Metodología**

### **4.2.1 Área de estudio**

El estuario de la Bahía de Buenaventura es un sistema localizado en la costa pacífica colombiana ( $3^{\circ}48'09.99''$ - $3^{\circ}52'38.57''$  N;  $77^{\circ}06'30.75''$ - $77^{\circ}09'25.96''$  W), Pacífico Oriental Tropical (Figura 4.1). Este estuario se encuentra ubicado en la Zona de Convergencia Intertropical y en proximidades de la cordillera de los Andes, siendo una de las regiones más húmedas del mundo (Cantera and Blanco 2001). La Bahía de Buenaventura tiene una temperatura de  $25.9^{\circ}\text{C}$ , una humedad relativa que oscila entre 80-95 %, con 228 a 298 días de lluvia en el año y una precipitación anual de 6508 mm (Lobo-Guerrero 1993). De enero a junio la precipitación mensual promedio es de 200 a 500 mm, época seca y de julio a diciembre de 500 a  $>700$  mm, época de lluvia, con las mayores precipitaciones para el 2015 en noviembre (755 mm) y la menor en junio (272 mm) (IDEAM 2016). La profundidad promedio de este estuario es de 5 m y tiene dos ríos tributarios principales, Anchicayá y Dagua ( $427\text{ m}^3\text{ s}^{-1}$ ), que le dan características de estuario positivo (Gamboa-García *et al.* 2018). Este estuario se puede considerar como un sistema bien mezclado al presentar diferencias entre la salinidad de fondo y superficie menores a 2 psu (Otero 2005). Para esta investigación, la Bahía de Buenaventura fue dividida en cuatro áreas según el gradiente de salinidad, la geomorfología y las características ambientales (Figura 4.1). En la parte interna de la bahía se ubicaron dos áreas, al sur el Área 1 (A1), siendo influenciada directamente por los ríos y en el norte el Área 2 (A2), con menos influencia de los ríos. En la parte del estuario con mayor influencia marina, parte externa, se ubicaron las otras dos áreas, al sur el Área 3 (A3), con influencia de los ríos y al norte el Área 4 (A4), con la mayor influencia marina. Es importante destacar que este ecosistema está fuertemente intervenido, presentando una población estimada para 2019 de 432501 habitantes (DANE 2005) y albergar el puerto más importante de Colombia (Díaz 2007).

Figura 1. Estuario de la Bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano, indicando la ubicación de las cuatro áreas de muestreo (A1, A2, A3 y A4). La zona con líneas grises diagonales representa el área urbana.



#### 4.2.2 Métodos de muestreo

En este estudio se colectaron muestras de peces y sedimentos en cuatro áreas del estuario (A1, A2, A3 y A4) (Figura 4.1), en cuatro muestreos en el transcurso de un año. Las muestras se tomaron a una profundidad de  $2.1 \pm 0.6$  m (promedio  $\pm$  D.E.). Las campañas de muestreo se llevaron a cabo en los meses de abril, junio, septiembre y noviembre de 2015. Las muestras de abril y junio se analizaron de manera conjunta, representando la época seca y las muestras de septiembre y noviembre representando la época de lluvias. En cada campaña de muestreo se tomaron tres muestras de todas las variables en cada una de las cuatro áreas de muestreo.

Las muestras de peces se colectaron usando redes de arrastre artesanales, con tiempos de arrastre de 10 minutos y un área de arrastre promedio de  $900.7 \pm 76.0$  m<sup>2</sup>. Antes de cada arrastre, se colectaron muestras de sedimento usando un corazonador de 5.1 cm de diámetro, tomando los primeros 5 cm de sedimento, para determinar la concentración de mercurio total (HgT) en sedimento.

### 4.2.3 Trabajo de laboratorio

La identificación de los peces se hizo siguiendo a Fischer *et al.* (1995a,b), Nelson (2006), Marceniuk *et al.* (2009, 2017), Robertson and Allen (2015) y Froese and Pauly (2017). A todos los peces se les midió la longitud total (LT, cm), Longitud Estándar (LE, cm) y peso total (g). También se tomaron muestras de músculo usando cuchillos estériles de porcelana (Cogua 2011). Las muestras de músculo y sedimento para determinación de HgT fueron liofilizadas a una temperatura de -80 °C y con una presión de vacío de 0,120 milibares por 36 h.

La determinación de la concentración de HgT (peso seco) en sedimento y músculo de peces se hizo usando un Analizador Directo de Mercurio (DMA-80 marca MILESTONE), con un límite de detección de 0.0001  $\mu\text{g g}^{-1}$ , siguiendo el Método 7473 propuesto por la EPA (US EPA 1998), previa liofilización, pulverización y homogenización de las muestras. Para todas las cuantificaciones de HgT se garantizó una curva de calibración con  $R^2 > 0.99$ , utilizando estándares certificados DORM2. Los controles de calidad y los estándares para la curva de calibración se midieron al menos dos veces, cuidando que la variabilidad entre los valores para una misma muestra fuera menor al 10% y que los porcentajes de recuperación sean mínimo del 95%.

### 4.2.4 Análisis estadísticos

Las diferencias en descriptores ecológicos de la comunidad de peces (número de especies, densidad y biomasa) fueron evaluadas con ANOVA de dos vías ( $\alpha=0.05$ ), con la época (seca y lluvia) y el área de muestreo (A1, A2, A3 y A4) como factores principales. Para comprobar la homogeneidad de varianzas se usó la prueba de Cochran ( $\alpha=0.05$ ) y se revisaron los gráficos de residuales para evaluar la normalidad. Los datos originales se transformaron usando el método de Box-Cox para aumentar la normalidad (Box and Cox 1964). Cuando se detectaron diferencias significativas en la ANOVA se usó la prueba post hoc de Bonferroni ( $\alpha=0.05$ ) (Quinn and Keough 2002).

Para evaluar la eficiencia de los procesos de bioacumulación de mercurio se calculó el Factor de Transferencia Biota-Sedimento (FTBS), de acuerdo con la fórmula:  $\text{FTBS} = \text{HgT en peces (peso seco)}/\text{HgT en sedimento (peso seco)}$  (Oliver 1984; USEPA 2003; Burkhard 2009; Djikanović *et al.* 2018), para siete especies representativas para el estuario Bahía de Buenaventura (Molina *et al.* 2020), caracterizadas por tener alta frecuencia de ocurrencia, hábitos bentónicos y ser residentes permanentes del estuario. Así mismo, para evaluar las variaciones espaciales y temporales en los FTBS se usaron análisis de varianza basados en permutaciones (PERMANOVA) (Clarke 1993; Clarke *et al.* 2014; Anderson 2017), usando la LT como covariable (Andersen and Depledge 1997;

Coelho *et al.* 2013; Gamboa-García *et al.* 2020), a partir de datos sin transformar, matrices de similitud basadas en distancias Euclidianas y 10000 permutaciones. Adicionalmente, se construyeron pruebas pos hoc pair-wise tests (Anderson 2005; Anderson *et al.* 2008; Clarke *et al.* 2014; Clarke and Gorley 2015).

Para evaluar la influencia de los descriptores ecológicos del ensamblaje de peces (número de especies, densidad y biomasa, de todas las especies para cada época y área de muestreo) sobre la eficiencia de la bioacumulación de HgT en peces (FTBS), se construyeron análisis GAM (Modelos Aditivos Generalizados) a partir de funciones Bayesianas. Para la construcción de estos modelos se usaron los FTBS de las siete especies de peces como variables respuesta. Se evaluaron modelos con diferentes combinaciones de variables, usando el AIC (Criterio de Información Akaike) para la comparación y determinación del modelo adecuado, teniendo en cuenta un  $\Delta AIC < 2$  (Martins *et al.* 2015; Krause *et al.* 2019; Duque *et al.* 2020). En muchos casos los modelos estadísticos tradicionales no son adecuados para representar sistemas complejos con relaciones no lineales de variables (Rudy *et al.* 2016). Los GAM, al permitir evaluar relaciones no lineales complejas (Elith *et al.* 2008), por los cual han sido utilizados en investigaciones de diferentes campos de la ciencia (Tang *et al.* 2017; de Souza *et al.* 2018; Amorós *et al.* 2018; Duque *et al.* 2020).

## 4.3 Resultados

### 4.3.1 Estructura de la comunidad de peces

Las capturas de peces variaron entre áreas y épocas de muestreo. Se colectaron 4674 peces (132 kg), pertenecientes a 29 familias y 69 especies, registrándose una densidad promedio de  $0.112 \pm 0.015$  individuos  $m^{-2}$  y una biomasa promedio de  $3.168 \pm 0.397$  g  $m^{-2}$ . La comunidad de peces de la Bahía de Buenaventura estuvo dominada por las familias Sciaenidae, con 12 especies, Gerreidae y Haemulidae, con cinco especies y Ariidae, Carangidae y Tetraodontidae, con cuatro especies. Las especies dominantes fueron *Sphoeroides trichocephalus*, con el 35% de la densidad total y *Urotrygon rogersi*, con el 23% de la biomasa total.

Así mismo, el número de especies no presentó diferencias significativas entre épocas de muestreo ( $p > 0.05$ ), observándose  $15.25 \pm 1.18$  especies en época seca (promedio  $\pm$  EE) y  $13.04 \pm 1.16$  especies en época de lluvia. Espacialmente, se observaron diferencias significativas entre áreas de muestreo ( $p < 0.01$ ), siendo mayor el número de especies en A1 ( $16.25 \pm 2.19$ ), A3 ( $15.75 \pm 1.62$ ) y A4 ( $15.08 \pm 0.92$ ) y menor en A2 ( $9.50 \pm 0.96$ ). Adicionalmente, se presentaron diferencias significativas

en la interacción entre épocas y áreas de muestreo ( $p < 0.05$ ), registrándose la mayor cantidad de especies en época seca en A1 ( $21.00 \pm 2.59$ ) y la menor en época seca en A2 ( $10.00 \pm 1.57$ ) y en época de lluvia en A1 ( $11.50 \pm 2.32$ ) y A2 ( $9.00 \pm 1.21$ ) (Tabla 4.1).

Por su parte, la densidad no presentó diferencias significativas entre épocas de muestreo ( $p > 0.05$ ), registrándose  $0.13 \pm 0.02$  individuos  $m^{-2}$  en época seca y  $0.09 \pm 0.02$  individuos  $m^{-2}$  en época de lluvia. Espacialmente, se observaron diferencias significativas entre áreas de muestreo, registrándose la mayor densidad en A3 ( $0.16 \pm 0.03$  individuos  $m^{-2}$ ) y la menor en A2 ( $0.05 \pm 0.01$  individuos  $m^{-2}$ ). Adicionalmente, en la interacción entre épocas y áreas de muestreo se presentaron diferencias significativas, observándose las mayores densidades en época seca en A1, intermedias en A3 en época seca y de lluvias y las menores en las demás muestras (Tabla 4.1). Finalmente, la biomasa no presentó diferencias entre épocas, registrándose  $3.50 \pm 0.50$  g  $m^{-2}$  en época seca y  $2.83 \pm 0.62$  g  $m^{-2}$  en época de lluvia. Espacialmente, se presentaron diferencias significativas entre áreas de muestreo, siendo mayor en A1 ( $4.10 \pm 0.77$  g  $m^{-2}$ ) y A3 ( $4.83 \pm 1.09$  g  $m^{-2}$ ), intermedias en A4 ( $2.60 \pm 0.38$  g  $m^{-2}$ ) y menores en A2 ( $1.14 \pm 0.20$  g  $m^{-2}$ ) (Tabla 4.1).

Tabla 4.1. Número de especies, densidad y biomasa en función de las épocas y áreas de muestreo (Promedio  $\pm$  EE). Las diferencias significativas se representan con letras minúsculas, pruebas post hoc de Bonferroni ( $p < 0.05$ ).

		Número de especies	Densidad (individuos $m^{-2}$ )	Biomasa (g $m^{-2}$ )
Época Seca	A1	21.00 $\pm$ 2.59 a	0.25 $\pm$ 0.06 a	5.79 $\pm$ 0.83
	A2	10.00 $\pm$ 1.57 b	0.06 $\pm$ 0.01 b	1.32 $\pm$ 0.40
	A3	15.17 $\pm$ 1.11 ab	0.15 $\pm$ 0.02 ab	4.37 $\pm$ 1.12
	A4	14.83 $\pm$ 1.76 ab	0.08 $\pm$ 0.01 b	2.52 $\pm$ 0.48
Época Lluvia	A1	11.50 $\pm$ 2.32 b	0.06 $\pm$ 0.02 b	2.41 $\pm$ 0.87
	A2	9.00 $\pm$ 1.21 b	0.04 $\pm$ 0.01 b	0.97 $\pm$ 0.12
	A3	16.33 $\pm$ 3.19 ab	0.18 $\pm$ 0.07 ab	5.29 $\pm$ 1.96
	A4	15.33 $\pm$ 0.76 ab	0.08 $\pm$ 0.01 b	2.67 $\pm$ 0.65
Época	Seca	15.25 $\pm$ 1.18	0.13 $\pm$ 0.02	3.50 $\pm$ 0.50
	Lluvia	13.04 $\pm$ 1.16	0.09 $\pm$ 0.02	2.83 $\pm$ 0.62
Área	A1	16.25 $\pm$ 2.19 a	0.15 $\pm$ 0.04 ab	4.10 $\pm$ 0.77 a
	A2	9.50 $\pm$ 0.96 b	0.05 $\pm$ 0.01 b	1.14 $\pm$ 0.20 b
	A3	15.75 $\pm$ 1.62 a	0.16 $\pm$ 0.03 a	4.83 $\pm$ 1.09 a
	A4	15.08 $\pm$ 0.92 a	0.08 $\pm$ 0.01 ab	2.60 $\pm$ 0.38 ab

### 4.3.2 Variaciones en la concentración de HgT en sedimentos y peces

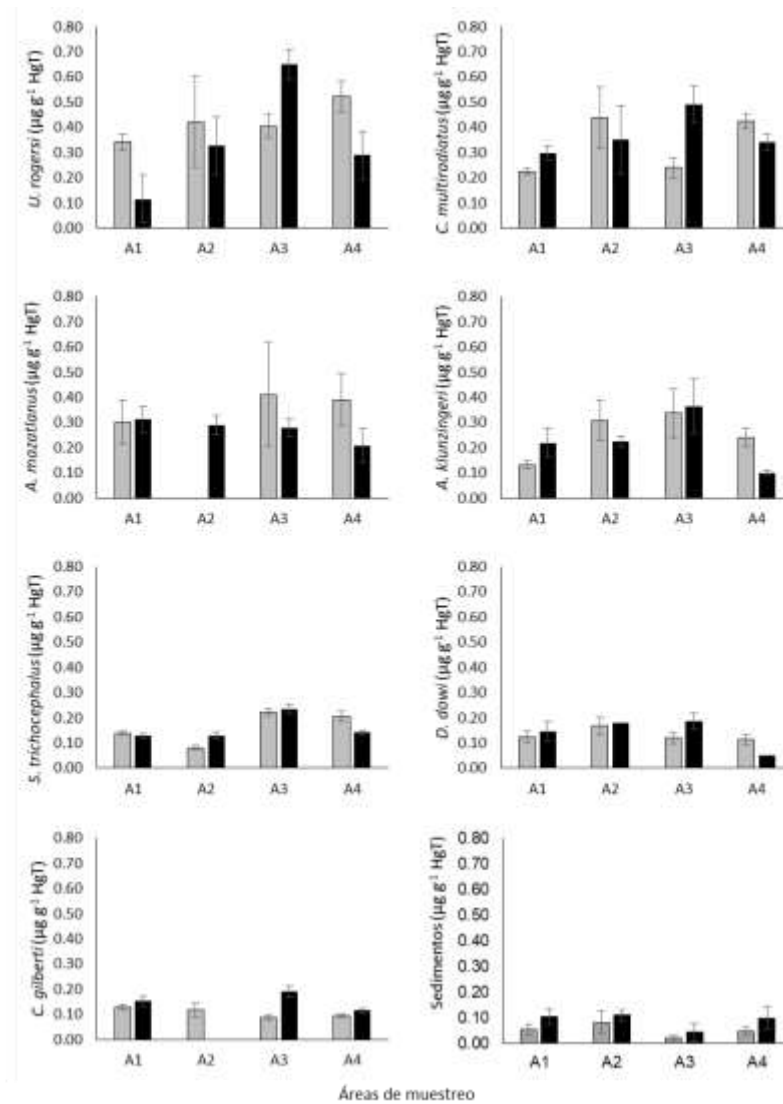
La concentración de HgT en sedimentos (peso seco) presentó variaciones temporales y espaciales. Temporalmente, se observaron diferencias significativas entre épocas de muestreo ( $p(\text{PERM}) < 0.01$ ), siendo mayor en época de lluvia ( $0.089 \pm 0.041 \mu\text{g g}^{-1}$ ) y menor en época seca ( $0.051 \pm 0.033 \mu\text{g g}^{-1}$ ). Espacialmente, se encontraron diferencias significativas entre áreas de muestreo ( $p(\text{PERM}) < 0.01$ ), con los valores más altos en A1, A2 y A4 ( $0.079 \pm 0.035$ ,  $0.096 \pm 0.038$  y  $0.073 \pm 0.041 \mu\text{g g}^{-1}$ , respectivamente) y los más bajos en A3 ( $0.032 \pm 0.027 \mu\text{g g}^{-1}$ ). El HgT en sedimento no presentó diferencias significativas en la interacción entre épocas y áreas de muestreo ( $p(\text{PERM}) > 0.05$ ) (Figura 4.2).

En este estudio se determinó el contenido de HgT en músculo (peso seco) para 67 especies (2127 individuos) en el estuario Bahía de Buenaventura, encontrándose presencia de HgT en todas las especies. Así mismo, se observó que el 46% de los peces presentaron concentraciones de HgT mayores a  $0.2 \mu\text{g g}^{-1}$ , pudiendo generar riesgos por consumo, siendo  $0.2 \mu\text{g g}^{-1}$  la máxima concentración sugerida para el consumo por la población vulnerable, mujeres embarazadas, niños y consumidores frecuentes (WHO 1990). Por otra parte, varias especies presentaron frecuencia de ocurrencia baja dificultando la comparación entre épocas y áreas de muestreo, por lo cual se seleccionaron siete especies representativas para la Bahía de Buenaventura (Molina *et al.* 2020), que presentaron alta frecuencia de ocurrencia, hábitos bentónicos y que fueran residentes permanentes del estuario. Las especies seleccionadas para análisis individuales fueron: *Urotrygon rogersi*, *Cathorops multiradiatus*, *Achirus mazatlanus*, *Achirus klunzingeri*, *Sphoeroides trichocephalus*, *Daector dowi* y *Citharichthys gilberti* (Figura 4.2).

Las comparaciones espaciotemporales del contenido de mercurio de los peces se hicieron a partir de las concentraciones en músculo divididas por la longitud total. La especie que presentó la mayor concentración de HgT fue *U. rogersi*, observándose diferencias significativas en la concentración de mercurio entre épocas de muestreo ( $p(\text{PERM}) < 0.01$ ), registrándose los mayores valores de HgT en época de lluvia (promedio $\pm$ EE;  $0.0211 \pm 0.0029 \mu\text{g g}^{-1} \text{cm}^{-1}$ ) y los menores en época seca ( $0.0160 \pm 0.0018 \mu\text{g g}^{-1} \text{cm}^{-1}$ ). Así mismo, se determinaron diferencias significativas entre áreas de muestreo ( $p(\text{PERM}) < 0.01$ ), siendo mayores en A3 ( $0.0205 \pm 0.0015 \mu\text{g g}^{-1} \text{cm}^{-1}$ ), intermedios y variables en A2 y A4 ( $0.0165 \pm 0.0048$  y  $0.0182 \pm 0.0019 \mu\text{g g}^{-1} \text{cm}^{-1}$ , respectivamente) y menores en A1 ( $0.0115 \pm 0.0013 \mu\text{g g}^{-1} \text{cm}^{-1}$ ). Por otra parte, de las especies seleccionadas la que presentó las menores concentraciones de HgT fue *C. gilberti*, identificándose diferencias significativas en la concentración de HgT entre épocas de muestreo ( $p(\text{PERM}) < 0.01$ ), observándose los mayores valores en la época de lluvia ( $0.0109 \pm 0.0013 \mu\text{g g}^{-1} \text{cm}^{-1}$ ) y los menores en época seca ( $0.0089 \pm 0.0008 \mu\text{g g}^{-1} \text{cm}^{-1}$ ).

$\text{g}^{-1} \text{cm}^{-1}$ ). Especialmente, se observaron diferencias entre áreas de muestreo ( $p(\text{PERM}) < 0.01$ ), siendo mayores en A1, A2 y A3 ( $0.0107 \pm 0.0011$ ,  $0.0105 \pm 0.0012$  y  $0.0114 \pm 0.0011 \mu\text{g g}^{-1} \text{cm}^{-1}$ , respectivamente) y menores en A4 ( $0.0084 \pm 0.0004 \mu\text{g g}^{-1} \text{cm}^{-1}$ ).

Figura 4.2. Contenido de HgT (peso seco) en peces y sedimento en función de las épocas y áreas de muestreo (Promedio  $\pm$  EE). Las barras grises corresponden a la época seca y las negras a la época de lluvia.



### 4.3.3 Bioacumulación de HgT en peces (Factores de Transferencia Biota-Sedimento)

Se determinaron los FTBS para las siete especies seleccionadas determinándose diferencias significativas entre especies, siendo mayor para la especie *U. rogersi* ( $12.72 \pm 1.12$ ) y menor para la especie *C. gilberti* ( $2.40 \pm 0.17$ ) (Tabla 4.2). El mayor FTBS individual fue de 67.91 y se observó en

un individuo de *U. rogersi* (LT de 32 cm y peso de 201 g) capturado en época seca en A3. Adicionalmente, se destaca un individuo de *C. multiradiatus* (LT de 18.7 cm y peso de 46 g) capturado en época de lluvia en A3, al presentar un FTBS de 44.57. El menor FTBS fue de 0.09 y se observó en un individuo de *S. trichocephalus* (LT de 6.4 cm y peso de 7 g) capturado en época de lluvia en A2.

Tabla 4.2. Factor de acumulación biota-sedimento (FTBS), LT y Peso para las siete especies de peces representativas de la Bahía de Buenaventura. Las diferencias significativas se representan con letras minúsculas, pruebas *post hoc* Permanova pair-wise test ( $p(\text{PERM}) < 0.05$ ). Las especies están organizadas de mayor a menor FTBS. (\*) Los Niveles tróficos corresponden a los reportados en Fishbase (Froese and Pauly 2019).

	n	FTBS	LT (cm)	Peso (g)	Nivel Trófico*
<i>Urotrygon rogersi</i>	129	12.72±1.12 a	26.02±2.29 a	137.26±12.08 a	3.9±0.63
<i>Cathorops multiradiatus</i>	103	5.75±0.57 b	18.08±1.78 b	53.24±5.25 c	4.4±0.8
<i>Sphoeroides trichocephalus</i>	224	4.82±0.32 cd	7.12±0.48 e	8.11±0.54 f	3.3±0.4
<i>Achirus mazatlanus</i>	69	4.76±0.57 bc	12.52±1.51 d	38.70±4.66 d	3.2±0.45
<i>Daector dowi</i>	69	4.29±0.52 cd	14.69±1.77 c	35.28±4.25 d	3.5±0.5
<i>Achirus klunzingeri</i>	126	4.20±0.37 d	15.20±1.35 c	77.25±6.88 b	3.4±0.4
<i>Citharichthys gilberti</i>	199	2.40±0.17 e	12.22±0.87 d	18.57±1.32 e	4.1±0.63

Para evaluar las variaciones en la eficiencia del proceso de bioacumulación de HgT se analizaron los FTBS para las siete especies de peces seleccionadas, observándose variaciones espaciales y temporales. Así mismo, para reducir el efecto de la edad de los organismos en el proceso de bioacumulación se usó como *proxy* la longitud total (LT), incluyéndose en los análisis como covariable. Se observó un efecto significativo de la LT sobre los FTBS ( $p(\text{PERM}) < 0.01$ ) en las especies *U. rogersi*, *C. multiradiatus*, *S. trichocephalus*, *A. klunzingeri* y *C. gilberti*. Por otra parte, para las especies *A. mazatlanus* y *D. dowi* la LT no presentó un efecto significativo ( $p(\text{PERM}) > 0.05$ ).

Para la especie de raya *U. rogersi* se presentaron diferencias significativas en el FTBS entre épocas de muestreo ( $p(\text{PERM}) < 0.01$ ), registrándose los mayores valores en época seca (14.71±1.55) y los menores en época de lluvia (9.88±1.20). Espacialmente se presentaron diferencias significativas entre las áreas de muestreo ( $p(\text{PERM}) < 0.01$ ), registrándose los mayores FTBS en A3 (17.11±1.81) y los menores en A1, A2 y A3 (6.91 a 9.45). Por otra parte, no se observaron diferencias significativas en la interacción entre épocas y áreas de muestreo ( $p(\text{PERM}) > 0.05$ ) (Tabla 4.3).

El bagre marino *C. multiradiatus* no presentó diferencias significativas en el FTBS entre épocas de muestreo ( $p(\text{PERM}) > 0.05$ ), sin embargo, el mayor valor se registró en época seca (6.05±0.58) y el mayor en época de lluvia (5.42±1.00). Por otra parte, se observaron diferencias significativas entre

áreas de muestreo ( $p(\text{PERM}) < 0.01$ ), registrándose el mayor FTBS en A3 ( $22.53 \pm 6.42$ ) y el menor en A1 ( $3.82 \pm 0.25$ ). Adicionalmente, se presentaron diferencias significativas en la interacción entre épocas y áreas de muestreo ( $p(\text{PERM}) < 0.01$ ), siendo mayores en A3 en época de lluvia ( $27.09 \pm 10.42$ ) y época seca ( $15.70 \pm 2.99$ ), y menores en la parte interna en las épocas seca y de lluvia, con FTBS entre 3.74 y 8.04 (Tabla 4.3).

El pez globo *S. trichocephalus* presentó diferencias significativas entre épocas de muestreo ( $p(\text{PERM}) < 0.01$ ), observándose el mayor FTBS en época seca ( $6.92 \pm 0.54$ ) y el menor en época de lluvia ( $2.25 \pm 0.19$ ). Espacialmente se observaron diferencias significativas entre áreas de muestreo ( $p(\text{PERM}) > 0.05$ ), siendo mayor en A3 ( $9.32 \pm 0.66$ ) y menor en A2 ( $0.97 \pm 0.11$ ). Así mismo, se presentaron diferencias significativas en los FTBS en la interacción entre épocas y áreas de muestreo ( $p(\text{PERM}) < 0.01$ ), siendo mayores en época seca en A3 ( $11.91 \pm 0.75$ ) y menores en época seca en A2 ( $0.65 \pm 0.06$ ) (Tabla 4.3).

En el lenguado *A. mazatlanus* los FTBS presentaron diferencias significativas entre épocas de muestreo ( $p(\text{PERM}) < 0.01$ ), siendo mayores en época seca ( $8.49 \pm 2.30$ ) y menores en época de lluvia ( $3.72 \pm 0.33$ ). Así mismo, se presentaron diferencias significativas entre áreas de muestreo ( $p(\text{PERM}) < 0.01$ ), observándose los mayores FTBS en A1 ( $4.25 \pm 0.62$ ), A3 ( $5.87 \pm 1.49$ ) y A4 ( $5.40 \pm 1.24$ ) y los menores en A2 ( $2.78 \pm 0.40$ ). Adicionalmente, se presentaron diferencias significativas en la interacción entre épocas y áreas de muestreo ( $p(\text{PERM}) < 0.01$ ), registrándose los mayores FTBS en época seca en A3 ( $26.96 \pm 8.00$ ) y los menores en las demás muestras, con valores entre 2.78 y 6.22 (Tabla 4.3).

El pez sapo *D. dowi* no presentó diferencias significativas en los FTBS entre épocas de muestreo ( $p(\text{PERM}) > 0.05$ ), registrándose un FTBS de  $4.49 \pm 1.40$  en época de lluvia y de  $4.20 \pm 0.58$  en época seca. Espacialmente se presentaron diferencias significativas entre áreas de muestreo ( $p(\text{PERM}) < 0.01$ ), registrándose los mayores FTBS en A3 ( $7.17 \pm 1.25$ ) y los menores en las áreas de muestreo A1, A2 y A4, con valores entre 2.42 y 2.74. Por otra parte, en la interacción entre épocas y áreas de muestreo no se presentaron diferencias significativas ( $p(\text{PERM}) > 0.05$ ) (Tabla 4.3).

El FTBS en el lenguado *A. klunzingeri* presentó diferencias significativas entre épocas de muestreo ( $p(\text{PERM}) < 0.01$ ), siendo mayor en época seca ( $5.90 \pm 0.75$ ) y menor en época de lluvia ( $2.55 \pm 0.44$ ). Así mismo, se observaron diferencias significativas entre áreas de muestreo en los FTBS ( $p(\text{PERM}) < 0.01$ ), siendo mayores en A3 ( $10.77 \pm 2.27$ ), intermedios en A2 ( $4.52 \pm 1.31$ ) y menores en A1 ( $2.89 \pm 0.45$ ) y A4 ( $3.69 \pm 0.63$ ). Adicionalmente, los FTBS también presentaron diferencias en la

interacción entre épocas y áreas de muestreo ( $p(\text{PERM}) < 0.01$ ), siendo mayores en época seca en A3 ( $16.39 \pm 3.02$ ) y menores en época de lluvia en A4 ( $1.11 \pm 0.15$ ) (Tabla 4.3).

Le lenguado izquierdo *C. gilberti* no presentó diferencias en los FTBS entre épocas de muestreo ( $p(\text{PERM}) > 0.05$ ), con valores de  $2.58 \pm 0.19$  en época seca y de  $2.08 \pm 0.25$  en época de lluvia. Especialmente se presentaron diferencias entre áreas de muestreo ( $p(\text{PERM}) < 0.01$ ), con mayores valores de FTBS en A3 ( $4.66 \pm 0.52$ ), intermedios en A1 ( $2.37 \pm 0.25$ ) y menores en A2 ( $1.50 \pm 0.84$ ) y A4 ( $1.79 \pm 0.11$ ). Por otra parte, los FTBS no presentaron diferencias significativas en la interacción entre épocas y áreas de muestreo ( $p(\text{PERM}) > 0.05$ ) (Tabla 4.3).

Tabla 4.3. Factor de Acumulación Biota-Sedimento en función de las épocas y áreas de muestreo para las especies de peces seleccionadas (Promedio±EE). Las diferencias significativas se representan con letras minúsculas, pruebas pos hoc Permanova pair-wise test ( $p(\text{PERM}) < 0.05$ ).

		<i>Urotrygon rogersi</i>	<i>Cathorops multiradiatus</i>	<i>Sphoeroides trichocephalus</i>	<i>Achirus mazatlanus</i>	<i>Daector dowi</i>	<i>Achirus klunzingeri</i>	<i>Citharichthys gilberti</i>
Seca	A1	7.45±0.93	3.74±0.34 c	2.89±0.39 c	4.38±0.99 b	3.01±0.60	2.88±0.39 d	2.51±0.31
	A2	15.15±6.53	8.04±2.94 c	0.65±0.06 f		2.93±0.97	9.73±2.98 ab	1.50±0.84
	A3	26.43±3.68	15.70±2.99 ab	11.91±0.75 a	26.96±8.00 a	6.92±1.39	16.39±3.02 a	5.36±0.51
	A4	10.52±1.32	9.81±0.73 b	4.91±0.63 b	6.22±1.55 b	2.92±0.85	5.71±0.91 b	2.01±0.14
Lluvia	A1	1.56±1.41	3.96±0.37 c	1.51±0.14 de	4.22±0.74 b	1.19±0.30	2.90±0.80 d	1.93±0.34
	A2	3.62±1.19	3.87±1.99 c	1.26±0.19 e	2.78±0.40 b	1.39±0.00	2.21±0.20 cd	
	A3	11.88±1.39	27.09±10.42 a	4.23±0.49 b	3.95±0.52 b	7.51±2.34	5.16±1.65 bc	3.86±0.93
	A4	3.01±0.53	4.07±0.52 c	1.73±0.17 d	2.92±0.98 b	0.74±0.00	1.11±0.15 e	1.50±0.17
Época	Seca	14.71±1.55 a	6.05±0.58	6.92±0.54 a	8.49±2.30 a	4.20±0.58	5.90±0.75 a	2.58±0.19
	Lluvia	9.88±1.20 b	5.42±1.00	2.25±0.19 b	3.72±0.33 b	4.49±1.40	2.55±0.44 b	2.08±0.25
Área	A1	6.91±0.92 b	3.82±0.25 c	2.20±0.23 c	4.25±0.62 a	2.42±0.45 b	2.89±0.45 c	2.37±0.25 b
	A2	7.95±3.09 b	6.48±2.02 bc	0.97±0.11 d	2.78±0.40 b	2.74±0.87 b	4.52±1.31 b	1.50±0.84 c
	A3	17.11±1.81 a	22.53±6.42 a	9.32±0.66 a	5.87±1.49 a	7.17±1.25 a	10.77±2.27 a	4.66±0.52 a
	A4	9.45±1.21 b	6.09±0.62 b	3.27±0.37 b	5.40±1.24 a	2.70±0.79 b	3.69±0.63 c	1.79±0.11 c

#### **4.3.4 Influencia de la estructura de la comunidad sobre la bioacumulación de mercurio en peces**

Se evaluó la influencia de la estructura de la comunidad en la bioacumulación de HgT en peces, usando análisis GAM univariados y multivariados para los FTBS de cada una de las especies seleccionadas como variable dependiente y los descriptores ecológicos de la comunidad de peces (número de especies, densidad y biomasa), como variables independientes. El descriptor de la estructura de comunidad con mayor influencia individual fue la densidad, presentando correlaciones significativas con todas las especies, seguida por la biomasa, que presentó correlaciones significativas con cinco especies y por último estuvo el número de especies, que presentó correlaciones significativas con cuatro especies (Tabla 4.4). Adicionalmente, los FTBS de las especies *U. rogersi*, *C. multiradiatus*, *S. trichocephalus* y *C. gilberti* presentaron correlaciones significativas con los tres descriptores de la estructura de la comunidad de peces, seguidos por *A. klunzingeri* que presentó correlaciones significativas con dos y *A. mazatlanus* con una, mientras que *D. dowi* no presentó correlaciones significativas con ningún descriptor (Tabla 4.4).

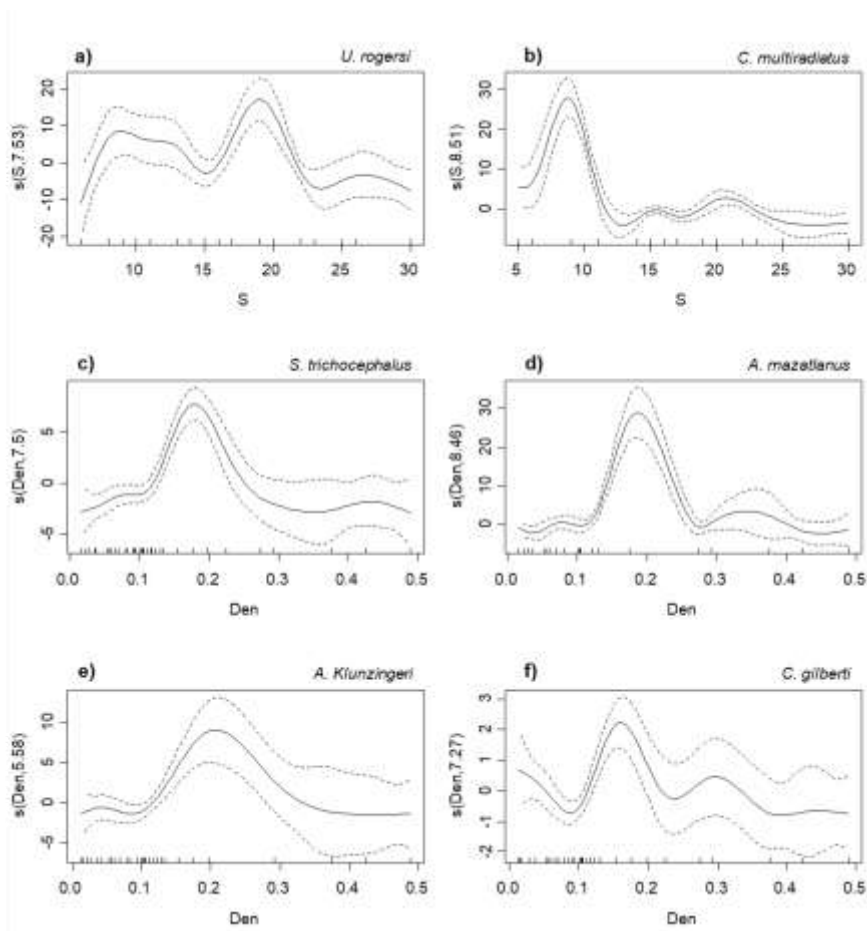
Tabla 4.4 Correlaciones univariadas de los descriptores de la estructura de la comunidad con los FTBS para las especies de peces representativas, usando análisis GAM univariados. Los valores de los grados de libertad efectivos (edf) representan el grado del polinomio ajustado por el modelo.

		edf	p-valor	R <sup>2</sup> Ajustado	Variación explicada (%)
<i>Urotrygon rogersi</i>	Número de especies	7.53	<0.001	0.308	34.8
	Densidad	6.2	<0.001	0.211	24.9
	Biomasa	5.24	0.008	0.129	16.5
<i>Cathorops multiradiatus</i>	Número de especies	8.51	<0.001	0.615	64.8
	Densidad	6.27	<0.001	0.376	41.4
	Biomasa	8.03	<0.001	0.393	44.1
<i>Sphoeroides trichocephalus</i>	Número de especies	3.45	<0.001	0.113	12.7
	Densidad	7.5	<0.001	0.335	35.7
	Biomasa	5.66	<0.001	0.134	15.6
<i>Achirus mazatlanus</i>	Número de especies	2.33	0.18	0.058	9
	Densidad	8.46	<0.001	0.577	63
	Biomasa	1.35	0.409	0.009	2.84
<i>Daector dowi</i>	Número de especies	1.58	0.228	0.033	5.57
	Densidad	1	0.154	0.016	3
	Biomasa	1	0.425	0.005	0.95
<i>Achirus klunzingeri</i>	Número de especies	3.28	0.419	0.031	5.64
	Densidad	5.58	<0.001	0.176	21.3
	Biomasa	1	0.049	0.023	3.08
<i>Citharichthys gilberti</i>	Número de especies	6.07	0.002	0.108	13.5
	Densidad	7.27	<0.001	0.168	19.9
	Biomasa	5.6	0.001	0.108	13.4

Los descriptores de la estructura de la comunidad que individualmente explicaron mejor y significativamente los FTBS para cada especie se presentan a continuación. Para la especie *U. rogersi* el descriptor que presentó mayor correlación individual con los FTBS fue el número de especies (variación explicada 34.8%), correlacionándose de manera no lineal, observándose los mayores valores del FTBS cuando el número de especies fue de 18 a 20 (Tabla 4.4, Figura 4.3a). Así mismo, la especie *C. multiradiatus* presentó la mayor correlación significativa con el número de especies (variación explicada 64.8%), correlacionándose de manera no lineal y observándose los mayores FTBS cuando el número de especies estuvo entre 6 y 10 (Tabla 4.4, Figura 4.3b). Por otra parte, los FTBS de la especie *S. trichocephalus* presentaron la mayor correlación significativa con la densidad (variación explicada 35.7%), con un ajuste no lineal, observándose los mayores FTBS asociados a densidades cercanas a 0.18 individuos m<sup>-2</sup> (Tabla 4.4, Figura 4.3c). Los FTBS de la especie *A. mazatlanus* presentaron la mayor correlación con la densidad (variación explicada 63%),

correlacionándose de manera no lineal, observándose los mayores valores de FTBS cuando la densidad estuvo entre 0.16 y 0.22 individuos  $m^{-2}$  (Tabla 4.4, Figura 4.3d). Adicionalmente, para la especie *A. klunzingeri* el descriptor de la estructura de la comunidad que presentó mayor correlación individual con los FTBS fue la densidad (variación explicada 21.3%), presentándose un ajuste no lineal, asociándose los mayores valores de FTBS a densidades cercanas a 0.2 individuos  $m^{-2}$  (Tabla 4.4, Figura 4.3e). Finalmente, los FTBS de la especie *C. gilberti* presentaron la mayor correlación significativa con la densidad (variación explicada 19.9%), con un ajuste no lineal, observándose los mayores valores del FTBS cuando la densidad fue cercana a 0.15 individuos  $m^{-2}$  (Tabla 4.4, Figura 4.3f).

Figura 4.3. Influencia individual de los descriptores de la estructura de la comunidad con mayor correlación significativa con el FTBS de las especies de peces seleccionadas. El eje y representa el FTBS bajo una función suavizada de los descriptores de la estructura de la comunidad número de especies (*S*) y densidad (*Den*). Las líneas punteadas muestran un rango de dos errores estándar. Las marcas de graduación intermedias en el eje *x* representan los datos observados.



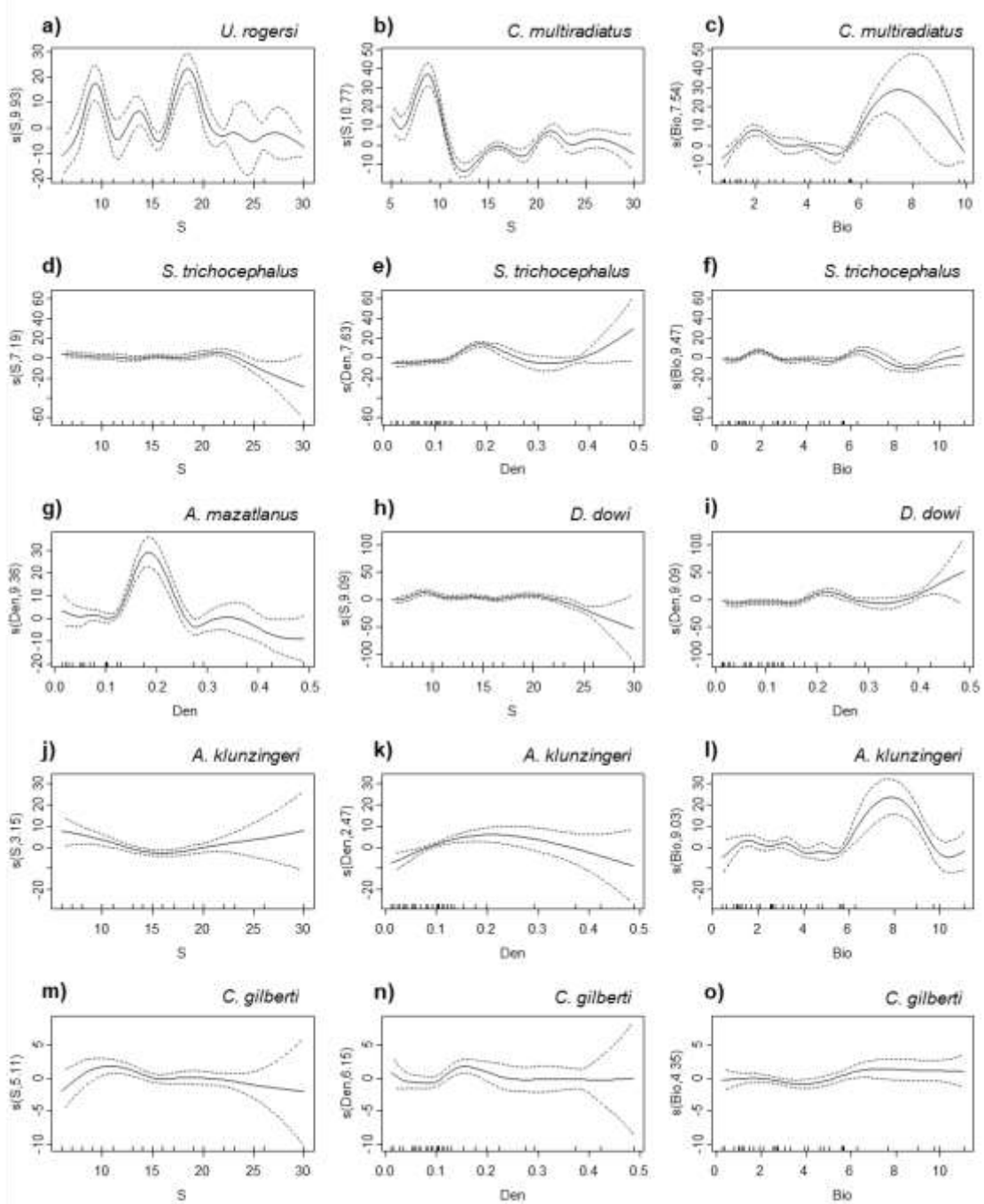
En cuanto a la interacción de los diferentes descriptores de la estructura de la comunidad sobre los FTBS de las especies de peces seleccionadas (GAM multivariado), el modelo propuesto para *U. rogersi* incluye únicamente el número de especies, con un ajuste no lineal (Tabla 4.5), observándose mayores FTBS cuando el número de especies fue de 8 a 10 y de 17 a 19 (Figura 4.4a). Por otra parte, para *C. multiradiatus* el modelo incluyó las variables número de especies y biomasa de manera no lineal y significativa (Tabla 4.5). Los FTBS fueron mayores cuando el número de especies estuvo entre 8 y 10 especies (Figura 4.4b) y la biomasa entre 7 y 9 g m<sup>-2</sup> (Figura 4.4c). Para la especie *S. trichocephalus* el modelo incluyó las tres variables de manera no lineal y significativa (Tabla 4.5). Los FTBS disminuyeron cuando el número de especies fue mayor a 22 (Figura 4.4d), aumentaron cuando la densidad fue mayor a 0.4 individuos m<sup>-2</sup> (Figura 4e) y presentó leves aumentos cuando la biomasa presentó valores cercanos a 2 y 6 g m<sup>-2</sup> o fue mayor a 10 g m<sup>-2</sup> (Figura 4.4f). Por su parte, los FTBS para la especie *A. mazatlanus* fueron explicados por las variables número de especies (lineal, no significativa) y densidad (no lineal) (Tabla 4.5), observándose los mayores FTBS cuando la densidad fue cercana a 0.18 individuos m<sup>-2</sup> (Figura 4.4g).

Los FTBS para la especie *D. dowi* se correlacionaron con el número de especies y la densidad de manera no lineal y significativa (Tabla 4.5). Los FTBS disminuyeron cuando el número de especies fue mayor a 22 (Figura 4.4h) y aumentaron cuando la densidad fue mayor a 0.4 individuos m<sup>-2</sup> (Figura 4.4i). Por otra parte, para los FTBS de la especie *A. klunzingeri* el modelo incluyó las tres variables descriptoras de la estructura de la comunidad de manera no lineal y significativa (Tabla 4.5). Los FTBS presentaron un leve aumento cuando el número de especies fue menor a 10 especies o mayor a 20 especies (Figura 4.4j), fueron mayores cuando se presentaron valores intermedios de densidad, entre 0.1 y 0.3 individuos m<sup>-2</sup> (Figura 4.4k) y también fueron altos cuando la biomasa estuvo entre 7 y 9 g m<sup>-2</sup> (Figura 4.4l). Finalmente, los FTBS de la especie *C. gilberti* se modelaron incluyendo las variables número de especies, densidad y biomasa con un ajuste no lineal significativo (Tabla 4.5). Para esta especie, en los FTBS no se observaron tendencias claras de correlación con los descriptores de la estructura de la comunidad, pese a ser significativos para el modelo. Los FTBS permanecieron casi constantes independientemente de las variaciones en el número de especies, densidad y biomasa (Figura 4.4m-o).

Tabla 4.5. Influencia conjunta de descriptores de la estructura de la comunidad sobre los FTBS en especies de peces representativas, usando análisis Step GAM. Número de especies, Densidad y Biomasa. Los valores entre paréntesis representan correlaciones lineales. Los asteriscos señalan las variables estadísticamente significativas en los modelos ( $p < 0.05^*$ ,  $p < 0.01^{**}$  y  $p < 0.001^{***}$ ).

	n	R <sup>2</sup> Ajustado	Variación explicada (%)	AIC	Coeficiente o grado del polinomio		
					Número de especies	Densidad	Biomasa
<i>Urotrygon rogersi</i>	129	0.437	48.1	945.798	9.93***	-	-
<i>Cathorops multiradiatus</i>	103	0.855	88.1	485.528	10.77***	-	7.54***
<i>Sphoeroides trichocephalus</i>	224	0.725	75.5	1102.853	7.19***	7.63***	9.47***
<i>Achirus mazatlanus</i>	69	0.593	65.5	365.880	(0.59)	9.36***	-
<i>Daector dowi</i>	69	0.698	77.9	351.973	9.09***	9.09***	-
<i>Achirus klunzingeri</i>	126	0.431	49.8	714.303	3.15**	2.47**	9.03***
<i>Citharichthys gilberti</i>	199	0.317	37.1	784.671	5.11**	6.15**	4.35*

Figura 4.4 Influencia no lineal significativa de descriptores de la estructura de la comunidad sobre los FTBS usando análisis GAM multivariados. El eje y representa los FTBS bajo una función suavizada de los descriptores de la estructura de la comunidad: Número de especies ( $S$ ), Densidad ( $Den$ ) y Biomasa ( $Bio$ ). Las líneas punteadas muestran un rango de dos errores estándar. Las marcas de graduación intermedias en el eje  $x$  representan los datos observados



## 4.4 Discusión

### 4.4.1 Estructura de la comunidad de peces

En el estuario Bahía de Buenaventura 14 especies representaron el 90% de la densidad total de peces. Esta dominancia se ha observado también en otros estuarios tropicales de América (Shervette *et al.* 2007; Feutry *et al.* 2010; Vilar *et al.* 2013) y en la Bahía de Buenaventura (Molina *et al.* 2020) y puede estar relacionado con la mejor adaptación de algunas especies de peces a las fuertes variaciones ambientales y la amplia oferta de recursos como alimento y refugio que ofrecen los estuarios (Whitfield 1999). Así mismo, la especie dominante por su abundancia fue *S. trichocephalus*, probablemente por su amplia tolerancia a variaciones ambientales y por su preferencia por condiciones ambientales comunes en la Bahía de Buenaventura, como los fondos blandos y aguas turbias (Nelson 2006; Robertson and Allen 2015), lo cual ha sido reportado en otros estudios para este estuario (Duque *et al.* 2020). Por otra parte, la especie dominante por su biomasa fue *U. rogersi*, principalmente en la zona externa del estuario con influencia de los ríos. Esta dominancia puede relacionarse con el suministro de recursos asociada a la descarga de los ríos y la oferta de alimento (Gamboa-García *et al.* 2018; Molina *et al.* 2020).

Las variables indicadoras de la estructura del ensamblaje de peces (número de especies, densidad y biomasa de todas las especies, en función de las áreas y épocas de muestreo) presentaron patrones de variación espaciales similares, observándose los mayores valores en las áreas de muestreo con influencia de los ríos. Este patrón de variación puede relacionarse con la adaptación de los organismos estuarinos a cambios ambientales, en la salinidad y los sólidos suspendidos, que se intensifican en puntos de mayor mezcla de aguas como la desembocadura de los ríos (Shervette *et al.* 2007; Feutry *et al.* 2010; Day *et al.* 2012; Vilar *et al.* 2013; Chakraborty *et al.* 2019). Así mismo, debido a variaciones ambientales, en diferentes estuarios se han registrado cambios en la oferta recursos que pueden influir en la estructura de los ensamblajes de peces (Nagelkerken *et al.* 2008; Lima *et al.* 2015; Amorim *et al.* 2017). Para la Bahía de Buenaventura se ha reportado la influencia de la calidad del agua sobre el número de especies, la densidad y la biomasa del ensamblaje de peces (Duque *et al.* 2020) y variaciones en el ensamblaje de peces a lo largo del gradiente ambiental de este estuario (Molina *et al.* 2020).

### 4.4.2 Bioacumulación de HgT en peces

Los valores promedio de los FTBS en las siete especies analizadas estuvieron entre 2.4 y 12.7 en este estudio, los cuales, al ser mayores a 1 demuestran que el proceso de bioacumulación de HgT se

está dando en el estuario Bahía de Buenaventura (Rashed 2001; Polak-Juszczak 2012), pudiendo ocurrir a partir de concentraciones de HgT bajas en sedimentos. El proceso de bioacumulación de HgT puede estar siendo influenciado por la presencia de HgT en el ambiente y su biodisponibilidad, los patrones de historia de vida de los peces y por la biomagnificación a través de la estructura de la red trófica (Burkhard 2003; Arnot and Gobas 2006; Burkhard *et al.* 2012), siendo un proceso complejo que debe ser analizado separadamente para cada especie. Esta complejidad se puede observar en que el orden de los valores de FTBS no corresponden a los niveles tróficos, tallas y pesos de las especies de peces, pudiendo ser importantes las variaciones ambientales, la toxicocinética y los hábitos tróficos de cada especie, relacionados con la estructura de la comunidad, en los procesos de bioacumulación (Chumchal *et al.* 2010; Dang and Wang 2012; Ahonen *et al.* 2018; Fonseca *et al.* 2019; Le Croizier *et al.* 2019).

Así mismo, se observó que el proceso de transferencia de HgT de los sedimentos a los peces fue más eficiente en época seca (a excepción de *D. dowi*) y en la zona externa del estuario. Este patrón espacial y temporal puede estar relacionado principalmente con la menor concentración de MO en sedimento en la época seca y en la parte externa del estuario (Gamboa-García *et al.* 2018, 2020), lo cual reduce la fuerza que une los complejos MO-Hg, (Lacerda and Fitzgerald 2001; Han *et al.* 2006; Azaroff *et al.* 2019; He *et al.* 2019) y con fluctuaciones en la salinidad que favorecen la formación de complejos cloro-Hg, beneficiando la biodisponibilidad del Hg (Morel *et al.* 1998). Por esto, se observa una relación inversa entre la cantidad de MO y el FTBS (Chen *et al.* 2009). El aumento en la eficiencia del proceso de bioacumulación cuando la MO es menor se ha observado en macroinvertebrados de la Bahía de Buenaventura (Gamboa-García *et al.* 2020). Adicionalmente, para la Bahía de Buenaventura se han reportado efectos de la contaminación por mercurio en peces (Duque and Cogua 2016) y acumulación de mercurio en aves marinas (Gamboa-García *et al.* 2019), comprobando que el proceso de bioacumulación se está dando en este estuario.

#### **4.4.3 Influencia de la estructura de la comunidad sobre la eficiencia de la bioacumulación de mercurio en peces**

La evaluación del proceso de bioacumulación a través de los análisis GAM univariados y multivariados mostraron la influencia de diferentes combinaciones de descriptores de la estructura de la comunidad sobre los FTBS de las especies seleccionadas. Esto puede indicar que la influencia de la estructura de la comunidad es compleja y puede representar las variaciones en las rutas de flujo de mercurio utilizadas de una especie a otra. Estas variaciones específicas para cada especie se pueden asociar a variaciones en las condiciones que determinan la biodisponibilidad (He *et al.* 2019;

Padalkar *et al.* 2019), en las concentraciones iniciales de mercurio (Chumchal *et al.* 2008; van der Velden *et al.* 2013; Fonseca *et al.* 2019) y a diferencias tróficas (Power *et al.* 2002; Cogua 2011; Adams and Paperno 2012; Le Croizier *et al.* 2019). Las diferencias tróficas influyen en la dinámica del mercurio en los ecosistemas, ya que una vez este elemento empieza a bioacumularse, se acepta que su dinámica es controlada principalmente por las relaciones tróficas (Morel *et al.* 1998; Díaz *et al.* 2001; Chapman 2002; Schmitt-Jansen *et al.* 2008; Beyer *et al.* 2014), las cuales a su vez dependen de la estructura de la comunidad debido a cambios en la composición y abundancia relativa de especies, migraciones, eventos de reclutamiento y variaciones en las tasas de crecimiento poblacional (Lindeman 1942; Paine 1980; Day *et al.* 2012).

La especie de raya *U. rogersi*, presentó los mayores FTBS en la época seca y en la parte externa del estuario. Adicionalmente, la mayor influencia individual significativa sobre los FTBS fue de la variable número de especies, la cual fue la única variable incluida por el modelo multivariado. Espacial y temporalmente los mayores FTBS pueden relacionarse con una mayor biodisponibilidad de HgT mediada por menores concentraciones de MO (Lacerda and Fitzgerald 2001; Han *et al.* 2006; Azaroff *et al.* 2019; He *et al.* 2019). La biodisponibilidad permite que en ecosistemas estuarinos, a partir de concentraciones iniciales pequeñas de HgT, puedan encontrarse altas concentraciones en niveles tróficos superiores, mediadas por la biomagnificación (Morel *et al.* 1998; Zolfaghari *et al.* 2009; Tadiso *et al.* 2011). La influencia de la biodisponibilidad en la acumulación de HgT puede evidenciarse en que los mayores FTBS se observaron asociados a menores concentraciones de HgT en macroinvertebrados (Gamboa-García *et al.* 2020), que son parte de la dieta de *U. rogersi*. El efecto de la biodisponibilidad se ha observado en la Bahía de Buenaventura, en donde se ha reportado la relación inversa entre la MO y el HgT en sedimentos con la acumulación de HgT en organismos (Gamboa-García *et al.* 2018, 2020).

Por otra parte, el aumento de los FTBS cuando el número de especies fue intermedio o bajo y la disminución de los FTBS cuando aumento el número de especies, puede indicar que el aumento en el número de especies disminuye la eficiencia de la transferencia de HgT del sedimento a los individuos de *U. rogersi*. Esta disminución puede estar asociada a la variabilidad en la capacidad que tiene cada especie de acumular HgT (Power *et al.* 2002; Goto and Wallace 2009; Adams *et al.* 2010; Rizzo *et al.* 2011; Adams and Paperno 2012; Bisi *et al.* 2012) y que las respuestas ante perturbaciones son específicas para cada especie, por lo cual aumenta con el número de especies (Wohl *et al.* 2004; Valone and Barber 2008), pudiendo la variedad de respuestas ante perturbaciones mejorar la respuesta de los ecosistemas a impactos (McNaughton 1977; Naeem *et al.* 1999; Covich *et al.* 2004; Ieno *et al.* 2006). Adicionalmente, el aumento en el número de especies puede generar

un aumento en las posibles rutas tróficas para la transferencia de mercurio, pudiendo generarse procesos de dilución trófica por transferencia a cadenas tróficas pelágicas. Finalmente, cabe mencionar que el FTBS en este estudio para *U. rogersi* fue menor al registrado para otra especie de raya de la familia Urotrygonidae en la Bahía de San Diego (Bay *et al.* 2016).

La especie *C. multiradiatus* presentó los mayores FTBS en la época seca y en la parte externa del estuario. Así mismo, se observó la mayor influencia individual significativa sobre los FTBS de *C. multiradiatus* por la variable número de especies, sin embargo, el modelo multivariado incluyó las variables número de especies y biomasa. Las variaciones en los FTBS espaciales y temporales de la especie *C. multiradiatus* presentaron un patrón similar al de *U. rogersi* y puede explicarse por la biodisponibilidad mediada por menores concentraciones de MO (Lacerda and Fitzgerald 2001; Han *et al.* 2006; Azaroff *et al.* 2019; He *et al.* 2019). Adicionalmente, los FTBS altos en comparación a las otras especies analizadas se asociaron a bajas concentraciones de HgT en sedimentos, de manera similar a lo registrado para otras especies de la familia Ariidae en estuarios de Brasil, en donde mayores acumulaciones de HgT en músculo se presentaron en áreas con menor concentración de HgT en sedimentos (Azevedo *et al.* 2009; Pecoraro *et al.* 2019). Los mayores FTBS en la parte externa del estuario contrastan con bajas concentraciones de HgT en macroinvertebrados bentónicos registrados para Buenaventura (Panesso 2017), que son preses importantes para *C. multiradiatus* en este estuario (Gallego 2018). Esto podría indicar que esta especie tiende a bioacumular mercurio fácilmente.

Por otra parte, para el bagre *C. multiradiatus* el aumento en el número de especies tiene un efecto favorable al reducir los FTBS, observándose que cuando se presentan números de especies bajos, hay mayores FTBS y cuando el número de especies aumenta, disminuyen los FTBS. Esto podría ser explicado por la hipótesis del seguro (insurance hypothesis), según la cual, la biodiversidad protege al ecosistema garantizando la continuidad de sus procesos funcionales y permitiéndole recuperarse al ser perturbado (McNaughton 1977; Naeem *et al.* 1999; Yachi and Loreau 1999; Bouvier *et al.* 2012). En este caso, por las capacidades diferenciales en la bioacumulación de cada especie (Power *et al.* 2002; Goto and Wallace 2009; Adams and Paperno 2012), puede mejorar la respuesta de los ecosistemas a impactos (Covich *et al.* 2004; Ieno *et al.* 2006), observándose una disminución en los FTBS. Esto podría estar relacionado con la transferencia de mercurio a cadenas tróficas pelágicas al aumentar el número de interacciones tróficas, como resultado del aumento del número de especies presentes en el estuario.

Así mismo, el aumento de los FTBS en *C. multiradiatus* cuando la biomasa fue mayor, podría relacionarse con el aumento del ingreso a la red trófica y de la transferencia de mercurio asociada a los procesos de producción primaria y secundaria, necesarios para un aumento en la biomasa. Esto ha sido observado en experimentos en los que el flujo de mercurio aumenta por efectos Botton-up, a través del aumento en la biomasa (Jones *et al.* 2013). Resultados similares se han reportados para comunidades bentónicas de estuarios impactados, registrándose mayor biodisponibilidad de HgT para redes tróficas bentónicas asociada a mayores densidades y biomasa (Goto and Wallace 2009). El FTBS para *C. multiradiatus* fue el segundo más alto en este estudio, lo cual concuerda con lo reportado para *Cathorops mapale* en la Bahía de Cartagena, en donde fue la especie con el mayor Factor de Biomagnificación de HgT (Cogua 2011) y podría indicar que el género *Cathorops* es sensible a la contaminación por mercurio.

Los FTBS en la especie *S. trichocephalus* fueron mayores en época seca y en la parte externa del estuario. Así mismo, la densidad fue la variable con mayor correlación individual con los FTBS en esta especie, sin embargo, el modelo multivariado incluyó los tres descriptores de la estructura de la comunidad (número de especies, densidad y biomasa) como significativos para explicar las variaciones en los FTBS. Las variaciones espaciales y temporales de los FTBS pueden explicarse principalmente por aumentos en la biodisponibilidad del HgT asociados a menores concentraciones de MO (Azaroff *et al.* 2019; He *et al.* 2019), que permiten alcanzar concentraciones altas de HgT en peces a partir de concentraciones bajas en el sedimento (Morel *et al.* 1998; Tadiso *et al.* 2011), de manera similar a las especies anteriormente analizadas. Adicionalmente, los mayores FTBS registrados en la época seca y la parte externa del estuario coinciden con el aumento de la abundancia de macroinvertebrados en las mismas épocas y áreas del estuario (Gamboa-García *et al.* 2018), que son presas preferidas de *S. trichocephalus* (Robertson and Allen 2015), lo cual puede corresponder al papel clave que tienen los macroinvertebrados en la transferencia de HgT del sedimento a niveles tróficos superiores (Henderson *et al.* 2012).

Por otra parte, la especie *S. trichocephalus* presentó una disminución de los FTBS cuando aumento el número de especies, lo cual sugiere que el aumento en el número de especies disminuye la eficiencia de la transferencia de HgT del sedimento a los individuos, de forma similar a lo observado para las especies anteriores. Esto puede explicarse porque un aumento en el número de especies genera un aumento en la variedad de respuestas a la contaminación por mercurio, relacionadas a las características toxicocinéticas específicas de cada especie (Goto and Wallace 2009; Cogua 2011; Adams and Paperno 2012). Así mismo, el aumento en el número de especies puede dar lugar a procesos dilución trófica al generarse nuevas rutas tróficas que permitan la transferencia de una parte

del mercurio a redes tróficas pelágicas. En diferentes ecosistemas se ha reportado que la variedad de respuestas individuales puede mejorar la respuesta general de los ecosistemas a impactos (Covich *et al.* 2004; Ieno *et al.* 2006), como se observa en este estudio para la contaminación por mercurio. Esto se ha observado en comunidades de microorganismos en experimentos de microcosmos, en las que aumentos en el número de especies disminuyen la eficiencia de la transferencia de HgT (von Canstein *et al.* 2002). Adicionalmente, se observó un aumento en los FTBS cuando aumento la densidad de individuos. Esta relación puede representar el aumento del flujo de mercurio asociado al aumento de organismos, por el incremento de los procesos de producción secundaria (Jones *et al.* 2013), lo cual concuerda con los reportado en otros estuarios, en donde mayores densidades de individuos se asocian con aumentos en la biodisponibilidad de HgT (Goto and Wallace 2009).

La especie *A. mazatlanus* presentó los mayores FTBS en la época seca y en la parte externa del estuario. Adicionalmente, la mayor influencia individual significativa sobre los FTBS fue de la densidad, la cual fue la única variable incluida por el modelo multivariado como significativa. Las variaciones de los FTBS entre épocas y áreas de muestreo pueden relacionarse con aumentos en la biodisponibilidad del HgT asociados a menores concentraciones de MO (Azaroff *et al.* 2019; He *et al.* 2019), como se ha discutido para otras especies de este estudio.

Por otra parte, se observó un aumento de los FTBS asociados a densidades intermedias-bajas y una disminución de los FTBS cuando aumento la densidad, lo cual puede estar relacionado con cambios tróficos inducidos por la variación en la oferta de presas para *A. mazatlanus*, que en la Bahía de Buenaventura se alimenta principalmente de peces y detritus (Tafurt 2020). Cuando se reduce la densidad de peces en el estuario posiblemente *A. mazatlanus* se alimenta de las especies que permanecen con mayor abundancia, las cuales, dependiendo de su contenido de HgT pueden aumentar la bioacumulación en los organismos que las consuman. Por otra parte, al aumentar la densidad de peces *A. mazatlanus* podría diversificar su dieta, incluyendo especies que no acumulan HgT tan eficientemente. Esto concuerda con lo reportado para diferentes ecosistemas acuáticos, en los cuales cambios en el tipo y cantidad de ítems alimentarios dentro de un mismo nivel trófico influyen en la bioacumulación de mercurio, sin generar cambios en el nivel trófico (Cogua 2011; Rizzo *et al.* 2011; Adams and Paperno 2012).

Por su parte, la especie *D. dowi* presentó los mayores FTBS en la época lluvia, a diferencia de las demás especies en este estudio y en la parte externa del estuario. Adicionalmente, no presentó correlaciones individuales significativas con ninguna de la variables descriptoras de la estructura de la comunidad, sin embargo, el modelo multivariado incluyó como significativas las variables número

de especies y densidad. Temporalmente, los mayores FTBS registrados para *D. dowi* en la época de lluvia puede asociarse con la mayor concentración de HgT en peces y crustáceos en esta misma época (Gamboa-García *et al.* 2020), los cuales son sus presas principales en la Bahía de Buenaventura (Klusmann 2018). Adicionalmente, otro factor que puede estar relacionado es la mayor concentración de HgT en sedimentos en época de lluvia, asociados al aumento de la descarga de los ríos y la escorrentía (Kehrig *et al.* 2003; Saniewska *et al.* 2018). Este patrón temporal ha sido registrado para otras especies de la familia Batrachoididae, que presentaron mayor contenido de HgT en época de lluvia (Bisi *et al.* 2012).

Espacialmente, los mayores FTBS pueden explicarse por los aumentos en la biodisponibilidad del HgT asociados a menores concentraciones de MO (Azaroff *et al.* 2019; He *et al.* 2019), como es común para todas las especies analizadas. Por otra parte, la disminución en los FTBS de la especie *D. dowi* cuando aumenta el número de especies, puede indicar que el aumento en el número de especies disminuye la eficiencia de la transferencia de HgT del sedimento a los individuos de esta especie. Esta reducción en la eficiencia de transferencia posiblemente esté relacionada con el aumento en la variedad de respuestas a la contaminación por mercurio (Goto and Wallace 2009; Cogua 2011; Adams and Paperno 2012), lo cual puede mejorar la respuesta del ecosistema a la contaminación por mercurio. Esto se ha registrado para diferentes impactos en diferentes tipos de ecosistemas (von Canstein *et al.* 2002; Covich *et al.* 2004; Ieno *et al.* 2006). Así mismo, el aumento de los FTBS cuando aumentó la densidad, de manera similar a lo observado para *S. trichocephalus*, puede explicarse por el aumento del flujo de mercurio asociado al transporte de masa y energía necesarios para la producción de nuevos individuos (Jones *et al.* 2013).

Los FTBS en la especie *A. klunzingeri* fueron mayores en época seca y en la parte externa del estuario. Así mismo, la densidad fue la variable con mayor correlación individual con los FTBS en *A. klunzingeri*. Sin embargo, el modelo multivariado incluyó los tres descriptores de la estructura de la comunidad (número de especies, densidad y biomasa) como significativos para explicar las variaciones en los FTBS. De manera similar a la mayoría de las especies en este estudio, las variaciones espaciales y temporales de los FTBS pueden explicarse por aumentos en la biodisponibilidad del HgT asociados a menores concentraciones de MO (Azaroff *et al.* 2019; He *et al.* 2019), que permiten alcanzar concentraciones altas de HgT en peces a partir de concentraciones bajas en el sedimento (Morel *et al.* 1998; Tadiso *et al.* 2011).

Por otra parte, los FTBS en *A. klunzingeri* aumentaron cuando el número de especie fue alto, contrario a lo observado para las especies *U. rogersi*, *S. multiradiatus*, *S. trichocephalus* y *D. dowi*,

en las cuales el FTBS disminuyó al aumentar el número de especies. Esto podría explicarse por cambios en la alimentación de *A. klunzingeri*, que en la Bahía de Buenaventura se alimenta principalmente de peces y crustáceos (Taufert 2020). Esta especie puede consumir una mayor proporción de peces cuando aumenta la cantidad de especies de peces disponibles, acumulando mayores cantidades de HgT, que cuando se alimenta de crustáceos. Por otra parte, se observó una disminución de los FTBS cuando aumentó la densidad, que podría estar relacionada con cambios en la composición de la dieta que influyen en la bioacumulación de HgT en peces (Cogua 2011; Rizzo *et al.* 2011; Adams and Paperno 2012). En este caso, la disminución en los FTBS cuando aumenta la densidad, posiblemente responda a la inclusión de especies con menores contenidos de mercurio en la dieta de *A. klunzingeri* al aumentar su cantidad y ser más fácil su captura. Adicionalmente, el aumento de los FTBS cuando se presentaron biomásas altas, posiblemente se relacionen con la aceleración del flujo de mercurio asociado a los procesos de producción secundaria (Jones *et al.* 2013), a través de los cuales el mercurio entra a las redes tróficas.

Finalmente, la especie *C. gilberti* presentó los mayores FTBS en la época seca y en la parte externa del estuario. Así mismo, la densidad fue la variable con mayor correlación individual con los FTBS para *C. gilberti*. Sin embargo, el modelo multivariado incluyó los tres descriptores de la estructura de la comunidad como significativos para explicar las variaciones en los FTBS. Esta especie fue la que presentó el menor FTBS y el menor ajuste por el modelo multivariado de las especies incluidas en este estudio. Espacial y temporalmente las variaciones de los FTBS pueden explicarse por aumentos en la biodisponibilidad del HgT asociados a menores concentraciones de MO (Azaroff *et al.* 2019; He *et al.* 2019), como se observó para la mayoría de especies analizadas. Por otra parte, pese a que el modelo multivariado incluyó el número de especies, la densidad y la biomasa como significativas, no se observó una influencia clara de estas variables sobre los FTBS, los cuales permanecieron casi constantes pese a las variaciones en los descriptores de la estructura de la comunidad, posiblemente por el menor ajuste del modelo para esta especie. Estos resultados pueden indicar que en *C. gilberti* se presenta una mayor influencia de otros factores que controlan el flujo de mercurio, que de la estructura de la comunidad. Dentro de los factores que pueden estar influenciando la bioacumulación de HgT en esta especie pueden estar las concentraciones iniciales de HgT en el ambiente, como se ha observado en diferentes estudios (Chumchal *et al.* 2008; Bisi *et al.* 2012; van der Velden *et al.* 2013; Zhang *et al.* 2014; Zillioux 2015). Así mismo, la biodisponibilidad, mediada por variaciones ambientales, también puede influenciar la bioacumulación de HgT (He *et al.* 2019; Chen *et al.* 2019, 2020).

## 4.5 Conclusiones

El estuario Bahía de Buenaventura presentó variaciones en el ensamblaje de peces relacionados con los gradientes ambientales estuarinos, observándose los mayores valores de número de especies, densidad y biomasa en zonas con mayor influencia de ríos. Así mismo, para las siete especies analizadas se determinaron FTBS mayores a uno, lo cual indica que el proceso de bioacumulación está ocurriendo en este estuario. Adicionalmente, se observó que el proceso de transferencia de HgT de los sedimentos a los peces fue más eficiente en época seca y en la parte externa del estuario. Por otra parte, a partir del análisis de las correlaciones entre los descriptores de la estructura de la comunidad y los FTBS se propusieron tres tipos de interacción: 1) asociados a la variedad de respuestas a la contaminación por mercurio y a la dilución trófica, observadas cuando los FTBS disminuyeron al aumentar el número de especies; 2) por el aumento en el transferencia de mercurio, observadas cuando los FABS fueron mayores al aumentar la densidad y la biomasa; y 3) por posibles variaciones tróficas, observadas cuando los FTBS disminuyeron al aumentar la densidad.

La variedad de respuestas a la contaminación por mercurio y de posibles rutas tróficas fue influyente para las especies *U. rogersi*, *C. multiradiatus*, *S. trichocephalus* y *D. dowi*. El aumento en la transferencia de mercurio fue influyente para las especies *C. multiradiatus*, *S. trichocephalus*, *D. dowi* y *A. klunzingeri*. Las posibles variaciones tróficas fueron influyentes para las especies *A. mazatlanus* y *A. klunzingeri*. Finalmente, para la especie *C. gilberti* no se observó una influencia clara de los descriptores de la estructura de la comunidad. La influencia de diferentes combinaciones de descriptores de la estructura de la comunidad sobre los FTBS de las especies seleccionadas indica que la influencia de la estructura de la comunidad es compleja y puede representar variaciones en los procesos de bioacumulación de mercurio de una especie a otra.

## 4.6 Bibliografía

- Adams DH, Paperno R (2012) Stable isotopes and mercury in a model estuarine fish: Multibasin comparisons with water quality, community structure, and available prey base. *Sci Total Environ* 414:445–455. doi: 10.1016/j.scitotenv.2011.10.014
- Adams DH, Sonne C, Basu N, et al (2010) Mercury contamination in spotted seatrout, *Cynoscion nebulosus*: An assessment of liver, kidney, blood, and nervous system health. *Sci Total Environ* 408:5808–5816. doi: 10.1016/j.scitotenv.2010.08.019
- Ahonen SA, Hayden B, Leppänen JJ, Kahilainen KK (2018) Climate and productivity affect total mercury concentration and bioaccumulation rate of fish along a spatial gradient of subarctic lakes. *Sci Total Environ* 637–638:1586–1596. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.04.436
- Amorim E, Ramos S, Elliott M, et al (2017) Habitat loss and gain : Influence on habitat

- attractiveness for estuarine fish communities. *Estuar Coast Shelf Sci* 197:244–257. doi: 10.1016/j.ecss.2017.08.043
- Amorós R, Murcia M, Ballester F, et al (2018) Selenium status during pregnancy: Influential factors and effects on neuropsychological development among Spanish infants. *Sci Total Environ* 610–611:741–749. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.08.042
- Andersen JL, Depledge MH (1997) A survey of total mercury and methylmercury in edible fish and invertebrates from Azorean waters. *Mar Environ Res* 44:331–350. doi: 10.1016/S0141-1136(97)00011-1
- Anderson M, Gorley RN, Clarke KR (2008) PERMANOVA + for PRIMER Guide to Software and Statistical Methods. PRIMER-E. PRIMER-E Ltd., Plymouth, UK
- Anderson MJ (2017) Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA). In: Wiley StatsRef: Statistics Reference Online. John Wiley & Sons, Ltd, Chichester, UK, pp 1–15
- Anderson MJ (2005) PERMANOVA Permutational multivariate analysis of variance. *Austral Ecol* 1–24. doi: 10.1139/cjfas-58-3-626
- Arnot JA, Gobas FAPC (2006) A review of bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) assessments for organic chemicals in aquatic organisms. *Environ Rev* 14:257–297. doi: 10.1139/A06-005
- Azaroff A, Tessier E, Deborde J, et al (2019) Mercury and methylmercury concentrations, sources and distribution in submarine canyon sediments (Capbreton, SW France): Implications for the net methylmercury production. *Sci Total Environ* 673:511–521. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.04.111
- Azevedo JS, Fernandez WS, Farias LA, et al (2009) Use of *Cathorops spixii* as bioindicator of pollution of trace metals in the Santos Bay, Brazil. *Ecotoxicology* 18:577–586. doi: 10.1007/s10646-009-0315-4
- Bank M (2012) *Mercury in the Environment*. University of California Press
- Barletta M, Lima ARA (2019) Systematic Review of Fish Ecology and Anthropogenic Impacts in South American Estuaries: Setting Priorities for Ecosystem Conservation. *Front Mar Sci* 6: doi: 10.3389/fmars.2019.00237
- Bay SM, Greenstein D, Parks AN, Zeeman C (2016) *Assessment of Bioaccumulation in San Diego Bay*. U.S. Fish & Wildlife Service, San Diego, California
- Beyer J, Petersen K, Song Y, et al (2014) Environmental risk assessment of combined effects in aquatic ecotoxicology: A discussion paper. *Mar Environ Res* 96:81–91. doi: 10.1016/j.marenvres.2013.10.008
- Bisi TL, Lepoint G, Azevedo ADF, et al (2012) Trophic relationships and mercury biomagnification in Brazilian tropical coastal food webs. *Ecol Indic* 18:291–302. doi: 10.1016/j.ecolind.2011.11.015
- Boeing DW (2000) Ecological effects, transport, and fate of mercury: A general review. *Chemosphere* 40:1335–1351. doi: 10.1016/S0045-6535(99)00283-0
- Bouvier T, Venail P, Pommier T, et al (2012) Contrasted effects of diversity and immigration on

- ecological insurance in marine bacterioplankton communities. *PLoS One* 7:1–9. doi: 10.1371/journal.pone.0037620
- Bowles KC, Apte SC, Maher WA, et al (2001) Bioaccumulation and biomagnification of mercury in Lake Murray, Papua New Guinea. *Can J Fish Aquat Sci* 58:888–897. doi: 10.1139/cjfas-58-5-888
- Bowling AM, Hammerschmidt CR, Oris JT (2011) Necrophagy by a benthic omnivore influences biomagnification of methylmercury in fish. *Aquat Toxicol* 102:134–141. doi: 10.1016/j.aquatox.2011.01.006
- Box GE, Cox DR (1964) An Analysis of Transformations. *J R Stat Soc Ser B* 26:211–252
- Burkhard L (2009) Estimation of Biota Sediment Accumulation Factor (BSAF) from Paired Observations of Chemical Concentrations in Biota and Sediment. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH
- Burkhard LP (2003) Factors influencing the design of bioaccumulation factor and biota-sediment accumulation factor field studies. *Environ Toxicol Chem* 22:351–360. doi: 10.1897/1551-5028(2003)022<0351:FITDOB>2.0.CO;2
- Burkhard LP, Arnot JA, Embry MR, et al (2012) Comparing laboratory- and field-measured biota-sediment accumulation factors. *Integr Environ Assess Manag* 8:32–41. doi: 10.1002/ieam.218
- Cabana G, Rasmussen JB (1994) Modelling food chain structure and contaminant bioaccumulation using stable nitrogen isotopes. *Nature* 372:255–257
- Cantera JR, Blanco JF (2001) The Estuary Ecosystem of Buenaventura Bay, Colombia. In: Seeliger U, Kjerfve B (eds) *Coastal Marine Ecosystems of Latin America*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp 265–280
- Chakraborty P, Jayachandran S, Lekshmy J, et al (2019) Seawater intrusion and resuspension of surface sediment control mercury (Hg) distribution and its bioavailability in water column of a monsoonal estuarine system. *Sci Total Environ* 660:1441–1448. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.12.477
- Chapman PM (2002) Integrating toxicology and ecology: Putting the “eco” into ecotoxicology. *Mar Pollut Bull* 44:7–15. doi: 10.1016/S0025-326X(01)00253-3
- Chen C-F, Ju Y-R, Chen C-W, Dong C-D (2019) The distribution of methylmercury in estuary and harbor sediments. *Sci Total Environ* 691:55–63. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.07.002
- Chen C-F, Ju Y-R, Lim YC, et al (2020) Dry and wet seasonal variation of total mercury, inorganic mercury, and methylmercury formation in estuary and harbor sediments. *J Environ Manage* 253:109683. doi: 10.1016/j.jenvman.2019.109683
- Chen C, Amirbahman A, Fisher N, et al (2008) Methylmercury in marine ecosystems: Spatial patterns and processes of production, bioaccumulation, and biomagnification. *Ecohealth* 5:399–408. doi: 10.1007/s10393-008-0201-1
- Chen CY, Dionne M, Mayes BM, et al (2009) Mercury bioavailability and bioaccumulation in estuarine food webs in the Gulf of Maine. *Environ Sci Technol* 43:1804–1810. doi: 10.1021/es8017122

- Chumchal MM, Drenner RW, Cross DR, Hambright KD (2010) Factors influencing mercury accumulation in three species of forage fish from Caddo Lake, Texas, USA. *J Environ Sci* 22:1158–1163. doi: 10.1016/S1001-0742(09)60232-1
- Chumchal MM, Drenner RW, Fry B, et al (2008) Habitat-Specific Differences in Mercury Concentration in a Top Predator from a Shallow Lake. *Trans Am Fish Soc* 137:195–208. doi: 10.1577/T07-009.1
- Clarke KR (1993) Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Austral Ecol* 18:117–143. doi: 10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x
- Clarke KR, Gorley RN (2015) *PRIMER v7: User Manual/Tutorial*. PRIMER-E Ltd., Plymouth, UK
- Clarke KR, Gorley RN, Somerfield PJ, Warwick RM (2014) *Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation*, 3rd editio. PRIMER-E Ltd., Plymouth, UK
- Coelho JP, Mieiro CL, Pereira E, et al (2013) Mercury biomagnification in a contaminated estuary food web: Effects of age and trophic position using stable isotope analyses. *Mar Pollut Bull* 69:110–115. doi: 10.1016/j.marpolbul.2013.01.021
- Cogua P (2011) Estudio comparativo del flujo de mercurio a través de redes detritívoras y planctívoras en un estuario tropical. Universidad Nacional de Colombia
- Costa MF, Landing WM, Kehrig HA, et al (2012) Mercury in tropical and subtropical coastal environments. *Environ Res* 119:88–100. doi: 10.1016/j.envres.2012.07.008
- Covich AP, Austen MC, Bärlocher F, et al (2004) The role of biodiversity in the functioning of freshwater and marine benthic ecosystems. *Bioscience* 54:767–775. doi: 10.1641/0006-3568(2004)054[0767:TROBIT]2.0.CO;2
- DANE (2005) Proyecciones de población. In: Dep. Adm. Nac. Estadística - DANE. <https://www.dane.gov.co/index.php/estadisticas-por-tema/demografia-y-poblacion/proyecciones-de-poblacion>. Accessed 29 May 2019
- Dang F, Wang WX (2012) Why mercury concentration increases with fish size? Biokinetic explanation. *Environ Pollut* 163:192–198. doi: 10.1016/j.envpol.2011.12.026
- Dauvin JC, Ruellet T (2009) The estuarine quality paradox: Is it possible to define an ecological quality status for specific modified and naturally stressed estuarine ecosystems? *Mar Pollut Bull* 59:38–47. doi: 10.1016/j.marpolbul.2008.11.008
- Day JW, Crump BC, Michael, Kemp W, Yáñez-Arancibia A (2012) *Estuarine Ecology*, Second Edi. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, NJ, USA
- de Souza JB, Reisen VA, Franco GC, et al (2018) Generalized additive models with principal component analysis: an application to time series of respiratory disease and air pollution data. *J R Stat Soc Ser C Appl Stat* 67:453–480. doi: 10.1111/rssc.12239
- Diaz JM (2007) *Deltas y Estuarios de Colombia*. Imprelibros S.A., Cali, Colombia
- Díaz O, Encina F, Chuecas L, et al (2001) Influencia de variables estacionales, espaciales, biológicas y ambientales en la bioacumulación de mercurio total y metilmercurio en *Tagelus*

- dombeii. *Rev Biol Mar Oceanogr* 36:15–29. doi: 10.4067/S0718-19572001000100003
- Djikanović V, Skorić S, Spasić S, et al (2018) Ecological risk assessment for different macrophytes and fish species in reservoirs using biota-sediment accumulation factors as a useful tool. *Environ Pollut* 241:1167–1174. doi: 10.1016/j.envpol.2018.06.054
- Duque G, Cogua P (2016) Mercurio en peces de la bahía de Buenaventura. *Ingenium* 10:11–17. doi: <https://doi.org/10.21774/ing.v10i29.696>
- Duque G, Gamboa-García DE, Molina A, Cogua P (2020) Effect of water quality variation on fish assemblages in an anthropogenically impacted tropical estuary, Colombian Pacific. *Environ Sci Pollut Res Online* Fir:14. doi: 10.1007/s11356-020-08971-2
- Elith J, Leathwick JR, Hastie T (2008) A working guide to boosted regression trees. *J. Anim. Ecol.* 77:802–813
- Engstrom DR (2007) Fish respond when the mercury rises. *Proc Natl Acad Sci* 104:16394–16395. doi: 10.1073/pnas.0708273104
- Evers D (2017) The effects of methylmercury on wildlife: A comprehensive review and approach for interpretation. Elsevier Inc.
- Feutry P, Hartmann HJ, Casabonnet H, Umaña G (2010) Preliminary analysis of the fish species of the Pacific Central American Mangrove of Zancudo, Golfo Dulce, Costa Rica. *Wetl Ecol Manag* 18:637–650. doi: 10.1007/s11273-010-9183-1
- Fischer W, Krupp F, Schneider W, et al (1995) Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico centro-oriental. Volumen II. Vertebrados - Parte I. FAO, Roma
- Fonseca VF, França S, Duarte B, et al (2019) Spatial variation in mercury bioaccumulation and magnification in a temperate estuarine food web. *Front Mar Sci* 6:1–11. doi: 10.3389/fmars.2019.00117
- Froese R, Pauly D (2017) Fishbase. In: World Wide Web Electron. Publ.
- Froese R, Pauly D (2019) Fishbase. World Wide Web electronic publication. In: [www.fishbase.org](http://www.fishbase.org)
- Gallego A (2018) Hábitos tróficos de *Cathorops multiradiatus* (Ariidae) en la Bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano. Universidad Nacional de Colombia, Sede Palmira
- Gamboa-García DE, Duque G, Cogua P (2018) Structural and compositional dynamics of macroinvertebrates and their relation to environmental variables in Buenaventura Bay. *Bull Mar Coast Res* 47:67–83. doi: 10.25268/bimc.invemar.2018.47.1.738
- Gamboa-García DE, Duque G, Cogua P, Freire M (2019) Mercurio total en Plumas de *Pelecanus occidentalis* en el Pacífico Vallecaucano. In: Comunidades Epistemológicas Tomo II: Investigando la actualidad desde diversas disciplinas. Editorial Universidad Santiago de Cali, pp 31–47
- Gamboa-García DE, Duque G, Cogua P, Marrugo-Negrete JL (2020) Mercury dynamics in macroinvertebrates in relation to environmental factors in a highly impacted tropical estuary: Buenaventura Bay, Colombian Pacific. *Environ Sci Pollut Res* 27:4044–4057. doi: 10.1007/s11356-019-06970-6

- Goto D, Wallace WG (2009) Biodiversity loss in benthic macroinfaunal communities and its consequence for organic mercury trophic availability to benthivorous predators in the lower Hudson River estuary, USA. *Mar Pollut Bull* 58:1909–1915. doi: 10.1016/j.marpolbul.2009.09.032
- Grant CJ, Lutz AK, Kulig AD, Stanton MR (2016) Fracked ecology: Response of aquatic trophic structure and mercury biomagnification dynamics in the Marcellus Shale Formation. *Ecotoxicology* 25:1739–1750. doi: 10.1007/s10646-016-1717-8
- Han S, Gill GA, Lehman RD, Choe KY (2006) Complexation of mercury by dissolved organic matter in surface waters of Galveston Bay, Texas. *Mar Chem* 98:156–166. doi: 10.1016/j.marchem.2005.07.004
- He M, Tian L, Braaten HFV, et al (2019) Mercury–Organic Matter Interactions in Soils and Sediments: Angel or Devil? *Bull Environ Contam Toxicol* 102:621–627. doi: 10.1007/s00128-018-2523-1
- Henderson BL, Chumchal MM, Drenner RW, et al (2012) Effects of fish on mercury contamination of macroinvertebrate communities of Grassland ponds. *Environ Toxicol Chem* 31:870–876. doi: 10.1002/etc.1760
- IDEAM (2016) Consulta y Descarga de Datos Hidrometeorológicos. In: Sist. Inf. para la gestión datos Hidrológicos y Meteorológicos – DHIME. <http://dhime.ideam.gov.co/atencionciudadano/>
- Ieno EN, Solan M, Batty P, Pierce GJ (2006) How biodiversity affects ecosystem functioning: roles of infaunal species richness, identity and density in the marine benthos. *Mar Ecol Prog Ser* 311 263–271. doi: 10.3354/meps311263
- Jæger I, Hop H, Gabrielsen GW (2009) Biomagnification of mercury in selected species from an Arctic marine food web in Svalbard. *Sci Total Environ* 407:4744–4751. doi: 10.1016/j.scitotenv.2009.04.004
- Jones TA, Chumchal MM, Drenner RW, et al (2013) Bottom-up nutrient and top-down fish impacts on insect-mediated mercury flux from aquatic ecosystems. *Environ Toxicol Chem* 32:612–618. doi: 10.1002/etc.2079
- Kehrig HA, Pinto FN, Moreira I, Malm O (2003) Heavy metals and methylmercury in a tropical coastal estuary and a mangrove in Brazil. *Org Geochem* 34:661–669. doi: 10.1016/S0146-6380(03)00021-4
- Klusmann M (2018) Hábitos tróficos de *Daector dowi* (batrachoididae) en la Bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano. Universidad Nacional de Colombia, Sede Palmira
- Krause KP, Wu C-L, Chu ML, Knouft JH (2019) Fish assemblage-environment relationships suggest differential trophic responses to heavy metal contamination. *Freshw Biol* 64:632–642. doi: 10.1111/fwb.13248
- Lacerda LD, Fitzgerald WF (2001) Biogeochemistry of mercury in wetlands. *Wetl Ecol Manag* 9:291–293. doi: 10.1023/A:1011851432573
- Le Croizier G, Schaal G, Point D, et al (2019) Stable isotope analyses revealed the influence of foraging habitat on mercury accumulation in tropical coastal marine fish. *Sci Total Environ*

650:2129–2140. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.09.330

- Lima ARA, Barletta M, Costa MF (2015) Seasonal distribution and interactions between plankton and microplastics in a tropical estuary. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 165:213–225
- Lindeman RL (1942) The trophic dynamics aspect of ecology. *Ecology* 23:399–418. doi: 10.1017/CBO9781107415324.004
- Lobo-Guerrero AL (1993) Hidrología e Hidrogeología de la región Pacífica colombiana. In: Leyva P (ed) Colombia-Pacífico, Tomo I. Banco de la Republica, Santafé de Bogotá, pp 122–134
- Loreau M, Naeem S, Inchausti P, et al (2001) Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science* 294:804–808. doi: 10.1126/science.1064088
- Loseto LL, Stern GA, Deibel D, et al (2008) Linking mercury exposure to habitat and feeding behaviour in Beaufort Sea beluga whales. *J Mar Syst* 74:1012–1024. doi: 10.1016/j.jmarsys.2007.10.004
- Marceniuk AP, Acero A, Cooke R, Betancur-R R (2017) Taxonomic revision of the New World genus *Ariopsis* Gill (Siluriformes: Ariidae), with description of two new species. *Zootaxa* 4290:1–42. doi: 10.11646/zootaxa.4290.1.1
- Marceniuk AP, Betancur-R R, Acero A (2009) A New Species of *Cathorops* (Siluriformes; Ariidae) from Mesoamerica, with Redescription of Four Species From the Eastern Pacific. *Bull Mar Sci* 85:245–280
- Martins ACB, Kinas PG, Marangoni JC, et al (2015) Medium- and long-term temporal trends in the fish assemblage inhabiting a surf zone, analyzed by Bayesian generalized additive models. *Aquat Ecol* 49:57–69. doi: 10.1007/s10452-015-9504-9
- McNaughton SJ (1977) Diversity and Stability of Ecological Communities: A Comment on the Role of Empiricism in Ecology. *Am Nat* 111:515–525. doi: 10.1086/283181
- Molina A, Duque G, Cogua P (2020) Influences of environmental conditions in the fish assemblage structure of a tropical estuary. *Mar Biodivers* 50:5. doi: 10.1007/s12526-019-01023-0
- Morel FMM, Kraepiel AML, Amyot M (1998) The Chemical Cycle and Bioaccumulation of Mercury. *Annu Rev Ecol Syst* 29:543–566. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.29.1.543
- Naeem S, Chapin FS, Constanza R, et al (1999) Biodiversity and ecosystem functioning: maintaining natural life support processes. *Issues Ecol* 1–13. doi: 10.1890/0012-9623(2005)86[249b:IE]2.0.CO;2
- Naeem S, Loreau M, Inchausti P (2002) Biodiversity and ecosystem functioning : the emergence of a synthetic ecological framework. *Biodivers Ecosyst Funct Synth Perspect* 3–11
- Nagelkerken I, Blaber SJM, Bouillon S, et al (2008) The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna : A review. *Aquat Bot* 89:155–185. doi: 10.1016/j.aquabot.2007.12.007
- Nelson JS (2006) *Fishes of the World*, Fourth Edition, 4th edn. John Wiley & Sons, New Jersey
- Oliver BG (1984) Uptake of chlorinated organics from anthropogenically contaminated sediments

- by oligochaete worms. *Can J Fish Aquat Sci* 41:878–883. doi: 10.1139/f84-104
- Otero LJ (2005) Aplicación de un modelo hidrodinámico bidimensional para describir las corrientes y la propagación de la onda de marea en la bahía de Buenaventura. *Boletín Científico CCCP* 9–21. doi: 10.26640/01213423.12.9
- Padalkar PP, Chakraborty P, Chennuri K, et al (2019) Molecular characteristics of sedimentary organic matter in controlling mercury (Hg) and elemental mercury (Hg<sup>0</sup>) distribution in tropical estuarine sediments. *Sci Total Environ* 668:592–601. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.02.353
- Paine RT (1980) Food webs: linkage, interaction strength and community infrastructure. *J Anim Ecol* 49:666–685. doi: 10.2307/4220
- Panesso 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. Universidad Nacional de Colombia Sede Palmira
- Pecoraro GD, Hortellani MA, Hagiwara YS, et al (2019) Bioaccumulation of Total Mercury (THg) in Catfish (Siluriformes, Ariidae) with Different Sexual Maturity from Cananéia-Iguape Estuary, SP, Brazil. *Bull Environ Contam Toxicol* 102:175–179. doi: 10.1007/s00128-018-2485-3
- Polak-Juszczak L (2012) Bioaccumulation of mercury in the trophic chain of flatfish from the Baltic Sea. *Chemosphere* 89:585–591. doi: 10.1016/j.chemosphere.2012.05.057
- Power M, Klein GM, Guiguer KRR, Kwan MKH (2002) Mercury accumulation in the fish community of a sub-Arctic lake in relation to trophic position and carbon sources. *J Appl Ecol* 39:819–830. doi: 10.1046/j.1365-2664.2002.00758.x
- Quinn GP, Keough MJ (2002) *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*. Cambridge University Press, Cambridge
- Rashed MN (2001) Monitoring of environmental heavy metals in fish from nasser lake. *Environ Int* 27:27–33. doi: 10.1016/S0160-4120(01)00050-2
- Rizzo A, Arcagni M, Arribére MA, et al (2011) Mercury in the biotic compartments of Northwest Patagonia lakes, Argentina. *Chemosphere* 84:70–79. doi: 10.1016/j.chemosphere.2011.02.052
- Robertson DR, Allen GR (2015) *Shorefishes of the Tropical Eastern Pacific: online information system*. In: Smithsonian. Trop. Res. Institute, Balboa, Panamá. <http://biogeodb.stri.si.edu/sftep/en>
- Rodríguez Martín-Doimeadios RC, Tessier E, Amouroux D, et al (2004) Mercury methylation/demethylation and volatilization pathways in estuarine sediment slurries using species-specific enriched stable isotopes. *Mar Chem* 90:107–123. doi: 10.1016/j.marchem.2004.02.022
- Rudy ACA, Lamoureux SF, Treitz P, van Ewijk KY (2016) Transferability of regional permafrost disturbance susceptibility modelling using generalized linear and generalized additive models. *Geomorphology* 264:95–108. doi: 10.1016/j.geomorph.2016.04.011

- Saniewska D, Beldowska M, Beldowski J, et al (2018) Impact of intense rains and flooding on mercury riverine input to the coastal zone. *Mar Pollut Bull* 127:593–602. doi: 10.1016/j.marpolbul.2017.12.058
- Sankaran M, McNaughton SJ (1999) Determinants of biodiversity regulate compositional stability of communities. *Nature* 401:691–693. doi: 10.1038/44368
- Scherer-Lorenzen M (2005) Biodiversity and Ecosystem Functioning: Basic Principles. In: *Biodiversity: Structure and Function*. UNESCO-EOLSS, Zurich, Switzerland, p 21
- Scheuhammer A, Braune B, Chan HM, et al (2015) Recent progress on our understanding of the biological effects of mercury in fish and wildlife in the Canadian Arctic. *Sci Total Environ* 509–510:91–103. doi: 10.1016/j.scitotenv.2014.05.142
- Schmitt-Jansen M, Veit U, Dudel G, Altenburger R (2008) An ecological perspective in aquatic ecotoxicology: Approaches and challenges. *Basic Appl Ecol* 9:337–345. doi: 10.1016/j.baee.2007.08.008
- Shervette VR, Aguirre WE, Blacio E, et al (2007) Fish communities of a disturbed mangrove wetland and an adjacent tidal river in Palmar, Ecuador. *Estuar Coast Shelf Sci* 72:115–128. doi: 10.1016/j.ecss.2006.10.010
- Sigmon CF, Kania HJ, Beyers RJ (1977) Reductions in Biomass and Diversity Resulting from Exposure to Mercury in Artificial Streams. *J Fish Res Board Canada* 34:493–500. doi: 10.1139/f77-080
- Tadiso TM, Borgstrøm R, Rosseland BO (2011) Mercury concentrations are low in commercial fish species of Lake Ziway, Ethiopia, but stable isotope data indicated biomagnification. *Ecotoxicol Environ Saf* 74:953–959. doi: 10.1016/j.ecoenv.2011.01.005
- Taufert D (2020) Influencia de las condiciones ambientales en la ecología trófica y presencia de microplásticos en tres especies de lenguados de la familia Achiridae en la Bahía de Buenaventura, Pacífico Colombiano (Tesis de pregrado). Universidad Nacional de Colombia, sede Palmira
- Tang H, Xu L, Zhou C, et al (2017) The effect of environmental variables, gear design and operational parameters on sinking performance of tuna purse seine setting on free-swimming schools. *Fish Res* 196:151–159. doi: 10.1016/j.fishres.2017.08.006
- Tavera J, Acero P. A, Wainwright PC (2018) Multilocus phylogeny, divergence times, and a major role for the benthic-to-pelagic axis in the diversification of grunts (Haemulidae). *Mol Phylogenet Evol* 121:212–223. doi: 10.1016/j.ympev.2017.12.032
- USEPA (2003) Methodology for Deriving Ambient Water Quality Criteria for the Protection of Human Health (2000). Technical Support Document Volume 2: Development of National Bioaccumulation Factors. United States Environmental Protection Agency, Washington, DC
- Valone TJ, Barber NA (2008) An Empirical Evaluation of the Insurance Hypothesis in Diversity-Stability Models. *Ecology* 89:522–531. doi: 10.1890/07-0153.1
- van der Velden S, Evans MS, Dempson JB, et al (2013) Comparative analysis of total mercury concentrations in anadromous and non-anadromous Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) from eastern Canada. *Sci Total Environ* 447:438–449. doi: 10.1016/j.scitotenv.2012.12.092

- Vilar CC, Joyeux JC, Giarrizzo T, et al (2013) Local and regional ecological drivers of fish assemblages in Brazilian estuaries. *Mar Ecol Prog Ser* 485:181–197. doi: 10.3354/meps10343
- von Canstein H, Kelly S, Li Y, Wagner-Döbler I (2002) Species Diversity Improves the Efficiency of Mercury-Reducing Biofilms under Changing Environmental Conditions. *Appl Environ Microbiol* 68:2829–2837. doi: 10.1128/AEM.68.6.2829-2837.2002
- W F, F K, C S, et al (1995) Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca Pacífico Centro - Oriental, I, II, III. Organización de las Naciones Unidas para la agricultura y la alimentación, Roma, FAO
- Walker CH (2008) *Organic Pollutants: An Ecotoxicological Perspective, Second Edition, Second.* CRC Press - Taylor & Francis Group, Boca Raton, FL
- Whitfield AK (1999) Ichthyofaunal assemblages in estuaries: A South African case study. *Rev Fish Biol and Fisheries* 9:151–186
- WHO (1990) *Environmental Health Criteria 101: Methylmercury.* World Health Organization, Finlandia
- Wohl DL, Arora S, Gladstone JR (2004) Functional redundancy supports biodiversity and ecosystem function in a closed and constant environment. *Ecology* 85:1534–1540. doi: 10.1890/03-3050
- Yachi S, Loreau M (1999) Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: The insurance hypothesis. *Proc Natl Acad Sci* 96:1463–1468. doi: 10.1073/pnas.96.4.1463
- Zhang C, Yu Z, Zeng G, et al (2014) Effects of sediment geochemical properties on heavy metal bioavailability. *Environ Int* 73:270–281. doi: 10.1016/j.envint.2014.08.010
- Zillioux E (2015) Mercury in Fish: History, Sources, Pathways, Effects, and Indicator Usage. In: Armon RH, Hänninen O (eds) *Environmental Indicators.* pp 1–1068
- Zolfaghari G, Esmaili-Sari A, Ghasempouri SM, et al (2009) A multispecies-monitoring study about bioaccumulation of mercury in Iranian birds (Khuzestan to Persian Gulf): Effect of taxonomic affiliation and trophic level. *Environ Res* 109:830–836. doi: 10.1016/j.envres.2009.07.001



## Conclusiones

Esta investigación se enfocó principalmente en evaluar la influencia de la estructura de la comunidad, representada en el número de especies, la densidad y la biomasa, sobre la bioacumulación de mercurio en ecosistemas estuarinos, diferenciándose de gran parte de los estudios referentes a los efectos del mercurio en los ecosistemas, que se han enfocado en evaluar efectos crónicos y las concentraciones del mercurio en compartimentos bióticos y abióticos de los ecosistemas, junto con los procesos que controlan su acumulación, centrándose en especies de interés comercial y en evaluar el riesgo por consumo para el hombre. Adicionalmente, para poder identificar y analizar los posibles efectos de la estructura de las comunidades sobre el flujo del mercurio en el estuario Bahía de Buenaventura, se identificaron las variaciones espaciales y temporales del ensamblaje de peces y como es influenciado por las variaciones ambientales y se determinó la dinámica de acumulación de mercurio en sedimentos y peces, identificando patrones espaciales y temporales y determinando la influencia de diferentes variables ambientales.

El ensamblaje de peces de la Bahía de Buenaventura estuvo dominado por 14 de las 69 especies encontradas, representando el 90% de la densidad y el 81% de la biomasa. Así mismo, el mayor número de especies, densidad y biomasa se encontraron asociados a las zonas con mayor influencia de ríos. Adicionalmente, se identificaron tres grupos de especies según el uso que hacen del estuario. El grupo de especies residentes del estuario fue el más numeroso y mostro una amplia tolerancia a variaciones ambientales. El grupo de especies dependientes del estuario uso este ecosistema en épocas específicas, como parte de su ciclo de vida. Finalmente, el grupo de especies oportunistas estuvieron presentes en el estuario en áreas específicas, asociadas a la oferta de recursos como alimento y refugio. La Bahía de Buenaventura, pese a los múltiples impactos ambientales, presenta una dinámica ecológica compleja, por lo cual es importante determinar su dinámica ecosistémica para poder planear su conservación y uso con base en información científica pertinente.

Las variaciones en las condiciones ambientales, la MO y el HgT en sedimento fueron acordes a lo que comúnmente se espera para un estuario positivo, sugiriendo que la Bahía de Buenaventura, es un buen modelo para estudiar los procesos de acumulación de mercurio en estuarios tropicales. En este estudio, no se encontraron diferencias significativas entre fracciones de profundidad del sedimento para el tamaño de grano, MO y la concentración de HgT. Por otra parte, se observó que la MO y el HgT mostraron patrones similares de variación, siendo mayores en época de lluvia y en la parte interna del estuario. Así mismo, aunque se observó una dinámica compleja de los procesos de distribución y acumulación del mercurio en los sedimentos, este proceso se pudo modelar a partir de la MO y la salinidad, donde la MO representa el medio de transporte y acumulación del HgT y la salinidad representa la influencia de las variaciones hidrológicas y los gradientes ambientales del estuario.

En la Bahía de Buenaventura se encontró que el proceso de bioacumulación de mercurio en peces se está dando, detectándose la presencia de mercurio en todas las especies analizadas, registrándose concentraciones de HgT superiores a  $0.2 \mu\text{g g}^{-1}$  en más de la mitad de las especies. Por otra parte, se presentaron diferentes patrones espaciales y temporales en la acumulación de mercurio y la influencia de diferentes variables sobre el HgT en músculo para las siete especies de peces analizadas individualmente. Adicionalmente, a partir de los análisis de correlación entre las concentraciones de HgT en peces y las variables ambientales se propusieron tres grupos de peces, según los principales factores conductores del proceso de acumulación de HgT, que fueron la biodisponibilidad, las concentraciones iniciales en el ambiente y la fisiología específica de las especies. La biodisponibilidad fue influyente en la acumulación de HgT de las especies *C. multiradiatus*, *S. trichocephalus* y *D. dowi*. Así mismo, la concentración inicial de HgT en el ambiente fue influyente para *C. gilberti*. Además, las características fisiológicas pudieron tener influencia en la acumulación de HgT en las especies *A. mazatlanus* y *A. klunzingeri*. Por su parte, aunque la especie *U. rogersi* presentó una influencia mixta de la biodisponibilidad y las concentraciones iniciales, fue la especie que mostró mayor potencial para ser utilizada como bioindicador para la contaminación por mercurio en este estuario.

Para las siete especies de peces analizadas individualmente se encontraron FABS mayores a uno y se observó que el proceso de transferencia de HgT de los sedimentos a los peces fue más eficiente en época seca y en la parte externa del estuario. Por otra parte, a partir del análisis de la influencia de los descriptores de la estructura del ensamblaje de peces sobre los FTBS, se propusieron tres tipos de interacción: 1) asociados a la variedad de respuestas a la contaminación por mercurio y la dilución trófica, 2) por el aumento en la transferencia de mercurio por la producción de biomasa y nuevos

individuos y 3) por los cambios tróficos por variaciones en la oferta de alimento. La variedad de respuestas a la contaminación por mercurio se relacionó con el número de especies y fue influyente para las especies *U. rogersi*, *C. multiradiatus*, *S. trichocephalus* y *D. dowi*. El aumento del ingreso y flujo de mercurio se presentó cuando los FABS fueron mayores al aumentar la densidad y la biomasa, influenciando significativamente a las especies *C. multiradiatus*, *S. trichocephalus*, *D. dowi* y *A. klunzingeri*. Los cambios tróficos se relacionaron con la disminución de los FABS cuando aumento la densidad, influenciando significativamente a las especies *A. mazatlanus* y *A. klunzingeri*.