UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE COLOMBIA

Influencia de la variación espaciotemporal de los factores ambientales en la acumulación de metales pesados en macroinvertebrados de la bahía de Buenaventura

Karen Lizeth Erazo Enríquez

Universidad Nacional de Colombia

Facultad de Ingeniería y Administración, Departamento de Ingeniería

Palmira, Colombia

Año 2022

Influencia de la variación espaciotemporal de los factores ambientales en la acumulación de metales pesados en macroinvertebrados de la bahía de Buenaventura

Karen Lizeth Erazo Enríquez

Tesis de investigación presentada como requisito parcial para optar al título de:

Magister en Ingeniería Ambiental

Director (a):

Biólogo (M.Sc., Ph.D.) Guillermo Duque Nivia

Codirector (a):

Bióloga (D. SC.) Pilar Cogua

Línea de Investigación:

Contaminación e impactos ambientales en ecosistemas

Grupo de Investigación:

Ecología y Contaminación Acuática (ECONACUA)

Universidad Nacional de Colombia

Facultad de Ingeniería y Administración, Departamento de Ingeniería

Palmira, Colombia

Año 2022

A mi amada familia, cuyo apoyo inquebrantable ha sido mi faro en este viaje intelectual. A mi madre, hermana, hija y pareja, gracias por ser mi roca y mi inspiración. A mis fieles mascotas y amigos, su compañía ha llenado de alegría mis días de estudio.

Declaración de obra original

Yo declaro lo siguiente:

He leído el Acuerdo 035 de 2003 del Consejo Académico de la Universidad Nacional. «Reglamento sobre propiedad intelectual» y la Normatividad Nacional relacionada al respeto de los derechos de autor. Esta disertación representa mi trabajo original, excepto donde he reconocido las ideas, las palabras, o materiales de otros autores.

Cuando se han presentado ideas o palabras de otros autores en esta disertación, he realizado su respectivo reconocimiento aplicando correctamente los esquemas de citas y referencias bibliográficas en el estilo requerido.

He obtenido el permiso del autor o editor para incluir cualquier material con derechos de autor (por ejemplo, tablas, figuras, instrumentos de encuesta o grandes porciones de texto).

Por último, he sometido esta disertación a la herramienta de integridad académica, definida por la universidad.

Karen Lizeth Erazo Enríquez

Nombre

Fecha 12/09/2023

Agradecimientos

Agradezco a mi familia y amigos por la motivación para vivir esta tapa académica y por su apoyo para culminarla con éxito. A mi director de tesis, Guillermo Duque y a mi codirectora, Pilar Cogua, por todo el aprendizaje durante este proceso. Al grupo de investigación ECONACUA, por proporcionarme su espacio y la experiencia científica de sus integrantes, indispensables para realizar la investigación en campo y laboratorio. A Esteban Gamboa y Andrés Molina, por su amistad, y especialmente, por brindarme su conocimiento biológico, ecológico y estadístico, para el análisis de datos. A, Jenny Daza, Edwin Quiñones y Manuela Klusmann, por su amistad, incondicional, y el acompañamiento en el desarrollo de este proyecto. Extiendo mis agradecimientos a la Universidad Nacional-Sede Palmira, por la formación impartida, ampliando mis conocimientos profesionales.Esta sección es opcional, en ella el autor agradece a las personas o instituciones que colaboraron en la realización del trabajo. Si se incluye esta sección, deben aparecer los nombres completos, los cargos y su aporte al trabajo.

Resumen

Influencia de la variación espaciotemporal de los factores ambientales en la acumulación de metales pesados en macroinvertebrados de la bahía de Buenaventura

El estuario de la Bahía de Buenaventura ésta impactado por residuos de origen antrópico que llegan a través de las descargas de los principales ríos de la región. También por residuos derivados de la actividad minera y portuaria. Considerando esta problemática ambiental, el objetivo principal de esta investigación fue, determinar cómo la dinámica ambiental de la bahía influye en la estructura y diversidad de la comunidad de macroinvertebrados; así como, en los procesos de acumulación y bioacumulación de los metales pesados, Cd (Cadmio) y Pb (Plomo), en los sedimentos y macroinvertebrados de este estuario. Para abordar esto, se tomaron muestras de macroinvertebrados en dos áreas de la bahía durante tres períodos climáticos diferentes, en el año 2018. Adicionalmente, se tomaron muestras de sedimentos y datos fisicoquímicos del agua. Se cuantificó el contenido de Cd y Pb Total, en los sedimentos y en el tejido muscular de cuatro especies de macroinvertebrados, *C. arcuatus*, *R. byrdi, S. aculeata* y *L. panamensis*, especies elegidas según Índice de Valor Biológico – IVB, calculado para este estudio. Se encontró que, las épocas climatológicas, como las particularidades de cada zona del estuario y su interacción, influyeron en la dinámica ambiental de la bahía, dónde las variables fisicoquímicas del agua tuvieron mayor aporte en dicha variación. La diversidad de macroinvertebrados fue baja, y, al igual que los otros parámetros comunitarios, no indicaron variación espaciotemporal significativa. Entre la comunidad de macroinvertebrados las especies más importantes en términos de dominancia, según el IVB fueron, *C. arcuatus*, *R. byrdi, P. brevirostris* y *S. aculeata*, especies de relevancia pesquera en la región. Las concentraciones de Cd y Pb en los sedimentos y en el tejido muscular de los macroinvertebrados, no supero los máximos admisibles en calidad de sedimentos marinos (Cd 0.6 mg/kg y Pb 35 mg/kg, valores TEL, nivel de efecto umbral),

ni excedió el límite establecido, para organismos de consumo humano (Crustáceos, Cd 0.5 mg/kg y Pb 1.0 mg/kg, peso fresco; Cefalópodos, Cd 0.5 mg/kg y Pb 1.0 mg/kg, peso fresco), sugiriendo la no existencia de contaminación grave por estos dos metales en los sedimentos de la bahía de Buenaventura. Entre los parámetros ambientales que mejor explicaron la variabilidad, tanto de la estructura comunitaria, como de la acumulación de Cd en el tejido de los macroinvertebrados, se encuentran: la transparencia, la temperatura, la salinidad y la arena fina. Resaltando que estos aspectos se vieron favorecidos bajo condiciones marinas.

Palabras clave: Estuario tropical, variación ambiental, diversidad de macroinvertebrados, bioacumulación, metales pesados

Abstract

Influence of the variation of the temporal space of the environmental factors in the accumulation of heavy metals in macroinvertebrates of the Buenaventura

The estuary of Buenaventura Bay is impacted by anthropogenic waste entering through discharges from the main rivers of the region, as well as waste derived from mining and port activities. Considering this environmental issue, the primary objective of this research was to determine how the environmental dynamics of the bay influence the structure and diversity of the macroinvertebrate community, as well as the processes of accumulation and bioaccumulation of the heavy metals Cd (Cadmium) and Pb (Lead) in the sediments and macroinvertebrates of this estuary. To address this, macroinvertebrate samples were collected from two areas of the bay during three different climatic periods in 2018. Additionally, sediment samples and physicochemical water data were collected. The total content of Cd and Pb was quantified in both sediments and the muscular tissue of four species of macroinvertebrates *C. arcuatus*, *R. byrdi*, *S. aculeata*, and *L. panamensis* chosen based on the Biological Value Index (IVB) calculated for this study. It was found that climatic seasons, as well as the characteristics of each zone within the estuary and their interaction, influenced the environmental dynamics of the bay, where water physicochemical variables played a significant role in this variation. Macroinvertebrate diversity was low, and, like other community parameters, did not show significant spatial or temporal variation. Among the macroinvertebrate community, the most important species in terms of dominance, according to the IVB, were *C. arcuatus*, *R. byrdi, P. brevirostris*, and *S. aculeata*, species of fishing relevance in the region. The concentrations of Cd and Pb in the sediments and muscular tissue of the macroinvertebrates did not exceed permissible limits for marine sediment quality (Cd 0.6 mg/kg and Pb 35 mg/kg, Threshold

Effect Level values) nor did they exceed the established limit for human consumption (Crustaceans, Cd 0.5 mg/kg and Pb 1.0 mg/kg, wet weight; Cephalopods, Cd 0.5 mg/kg and Pb 1.0 mg/kg, wet weight), suggesting the absence of severe contamination by these two metals in the sediments of Buenaventura Bay. Among the environmental parameters that best explained variability in both community structure and Cd accumulation in macroinvertebrate tissue were: transparency, temperature, salinity, and fine sand, with these aspects being favored under marine conditions.

Keywords: Tropical estuary, environmental variation, macroinvertebrates diversity, bioaccumulation, heavy metals

Contenido

Pág.

Resumen IX

Lista de figuras XVI

Lista de tablas XVIII

Introducción 1

Bibliografía 5

1. Capítulo 1. Dinámica espaciotemporal de la comunidad de macroinvertebrados en la Bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano, y su relación con las variables ambientales 9

1.1 Introducción 9
1.2 Objetivos 13
1.3 Materiales y métodos 14
1.3.1 Zona de estudio 14
1.3.2 Fase de campo 15
1.3.3 Fase de laboratorio 16
1.3.4 Análisis de datos 17
1.3.4.1 Variación espaciotemporal de los parámetros de estructura comunitaria y diversidad de macroinvertebrados 17
1.3.4.2 Variación espaciotemporal de los parámetros ambientales del agua y los sedimentos 19
1.3.4.3 Relación entre las variables ambientales y los parámetros de estructura comunitaria y diversidad de macroinvertebrados 20
1.4 Resultados 21

1.4.1 Variación espaciotemporal de los parámetros de estructura comunitaria y diversidad de macroinvertebrados 21

1.4.2 Variación espaciotemporal de los parámetros ambientales del agua y los sedimentos 26

1.4.3 Relación entre las variables ambientales y los parámetros de estructura comunitaria y diversidad de macroinvertebrados 33

1.5 Discusión 35
1.5.1 Variación espaciotemporal de los parámetros de estructura comunitaria y diversidad macroinvertebrados 35

1.5.2 Variación espaciotemporal de los parámetros ambientales del agua y los sedimentos 39

1.5.3 Relación entre las variables ambientales, los parámetros de estructura comunitaria y diversidad de macroinvertebrados 44

1.6 Conclusiones 46
1.7 Bibliografía 48

2. Capítulo 2. Influencia de los parámetros ambientales en la acumulación de Cadmio y Plomo en sedimentos y macroinvertebrados de la bahía de Buenaventura 58
2.1 Introducción 58
2.2 Objetivos 63
2.3 Materiales y métodos 64
2.3.1 Zona de estudio 64

2.3.2 Fase de campo 65

2.3.3 Fase de laboratorio 66

2.3.4 Análisis de datos 68

2.3.4.1 Clasificación granulométrica y variación espaciotemporal de los parámetros ambientales del agua y los sedimentos 69

2.3.4.2 Variación espaciotemporal del contenido de Cd y Pb en el tejido muscular de macroinvertebrados 70

2.3.4.3 Influencia de los parámetros ambientales sobre el contenido de Cd en el tejido muscular de macroinvertebrados 70

2.4 Resultados 72
2.4.1 Variación espaciotemporal de los parámetros ambientales del agua y los sedimentos 72

2.4.2 Contenido de Cd y Pb en los sedimentos y en el tejido muscular de macroinvertebrados.....77

2.4.3 Influencia de la talla sobre el contenido de Cd en el tejido muscular de macroinvertebrados.....78

2.4.4 Variación espaciotemporal del contenido de Cd en el tejido muscular de macroinvertebrados.....79

2.4.5 Influencia de los parámetros ambientales sobre el contenido de Cd en el tejido muscular de macroinvertebrados 81

2.5 Discusión 84
2.5.1 Contenido de Cd y Pb en los sedimentos 84

2.5.2. Contenido de Cd y Pb en el tejido muscular de macroinvertebrados 86

2.5.3 Influencia de la talla sobre el contenido de Cd en el tejido muscular de macroinvertebrados.....88

2.5.4 Variación espaciotemporal del contenido de Cd en el tejido muscular de macroinvertebrados.....89

2.5.5 Influencia de los parámetros ambientales sobre el contenido de Cd en el tejido muscular de macroinvertebrados 91

2.6 Conclusiones 92
2.7 Bibliografía..... 93

3. Recomendaciones.....103

Lista de figuras

Pág.

Figura 1-1: Bahía de Buenaventura. Zonas de muestreo distribuidas en un gradiente ambiental. Zona Interna: mayor influencia por descargas fluviales. Zona Externa: mayor influencia de agua marina. 15
Figura 1-2: Curva de acumulación de las especies de macroinvertebrados capturados en dos zonas de la bahía de Buenaventura durante tres épocas climáticas distintas. La línea azul representa la curva de acumulación de especies esperada según el estimador de Chao 1, y la línea verde la curva de acumulación de especies observada en este estudio. 22
Figura 1-3: Especies de macroinvertebrados con mayor dominancia en la bahía de Buenaventura, según el índice de valor biológico – IVB (PUNT: puntaje; RAN: ranking). 25
Figura 1-4: Análisis de escalamiento multidimensional métrico (MDS) de las variables ambientales, en diferentes épocas climáticas y zonas de la bahía de Buenaventura. Épocas: Seca (S), menores precipitaciones; Transición (T), precipitaciones intermedias; Lluvia (L), mayores precipitaciones. Zonas: Interna (I), mayor influencia por descargas fluviales; Externa (E), mayor influencia de agua marina. 27
Figura 1-5: Variación espaciotemporal de las variables fisicoquímicas del agua de la bahía de Buenaventura. Épocas: Seca, menores precipitaciones; Transición, precipitaciones intermedias; Lluvia, mayores precipitaciones. Zonas: Interna, mayor influencia por descargas fluviales; Externa, mayor influencia de agua marina. Las letras indican diferencias significativas (Tukey, p <0.05)..... 29
Figura 1-6: Perfil granulométrico del sedimento correspondiente a dos zonas de la bahía de Buenaventura durante tres épocas climáticas distintas. Épocas: Seca, menores precipitaciones; Transición, precipitaciones intermedias; Lluvia, mayores precipitaciones. Zonas: Interna, mayor influencia por descargas fluviales; Externa, mayor influencia de agua marina. 31
Figura 1-7: Matriz de correlación de Spearman entre las variables ambientales de la bahía de Buenaventura y entre los parámetros e índices de estructura comunitaria y diversidad de los macroinvertebrados. Las elipses presentadas corresponden a correlaciones fuertes y significativas: p (rho) > 0.3, p <0.05. 34
Figura 1-8: Matriz de correlación de Spearman entre la abundancia de las cuatro especies de macroinvertebrados más importantes de la bahía de Buenaventura (según IVB – Índice de Valor Biológico) y las variables ambientales del estuario. Las elipses presentadas corresponden a correlaciones fuertes y significativas: p (rho) >0.3, p <0.05. 35

Figura 2-1: Variación espaciotemporal de las variables fisicoquímicas del agua de la bahía de Buenaventura. Épocas: Seca, menores precipitaciones; Transición, precipitaciones intermedias; Lluvia, mayores precipitaciones. Zonas: Interna, mayor influencia por descargas fluviales; Externa, mayor influencia de agua marina. Las letras indican diferencias significativas (Tukey, $p < 0.05$). 74
Figura 2-2: Composición granulométrica de los sedimentos correspondientes a dos zonas de la bahía de Buenaventura durante tres épocas climáticas distintas. Épocas: Seca, menores precipitaciones; Transición, precipitaciones intermedias; Lluvia, mayores precipitaciones. Zonas: Interna, mayor influencia por descargas fluviales; Externa, mayor influencia de agua marina. 75

Lista de tablas

Pág.

Tabla 1-1: Abundancia y distribución de las especies de macroinvertebrados en diferentes épocas climáticas y zonas de la bahía de Buenaventura. 22
Tabla 1-2: Variación espaciotemporal (promedio ± desv est) de los parámetros de diversidad y otros índices comunitarios de los macroinvertebrados de la bahía de Buenaventura. Las letras indican diferencias significativas (Pairwise Test, P <0.05). 23
Tabla 1-3: Parámetros de estructura comunitaria de los macroinvertebrados de la bahía de Buenaventura. IVB: Índice de Valor Biológico. PUNT: puntaje asignado a cada especie. RAN: orden de dominancia según este índice. 24
Tabla 1-4: Variación espaciotemporal (promedio ± desv est) de las cuatro especies de macroinvertebrados más importantes de la bahía de Buenaventura: Las letras indican diferencias significativas (Tukey, $p < 0.05$). 26
Tabla 1-5: Variación espaciotemporal (promedio ± desv est) de las variables fisicoquímicas del agua de la bahía de Buenaventura. Las letras indican diferencias significativas (Tukey, $p < 0.05$). 28
Tabla 1-6: Variación espaciotemporal (promedio ± desv est) de los parámetros ambientales de los sedimentos de la bahía de Buenaventura. Las letras indican diferencias significativas (Tukey, $p < 0.05$). 32
Tabla 2-1: Variación espaciotemporal (promedio ± desv est) de los parámetros ambientales de los sedimentos de la bahía de Buenaventura. Las letras indican diferencias significativas (Tukey, $p < 0.05$). 76
Tabla 2-2: Contenido de Cadmio-Total en el músculo de cuatro especies de macroinvertebrados de la bahía de Buenaventura. 78
Tabla 2-3: Variación espaciotemporal de la talla y del contenido de Cadmio-Total en el músculo de los individuos de cuatro especies de macroinvertebrados de la bahía de Buenaventura. Para cada especie se indica la longitud total de los individuos analizados (promedio ± desv est) junto con la concentración de Cd cuantificada en su tejido muscular (promedio ± desv est). Las letras indican diferencias espaciotemporales significativas (Tukey, $p < 0.05$), considerando el efecto del tamaño (LT) de los individuos. 81
Tabla 2-4: Modelo de Regresión Lineal Múltiple (Stepwise) que explica la relación de las variables ambientales con el contenido de Cadmio-Total en el tejido muscular de cuatro especies de macroinvertebrados de la bahía de Buenaventura. Las variables predictoras se presentan en el orden en que fueron incluidas en el modelo, según el menor valor de

AIC. Se indican los Coeficientes de Correlación de Pearson, con el signo de la relación entre la concentración de Cd y las variables incluidas en el modelo..... 83

Introducción

Los estuarios son cuerpos de agua semicerrados de las zonas costeras, generalmente poco profundos, con regímenes hidrológicos muy variados, estructurados por influencias marinas, de agua dulce y regiones biogeográficas (Villanueva, 2015). Por lo tanto, los estuarios son áreas de transición que median la transferencia de materiales y energía entre el océano y la tierra, con características fisicoquímicas y biológicas extremadamente variables y complejas; que permiten la conectividad entre los recursos y las especies Verdugo et al., 2007; Francisco & Netto**,** 2020; Mulik et al., 2020). Es importante (resaltar que los estuarios se están entre ecosistemas de mayor producción de biomasa del mundo (Lu et al., 2018); son ecosistemas con gran diversidad, que sirven como zona de cría para muchas especies de peces e invertebrados durante etapas juveniles, o como áreas para refugio, alimentación, reproducción y/o crecimiento (Lucero et al., 2006; Verdugo et al., 2007; Sandoval-Huerta et al., 2014; Villanueva, 2015; Lira et al., 2018). Adicionalmente, estos biomas proporcionan una gran variedad de ofertas ecosistémicas como el abastecimiento de alimentos, barrera contra inundaciones, transporte, turismo y recreación, lo que les confiere alta importancia ecológica y económica (Panesso, 2017). Por lo tanto, son regiones costeras densamente pobladas, con alta actividad antrópica (Lu et al., 2018).

Además de las drásticas variaciones ambientales, naturales, que ocurren en un sistema estuarino, como: los cambios estacionales del clima y la heterogeneidad del hábitad, las fluctuaciones en los regímenes hidrológicos y oceanográficos, las fluctuaciones en la composición de los sedimentos y en los parámetros fisicoquímicos del agua (turbidez, temperatura, salinidad, pH, oxígeno disuelto, conductividad), los estuarios se ven sometidos a otras perturbaciones de origen antrópico, como la contaminación por materia orgánica y agentes químicos contaminantes, provenientes de aguas residuales, urbanas, agropecuarias e industriales, que pueden generar degradación de la calidad del agua, destrucción física del hábitat y causar perturbaciones ecológicas en las poblaciones marinas (Currie & Small, 2006; Espina y Vanegas, 2005; Day et al., 2013; Mulik et al.,

2020). Entre los agentes químicos contaminantes, los metales pesados generan gran preocupación por su amplia distribución en el medio ambiente marino, bien sea por fuentes naturales o antropogénicas; por su permanencia en el ambiente; por atravesar varios ciclos biogeoquímicos; y por su capacidad de bioacumularse y biomagnificarse a lo largo de la cadena alimentaria, causando efectos negativos en los ecosistemas y en la salud humana (Bonsignore et al, 2018; Argumedo, 2021). Algunos metales pesados, como el mercurio (Hg), el plomo (Pb), el cadmio (Cd) y el arsénico (As), causan mayor preocupación e interés de investigación, debido a que no tienen funciones biológicas establecidas y en concentraciones relativamente bajas son potencialmente tóxicos (Bonsignore et al, 2018).

La bahía de Buenaventura, como toda la zona costera de la región Pacífica colombiana, tienen una problemática común en cuanto a los factores de estrés ambiental y contaminación marina, cuya mayor fuente de impactos ambientales y entrada de contaminantes son los vertimientos líquidos y sólidos provenientes de las poblaciones costeras y de las actividades antrópicas desarrolladas a lo largo de las cuencas medias y altas, que descargan a los ríos y al mar residuos domésticos, desechos agrícolas e industriales, y otros contaminantes, producto de la actividad minera y portuaria (Garay-Tinoco et al., 2006; Garcés-Ordóñez et al., 2016). En conclusión, los ríos que descargan en las bahías y estuarios de la región Pacífica colombiana, son la principal fuente de entrada de nutrientes, desechos orgánicos, microorganismos, sedimentos y sustancias tóxicas a los ambientes marinos, donde la minería aurífera aluvial genera un importante aporte de metales pesados, como subproductos en los diferentes tipos de minería (Tejada et al., 2003; Díaz, 2007; DIMAR-CCCP, 2012; Casanova-Rosero et al., 2015; Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andréis [Invemar], 2017).

Todos estos tensores, en conjunto, contribuyen a las alteraciones en el equilibrio dinámico de la bahía, repercutiendo en los organismos que interaccionan con el sistema, pues cualquier modificación en la geomorfología o en los componentes fisicoquímicos del medio, no solo alteran la calidad del agua y los sedimentos, también favorecen la degradación del ecosistema; biológicamente, afectan el comportamiento fisiológico de los organismos para enfrentar el entorno dinámico; alteran los patrones naturales de distribución espaciotemporal de las comunidades, así como la riqueza y la abundancia de sus especies; dando paso a la perdida de los recursos biológicos y a los servicios ecosistémicos (Espina y Vanegas, 2005; Currie & Small, 2006; Day et al., 2013; Invemar,

2020; Mulik et al., 2020). Particularmente, la contaminación por metales pesados tiene mayor repercusión sobre los organismos, no solo porque su carácter toxico los afectan de manera puntual, causando cambios en la estructura celular, daños fisiológicos, genotóxicos, y alteraciones en el crecimiento y reproducción; sino también, por su capacidad para acumularse y transferirse en los tejidos de un eslabón a otro, a través de la red trófica, por exposición y/o ingestión periódica de organismos contaminados, llegando inclusive a afectar la salud humana, al ser el último eslabón de la misma **(**Páez-Osuna, 2005; Mahoney & Bishop, 2017; Bonsignore et al., 2018; Gu et al., 2018; Argumedo, 2021).

Generalmente, los estudios sobre estrés ambiental y contaminación en ecosistemas marinos se basan en análisis fisicoquímicos del agua y de los sedimentos, pero estos análisis solo identifican y cuantifican aisladamente el efecto de los contaminantes en el ecosistema, sin generar información sobre los efectos sinérgicos del contaminante sobre la biota, con relación a la interacción y la fluctuación de las condiciones ambientales (Marín-Guirao, 2007). Por tal motivo, se debe tener en cuenta, la importancia de involucrar organismos bioindicadores y procesos biológicos, para medir el estado ambiental de un ecosistema, ya que representan una respuesta integrada de los efectos contaminantes o cambios ambientales en el tiempo (Marín-Guirao, 2007; Holt & Miller, 2010). Entre los organismos marinos, los macroinvertebrados se catalogan como buenos bioindicadores de calidad ambiental de un ecosistema, dados algunos rasgos distintivos: la naturaleza espacial, que es a escala comunitaria; su diversidad taxonómica y funcional; su baja movilidad, una esperanza de vida larga; así como su posición trófica, la cual juega un rol importante porque permite transferir la energía desde los productores hasta los consumidores terciarios, incluido el hombre (Holt & Miller, 2010; Oliveira y Callisto, 2010; Jayachandran et al., 2020), lo que los convierte en un eslabón clave para el transporte de contaminantes a niveles tróficos más elevados (Moreno et al., 2009; Moulton, et al., 2010). Adicionalmente, son organismos que tienen un rol relevante en los flujos químicos entre la interfaz agua-sedimento a través de actividades de bioturbación (Vinagre et al., 2016).

Considerando este último aspecto, así como la importancia ecológica y económica de los estuarios; los problemas de contaminación de la bahía de Buenaventura; y la poca información sobre diversidad de macroinvertebrados y contaminación por metales pesados, en esta zona del Pacífico Colombiano, esta investigación buscó, determinar: las variaciones espaciotemporales de los parámetros fisicoquímicos del agua y los sedimentos

de la bahía de Buenaventura; las variaciones de la estructura y diversidad de la comunidad de macroinvertebrados, considerando la heterogeneidad espacial del estuario y los cambios climatológicos de la bahía; determinar la variación espaciotemporal y la existencia de un proceso de contaminación y acumulación de los metales pesados Cd y Pb, en los sedimentos y en el tejido muscular de cuatro especies de invertebrados; y finalmente, determinar la influencia de algunos factores ambientales, en la estructura y diversidad de la comunidad de macroinvertebrados, así como en los procesos de contaminación y acumulación de Cd y Pb, tanto en el sedimento como en el tejido de los organismos.

En la introducción, el autor presenta y señala la importancia, el origen (los antecedentes teóricos y prácticos), los objetivos, los alcances, las limitaciones, la metodología empleada, el significado que el estudio tiene en el avance del campo respectivo y su aplicación en el área investigada. No debe confundirse con el resumen y se recomienda que la introducción tenga una extensión de mínimo 2 páginas y máximo de 4 páginas.

Bibliografía

Argumedo, C. D. (2021). Bioconcentración de metales pesados (Zn, Hg, Pb) en tejidos de *Ariopsis felis* y *Diplodus annularis* en el río Ranchería, Norte de Colombia. *Revista de la Facultad de Medicina Veterinaria y de Zootecnia*, *68*(2), https://doi.org/10.15446/rfmvz.v68n2.9802

Bonsignore, M., Manta, D. S., Mirto, S., Quinci, E. M., Ape, F., Montalto, V., Gristina, M., Traina, A. & Sprovieri, M. (2018). Bioaccumulation of heavy metals in fish, crustaceans, molluscs and echinoderms from the Tuscany coast. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *162*, 554-562. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.07.044

Casanova-Rosero, R. F., Suárez-Vargas, N. P., Zambrano-Ortiz, M. M. (2015). Valoración de algunas variables fisicoquímicas indicadoras de la calidad del agua en las principales bahías de la costa Pacífica colombiana-2009. *Bol. Cient. CIOH*, *33*, 195-214. https://aquadocs.org/bitstream/handle/1834/14719/dimarcioh_2015_boletincioh_033_195-214.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Currie, D. R. & Small, K. J. (2006). The Influence of Dry-season Conditions on the Bottom Dwelling Fauna of an East Australian Sub-tropical *Estuary. Hydrobiologia*, *560*, 345-361. https://doi-org.ezproxy.unal.edu.co/10.1007/s10750-005-1258-2

Day Jr, J. W., Yanez-Arancibia, A., Kemp, W. M. & Crump, B. C. (2013). Introduction to estuarine ecology. 1−19 p. In: Day Jr, J. W., Yanez-Arancibia, A., Kemp, W. M. & Crump, B. C (Eds.). *Estuarine ecology* (2ed). Wiley-Blackwell, New York. https://doi-org.ezproxy.unal.edu.co/10.1002/9781118412787.ch1

Díaz, J. (2007). Deltas y estuarios de Colombia. *Deltas y estuarios del Pacífico Colombiano*. IM-Banco de Occidente, Santiago de Cali. https://www.imeditores.com/banocc/deltas/cap7.htm

DIMAR-CCCP. (2012). Panorama de la contaminación marina del Pacífico colombiano 2005-2010. Dirección General Marítima-Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas del Pacífico. Ed. Dimar. Serie Publicaciones Especiales (Vol. 7), San Andrés de Tumaco, Colombia. https://cecoldodigital.dimar.mil.co/55/1/dimarcccp_2012_978-958-57723-0-4_panorama_contaminacion_pacifico_colombiano_II.pdf

Espina, S. y Vanegas, C. (2005). Ecotoxicología y contaminación, p. 79-120. En: Botello, A. V., Rendón-Von, J., Gold-Bouchot, G. y Agraz-Hernández, C. (Eds.). *Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias*, (2a. ed). Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. https://epomex.uacam.mx/view/download?file=14/Golfo%20de%20Me%CC%81xico%20Cont

aminacio%CC%81n%20e%20Impacto%20Ambiental%20Diagno%CC%81stico%20y%20Tendencias%20.pdf&tipo=paginas

Francisco, A.S. & Netto, S. A. (2020). El Niño-Southern Oscillations and Pacific Decadal Oscillation as Drivers of the Decadal Dynamics of Benthic Macrofauna in Two Subtropical Estuaries (Southern Brazil). *Ecosystems*, *23*,1380–1394. https://doi-org.ezproxy.unal.edu.co/10.1007/s10021-019-00475-6

Garay-Tinoco, J. A., Gómez-López, D. I. y Ortíz-Galvis, J. R. (Eds). (2006). Diagnóstico integral del impacto biofísico y socioeconómico relativo a las fuentes de contaminación terrestre en la bahía de Tumaco, Colombia y lineamientos básicos para un Plan de Manejo. Proyecto del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA - Programa de Acción Mundial PAM) y Comisión Permanente del Pacífico Sur CPPS. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras INVEMAR, Centro Control Contaminación del Pacífico CCCP, Corporación Autónoma Regional de Nariño CORPONARIÑO. Santa Marta. https://aquadocs.org/bitstream/handle/1834/14704/041_DIMAR.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Garcés-Ordóñez, O., L. J. Vivas-Aguas, M. Martínez, T. Córdoba, A. Contreras, P. Obando, Y. Moreno, J. Muñoz, Y. Nieto, M. Ríos, J. Sánchez y D. Sánchez. (2016). Diagnóstico y Evaluación de la Calidad de las Aguas Marinas y Costeras del Caribe y Pacífico colombianos. Serie de Publicaciones Periódicas del Invemar No. 4. Red de vigilancia para la conservación y protección de las aguas marinas y costeras de Colombia (REDCAM). Informe técnico 2015. INVEMAR, MADS y CAR costeras. Santa Marta. http://www.invemar.org.co/documents/10182/14479/Informe+REDCAM+2015_mayo2016.pdf

Gu, Y. G., Huang, H. H., Liu, Y., Gong, X. Y. & Liao, X. L. (2018). Non-metric multidimensional scaling and human risks of heavy metal concentrations in wild marine organisms from the Maowei Sea, the Beibu Gulf, South China Sea. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 59, 119–124. https://doi.org/10.1016/j.etap.2018.03.002

Holt, E. A. & Miller, S. W. (2010). Bioindicators: Using Organisms to Measure Environmental Impacts. *Nature Education Knowledge*, *3*(10), 8. https://www.nature.com/scitable/knowledge/library/bioindicators-using-organisms-to-measure-environmental-impacts-16821310/

Invemar. (2020). Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia, 2019. Serie de Publicaciones Periódicas (No. 3). Santa Marta. http://www.Invemar.org.co/documents/10182/0/IER-2019_Informe_del_estado_de_los_ambientes_y_recursos_marinos/b7520e57-5cdc-4558-a3d4-bea36f767a98

Invemar. (2017). Diagnóstico y Evaluación de la Calidad de las Aguas Marinas y Costeras del Caribe y Pacífico Colombianos 2016. Informe Técnico RedCAM, (4), 260. https://doi.org/https://doi.org/10.21239/V9HW3X

Jayachandran, P. R., Jima, M., Philomina, J. & Bijoy, N. S. (2020). Assessment of benthic macroinvertebrate response to anthropogenic and natural disturbances in the Kodungallur-Azhikode estuary, southwest coast of India. *Environ Monit Assess,* 192, 626. https://doi-org.ezproxy.unal.edu.co/10.1007/s10661-020-08582-x

Lira, A., Angelini, R., Le Loc'h, F., Ménard, F., Lacerda, C., Frédou, T. & Lucena-Frédou, F.

(2018). Trophic flow structure of a neotropical estuary in northeastern Brazil and the comparison of ecosystem model indicators of estuaries. *Journal of Marine Systems*, 182, 31-45. https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2018.02.007

Lu, Y., Yuan, J., Lu, X., Su, C., Zhang, Y., Wang, C., Cao, X., Li, Q., Su, J., Ittekkot, V., Garbutt, R., Bush, S. Fletcher, S., Wagey, Y., Kachur, A. & Sweijd, N. (2018). Major threats of pollution and climate change to global coastal ecosystems and enhanced management for sustainability. *Environmental Pollution*, *239*, 670-680. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.04.016

Lucero, C. H., Cantera, J. R. & Romero, I. (2006). Variability of macrobenthic assemblages under abnormal climatic conditions in a small scale tropical estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *68*, 17-26. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.11.037

Mahoney, P. C. & Bishop, M. J. (2017). Assessing risk of estuarine ecosystem collapse. *Ocean and Coastal Management*, *140*, 46–58. https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.02.021

Marín-Guirao, L. (2007). Aproximación ecotoxicológica a la contaminación por metales pesados en la laguna costera del Mar Menor. Tesis Doctoral, Facultad de Biología, Departamento de Ecología e Hidrología. Universidad de Murcia. https://digitum.um.es/digitum/bitstream/10201/132/1/MarinGuirao.pdf

Moreno, P., França, J. S., Ferreira, W. R., Paz, A. D., Monteiro, I. M. & Callisto, M. (2009). Use of the BEAST model for biomonitoring water quality in a neotropical basin. *Hydrobiologia, 630*, 231-242. https://doi-org.ezproxy.unal.edu.co/10.1007/s10750-009-9796-7

Moulton, T. P., Magalhães-Fraga, S. A., Brito, E. F. & Barbosa, F. A. (2010). Macroconsumers are more important than specialist macroinvertebrate shredders in leaf processing in urban forest streams of Rio de Janeiro, Brazil. *Hydrobiologia*, *638*, 55-66. https://doi-org.ezproxy.unal.edu.co/10.1007/s10750-009-0009-1

Mulik, J., Sukumaran, S. & Srinivas, T. (2020). Factors structuring spatio-temporal dynamics of macrobenthic communities of three differently modified tropical estuaries. *Marine Pollution Bulletin*, *150,* 110767. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110767

Oliveira, A. & Callisto, M. (2010). Benthic macroinvertebrates as bioindicators of water quality in an Atlantic forest fragment. *Iheringia. Série Zoologia*, *100*(4): 291-300. https://dx.doi.org/10.1590/S0073-47212010000400003

Páez-Osuna, F. (2005). Fuentes de metales en la zona costera marina, p. 329-342. En: Botello, A. V, Rendón-Von, J. O, Gold-Bouchot, G. y Agraz-Hernández, C. (Eds.). *Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias,* (2a. ed). Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal.Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. https://epomex.uacam.mx/view/download?file=14/Golfo%20de%20Me%CC%81xico%20Contaminacio%CC%81n%20e%20Impacto%20Ambiental%20Diagno%CC%81stico%20y%20Tendencias%20.pdf&tipo=paginas

Panesso, G. M. (2017). Influencia de las variables ambientales en la estructura de las comunidades bentónicas y su relación con el flujo de mercurio en la bahía de Buenaventura. Tesis de Maestría en Ingeniería Ambiental, Facultad de Ingeniería y Administración. Universidad Nacional de Colombia - Sede Palmira, Palmira.

https://repositorio.unal.edu.co/bitstream/handle/unal/59430/6014006.2017.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Sandoval-Huerta, E. R., Madrigal-Guridi, X., Escalera-Vázquez, L. H., Medina-Nava, M. y Domínguez-Domínguez, O. (2014). Estructura de la comunidad de peces en cuatro estuarios del Pacífico mexicano central. *Revista mexicana de biodiversidad*, *85,* 1184-1196. https://doi.org/10.7550/rmb.42105

Tejada, C., Castro, L., Navarrete, A., Cardona, T., Otero, L., Afanador, F., Mogollón, A. y Pedroza, W. (2003). Panorama de la Contaminación Marina del Pacífico Colombiano. Centro Control Contaminación del Pacífico Colombiano. Ed. DIMAR. Serie Publicaciones Especiales (Vol. 3), San Andrés de Tumaco. https://aquadocs.org/bitstream/handle/1834/14678/034_DIMAR.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Verdugo, F. J., Hernández, C. A., Pardo, D. B. (2007). Ecosistemas Acuáticos costeros: Importancia, reto y prioridades para su conservación. 147-166 p. En: Sánchez, O., Herzing, M., Peters, E., Márquez-Huitzil, R. y Zambrano, L (Eds). *Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, US Fish & Wildlife Service, Unidos para la Conservación, A.C. Escuela de bilogía de la Universidad Michoacana de San Nicolás Hidalgo. Mexico. https://agua.org.mx/wp-content/uploads/2017/11/Perpectivas-sobre-conservaci%C3%B3n-de-ecosistemas-acu%C3%A1ticos-en-M%C3%A9xico.pdf

Villanueva, M. C. (2015). Contrasting tropical estuarine ecosystem functioning and stability: A comparative study. Estuarine. *Coastal and Shelf Science, 155*, 89-103. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2014.12.044

Vinagre, P. A., Pais-Costa, A. J., Gaspar, R., Borja, Á., Marques, J. C., & Neto, J. M. (2016). Response of macroalgae and macroinvertebrates to anthropogenic disturbance gradients in rocky shores. *Ecological Indicators*, *61*, 850-864. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.10.038

1. Capítulo 1. Dinámica espaciotemporal de la comunidad de macroinvertebrados en la Bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano, y su relación con las variables ambientales

1.1 Introducción

Los estuarios son sistemas ambientales hidrológicamente muy dinámicos, con alta productividad y recursos biológicos (Day et al., 2013). Las intensas fluctuaciones de las condiciones ambientales en los estuarios, como: la turbidez, la temperatura, el pH, la salinidad, el nivel de oxígeno disuelto, los nutrientes, la composición de los sedimentos; además, las fluctuaciones estacionales del clima; las corrientes y la geomorfología del hábitat en el estuario, influyen en la distribución espaciotemporal de las comunidades de macroinvertebrados, especialmente bentónicas (reclutamiento, asentamiento y colonización), e imponen restricciones fisiológicas y ecológicas; a pesar, de sus adaptaciones a las condiciones estuarinas (Currie & Small, 2006; Allan & Castillo, 2007; Verdugo et al., 2007; Day et al., 2013; Villanueva, 2015; Mahoney & Bishop, 2017; Hossain et al., 2019; Mulik et al., 2020).

Incluso, la contaminación por materia orgánica o agentes químicos contaminantes, provenientes de aguas residuales urbanas e industriales, entre otros factores de origen antrópico, pueden aumentar el estrés fisiológico de las especies, haciendo difícil afrontar la variabilidad natural en el gradiente estuarino (Currie & Small, 2006; Day et al., 2013; Mulik et al., 2020). Aun así, los estuarios son ecosistemas con gran diversidad de nichos y altos niveles de producción primaria que sirven como zona de cría para muchas especies de peces e invertebrados durante etapas juveniles, o como áreas para refugio,

alimentación, reproducción y/o crecimiento (Lucero et al., 2006; Verdugo et al., 2007; Sandoval-Huerta et al., 2014; Villanueva, 2015; Lira et al., 2018).

Estudios en estuarios de aguas tropicales y templadas del Pacífico han indicado que, entre todos los factores ambientales, la salinidad (flujo y concentración) explica en mayor proporción la variación espaciotemporal de la distribución, abundancia, riqueza y diversidad de las comunidades de macroinvertebrados, especialmente bentónicas (Hossain et al., 2019; Francisco & Netto, 2020; Mulik et al., 2020), debido a que los organismos marinos tienen diferentes tolerancias a la salinidad (Currie & Small, 2006). En contraste, hay estudios que consideran la composición de los sedimentos como una de las variables más importantes para la configuración de la comunidad de macroinvertebrados (Mulik et al., 2020), ya que, en muchos estuarios se han observado fuertes correlaciones (positivas o negativas) entre el tamaño del grano del sedimento y la diversidad. Sin embargo, esta correlación podría estar reflejando los efectos de otros factores, en particular procesos hidrodinámicos como el aumento de la escorrentía por las lluvias o aguas fluviales, que afectan la abundancia y distribución de las especies (Currie & Small, 2006; Spruzen et al., 2008; Sandoval-Huerta et al., 2014). Además, factores bióticos como el recambio de especies, por otras que no son residentes del estuario, las cuales, ingresan en ciertas épocas para reproducción y/o reclutamiento, causando un efecto en la estructura comunitaria y diversidad (Sandoval-Huerta et al., 2014).

Concordando con lo observado para otros estuarios del Pacífico, en la bahía de Buenaventura se ha encontrado que la salinidad; así como, la cercanía a la desembocadura de los ríos Dagua y Anchicayá, son las variables que mejor explican la varianza y los patrones de distribución, abundancia, riqueza, diversidad y estructura trófica de las comunidades de macroinvertebrados del estuario, cuyos valores tienden a ser más elevados en períodos cálidos y en zonas con mayor influencia marina (Lucero et al., 2006; Panesso, 2017; Gamboa-García et al., 2018). También se ha encontrado una estrecha relación entre los índices de estructura comunitaria y diversidad, con el tamaño de partícula del sedimento y la concentración de materia orgánica. Cuando esta última es alta, favorece la abundancia y la dominancia de algunas especies, especialmente, de alimentadores de depósito como los poliquetos, con valores más altos en época seca y en zonas con condiciones marinas (Lucero-Rincón et al., 2008; Panesso, 2017; Martínez et al., 2019). Contrario a la riqueza de poliquetos que muestra una correlación negativa entre el

contenido de materia orgánica y arena fina/arcillas (Panesso, 2017). Por otra parte, se ha observado que la distribución y estructura de la comunidad de macroinvertebrados cambian conforme a la heterogeneidad espacial (Sánchez-Riascos, 2006) y a su interacción con las épocas climatológicas (Gamboa-García et al., 2018).

Una de las zonas de la región central del Pacífico colombiano con mayor información sobre biodiversidad marina de invertebrados es Bahía Málaga, ya que, dentro del proyecto BIOMÁLAGA en el cual se valoró la diversidad marina, se llevó a cabo una caracterización taxonómica preliminar de los macroinvertebrados y su relación con los factores abióticos, que permitió robustecer la existente, encontrando una riqueza relativa de 207 especies en fondos sumergidos, contenidas en 132 géneros, 86 familias y 14 órdenes, pertenecientes a seis grupos faunísticos: esponjas, cnidarios, poliquetos, moluscos, crustáceos y equinodermos (INVEMAR, UNIVALLE e INCIVA, 2006; Guevara-Fletcher et al., 2011).

Se determinó que los factores abióticos, tamaño de grano y contenido de materia orgánica; así como, la salinidad, influyen en la composición de los factores bióticos, ya que, las zonas con fondos duros (rocas, gravas y arenas gruesas) y salinidades altas, presentan mayor abundancia y riqueza que las zonas con fondos blandos (arena fina, limo y arcillas) y baja salinidad (INVEMAR, UNIVALLE e INCIVA, 2006; Guevara-Fletcher et al., 2011). También, se resalta que la riqueza de especies es inusualmente alta con relación a otros estuarios cercanos, como la bahía de Buenaventura, lo cual, puede ser consecuencia de la heterogeneidad del sustrato o del mayor número de hábitats (Guevara-Fletcher et al., 2011).

De los grupos de macroinvertebrados anteriormente mencionados, las especies más representativas para la bahía de Buenaventura son los Crustáceos-Decápodos, como las jaibas y los camarones; y los Moluscos, como la piangua. Estos grupos tiene un importante valor como recurso pesquero, permitiendo la alimentación y la subsistencia de las poblaciones costeras; así como, la extracción artesanal o industrial de mariscos, para fines comerciales. Entre las especies de Crustáceos más abundantes y frecuentes se destacan los camarones de aguas someras pertenecientes a las familias Penaeidae, Palaemonidae y Squillidae; y los cangrejos de la familia Portunidae, como las jaibas del género *Callinectes*. Además, especies de Moluscos como las piangüas del género *Anadara*; y los calamares *Loligunculla* (Cantera & Blanco, 2001; Díaz, 2007; Castaño, 2012; Díaz et al.,

2014; Álvarez-León, 2015; Gamboa-García et al., 2018). Cabe mencionar que, dentro de los ensamblajes de los macroinvertebrados, la jaiba *Callinectes arcuatus* ha sido la especie dominante de este estuario, seguida por el camarón bravo *Sequilla aculeata aculeata* (Gamboa-García et al., 2018; Gamboa-García et al., 2020). Y de la macrofauna bentónica, los poliquetos (Anélidos) de las familias Capitellidae, Maldanidae, Nereididae y Cossuridae, se han catalogado como las más abundantes y dominantes de la bahía, con potencial bioindicador de contaminación por materia orgánica (Sánchez-Riascos, 2006; Lucero-Rincón et al., 2008; Panesso, 2017; Martínez et al., 2019).

Si bien, los estuarios son ecosistemas con alta productividad y recursos biológicos, estos están sometidos a un considerable estrés ambiental debido a las variaciones estacionales del clima, las mareas y las corrientes; así como, por las constantes irregularidades biogeoquímicas que ocurren en el agua y los sedimentos. A esto, se suma el impacto producido por las actividades antropogénicas, que pueden generar contaminación y resultar perjudiciales para las comunidades estuarinas (Day et al., 2013). En el caso de la bahía de Buenaventura, existe una fuerte presión ambiental por ser una de las bahías con mayor producción pesquera; contar con el puerto multipropósito más importante del litoral; y mantener activo el sector turístico. Además, del impacto generado por la extracción de arena para el dragado y la presencia de sustancias tóxicas producto de otras actividades económicas, especialmente la minería aluvial, en conjunto han deteriorado la calidad del agua y alterado la dinámica tanto de los sedimentos como de los ecosistemas que allí se desarrollan, disminuyendo gradualmente la diversidad y el potencial pesquero (Cantera & Blanco, 2001; Tejada et al., 2003; Rodríguez et al., 2011; Gamboa-García et al., 2018).

Teniendo en cuenta que el estuario de la bahía de Buenaventura reviste importancia económica para la región, que sus comunidades biológicas, entre ellas algunas especies de macroinvertebrados, representan un alto valor como recurso pesquero y alimentario para las poblaciones aledañas; y que, los problemas de estrés ambiental y/o contaminación de la bahía pueden alterar los patrones de distribución de las especies, diezmar la diversidad y disminuir el potencial pesquero, mediante este estudio se pretendió determinar la dinámica espaciotemporal de los parámetros ambientales de la bahía de Buenaventura, y su influencia en la distribución, estructura y diversidad de la comunidad de macroinvertebrados marinos.

Esta información reviste gran importancia ecológica, debido a que los macroinvertebrados pueden ser cruciales en la biodiversidad general del estuario, al ser la base de la red trófica marina, es decir, que la extinción de una especie dentro de una red alimentaria puede resultar en extinciones secundarias debido a efectos de abajo hacia arriba. Además, son organismos comúnmente utilizados en el seguimiento y la evaluación ambiental, por su tolerancia a las tensiones ambientales, revelando impactos acumulativos de contaminación y pérdida de hábitat, no detectados por las evaluaciones tradicionales de la calidad del agua (Forio et al., 2017; Jayachandran et al., 2020).

Toda división o capítulo, a su vez, puede subdividirse en otros niveles y sólo se enumera hasta el tercer nivel. Los títulos de segundo nivel se escriben con minúscula al margen izquierdo y sin punto final, están separados del texto o contenido por un interlineado posterior de 10 puntos y anterior de 20 puntos (tal y como se presenta en la plantilla).

1.2 Objetivos

Objetivo general

Determinar la dinámica espaciotemporal de los factores ambientales de la bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano, y su influencia en la distribución, estructura y diversidad de la comunidad de macroinvertebrados marinos.

Objetivos específicos

- Determinar las fluctuaciones de las variables fisicoquímicas del agua y los sedimentos, en dos zonas y en tres épocas climatológicas de la bahía de Buenaventura, con características ambientales contrastantes.

- Determinar las variaciones en la estructura y diversidad de la comunidad de macroinvertebrados marinos, en dos zonas y en tres épocas climáticas de la Bahía de Buenaventura, con características ambientales contrastantes.

- Identificar las principales variables ambientales que pueden explicar espaciotemporalmente los patrones de distribución, estructura y diversidad de la

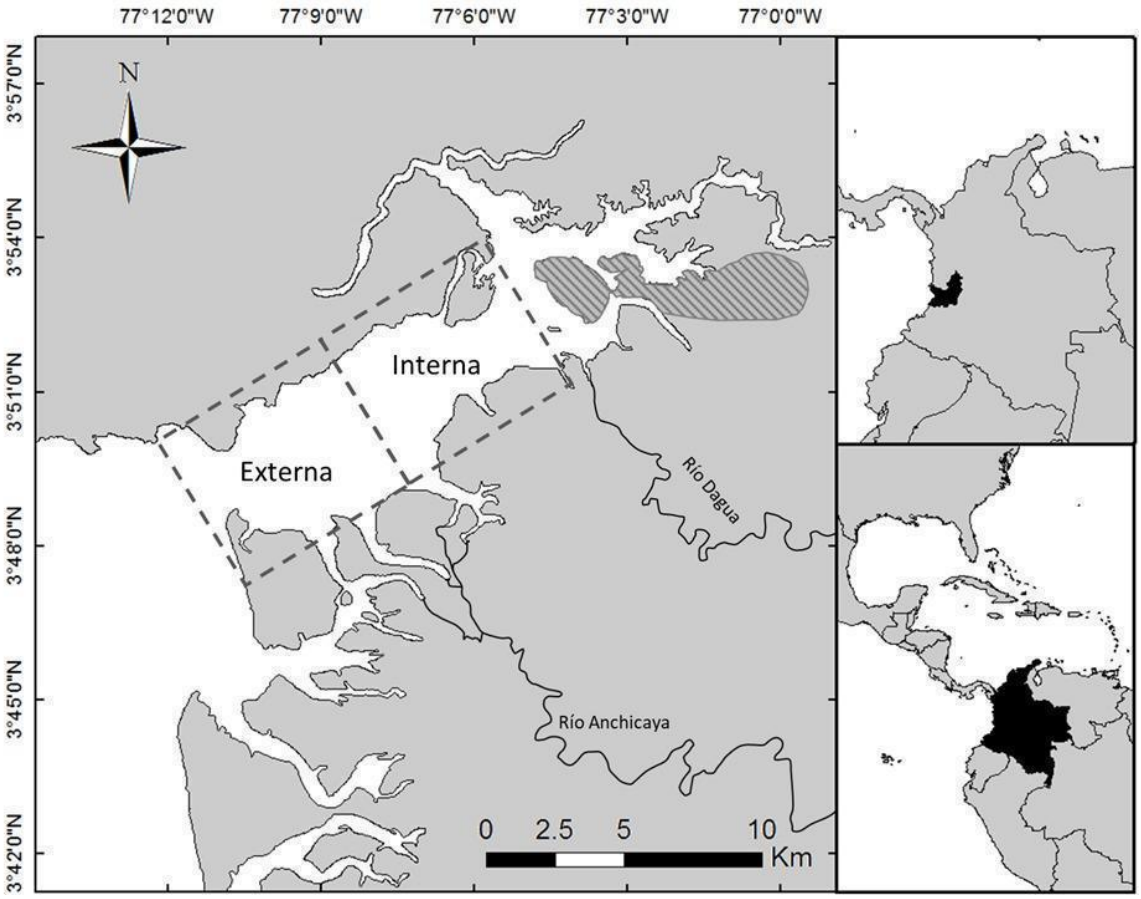
comunidad de macroinvertebrados, considerando la heterogeneidad espacial del estuario y los cambios climatológicos de la bahía de Buenaventura.

1.3 Materiales y métodos

1.3.1 Zona de estudio

La Bahía de Buenaventura (**Figura 1-1**), es un estuario tropical de la costa Pacífica colombiana (3°48'09.99'' - 3°52'38.57'' N; 77°06'30.75'' -77°09'25.96'' W), ubicada de dentro de la ZCIT; perteneciente a la Ensenada de Panamá ("Panama Bight") y el Chocó biogeográfico, zonas reconocidas a nivel mundial por albergar alta diversidad de hábitats y especies (Lemaire y Alvarez-León, 1992; Díaz y Gast-Harders, 2009). Cuenta con una extensión aproximada de 70 km^2 y una profundidad promedio de 10 m (Otero, 2005 y Peña-Salamanca, 2008). Se caracteriza por presentar dos periodos de lluvia al año; de abril a junio y de septiembre a noviembre (época de mayores precipitaciones), con precipitaciones mensuales que varía entre 300 mm–850 mm; y un régimen de mareas semidiurnas que oscila entre 3.7 m a 5 m (Cantera & Blanco, 2001). La temperatura promedio del agua superficial es variable, alcanzando temperaturas mensuales mínimas en noviembre y máximas en marzo (28.5 °C). La salinidad en general, a lo largo de la bahía, varía entre 16 y 28 ups, descendiendo cerca de la desembocadura de los ríos Dagua y Anchicayá (10-19 ups) y alrededor de la Bocana (Otero, 2005), es decir que, en la parte interna, hacia el costado suroriental de la Bahía, la columna de agua tiende a estratificarse debido a la afluencia los ríos Dagua y Anchicayá (Díaz, 2007), cuyos aportes de aguas fluviales de 126 m^3/s y 112 m^3/s, respectivamente, son mayores entre septiembre y noviembre (Cantera & Blanco, 2001; Gamboa-García et al., 2020). Sobre la desembocadura de ambos ríos (zona interna del estuario), se encuentran formadas pequeñas planicies deltaicas con amplios bajos lodosos e islas de manglar, que resultan de la acumulación de sedimentos (Díaz, 2007). Por el contrario, la zona externa de la bahía se caracteriza por una alta influencia marina, cuya entrada de agua ocurre por La Bocana, zona conformada por Punta Bazán en el norte y Punta Soldado en el sur (Cantera & Blanco, 2001; Díaz, 2007; Guevara-Fletcher et al., 2011). El pH del agua presenta características ligeramente alcalinas (6.5 - 8.5) y el oxígeno disuelto reportado supera los 3 mg/L, valores que indican una calidad óptima para el desarrollo y la preservación de organismos en aguas marinas (DIMAR-CCCP, 2012; Casanova-Rosero et al., 2015).

Figura 1-1: Bahía de Buenaventura. Zonas de muestreo distribuidas en un gradiente ambiental. Zona Interna: mayor influencia por descargas fluviales. Zona Externa: mayor influencia de agua marina.



Fuente: Grupo de investigación Ecología y Contaminación Acuática - ECONACUA.

1.3.2 Fase de campo

Para evaluar la dinámica espaciotemporal de la estructura comunitaria y diversidad de los macroinvertebrados y su relación con los parámetros ambientales de la Bahía de Buenaventura, se llevaron a cabo tres salidas de campo durante el año 2018. La primera, en la temporada de menores precipitaciones (marzo), denominada época seca; la segunda, durante la época de transición (julio); y la tercera, en la temporada de mayores precipitaciones o época de lluvia (noviembre). Se establecieron dos zonas de muestreo siguiendo un gradiente ambiental en cuanto a la salinidad y al aporte de sedimentos fluviales: la zona interna del estuario, con mayor influencia por parte del Río Dagua y

Anchicayá, y la zona externa, de condiciones marinas **(Figura 1-1)**. Cada área de muestreo fue georreferenciada utilizando un GPS (GARMIN). Los datos fisicoquímicos del agua se midieron a un metro de profundidad, mientas que, las muestras de sedimentos y biológicas, se obtuvieron a una profundidad no mayor a 6 metros, dadas las condiciones someras de las zonas muestreadas.

Por época y zona de muestreo se realizaron 6 réplicas, para un total de 36 muestras de macroinvertebrados (6 réplicas x 2 zonas x 3 épocas = 36). mediante método de pesca artesanal en lancha durante 10 minutos, usando una red de arrastre con ancho de trabajo de 8 m y ojo de malla de 2.5 cm, a una velocidad entre 3.1 y 4.0 Km/h, con un área de arrastre de 900.7 m^2. Adicionalmente, se tomaron seis réplicas de datos ambientales por época y zona de muestreo, para un total de 36 datos (6 réplicas x 2 zonas x 3 épocas = 36). Los datos de los parámetros fisicoquímicos registrados para el agua fueron: temperatura superficial, salinidad, transparencia, pH y oxígeno disuelto. Estos se tomaron con una sonda multiparámetro portátil Thermo Scientiyfic; y la transparencia con un disco Secchi. Las muestras de sedimentos se extrajeron con un tubo de PVC de 4.5 cm de diámetro, de las cuales solo se emplearon los primeros 5 cm de profundidad. Tanto para los datos biológicos, como para los ambientales, se dejó un lapso de 10 minutos entre una réplica y otra, para asegurar que sean muestras independientes (Gambo-García et al., 2020). Los organismos capturados y muestras de sedimentos fueron conservados frío a -20 °C.

1.3.3 Fase de laboratorio

Los macroinvertebrados fueron identificados taxonómicamente a nivel de especie utilizando la Guía de la FAO (Fischer et al. 1995) y la base de datos en línea World Register of Marine Species (WoRMS, 2022). Para cada individuo se registraron datos biológicos como peso (g) y talla (cm). La talla reportada para cefalópodos correspondió a la longitud total (LT) del manto; para langostas y camarones, la longitud total desde la placa rostral hasta el telson; y para cangrejos, la longitud total que abarca el ancho del caparazón.

Las muestras de sedimento fueron homogenizadas y separadas en dos fracciones. Posteriormente, fueron secadas al horno en cajas Petri durante 24 h a 110 °C, hasta obtener un peso constante. Una de las fracciones se utilizó para la cuantificación de

materia orgánica (MO) y otra realizar el perfil granulométrico. La cuantificación del contenido de MO se hizo mediante el método de pérdida por ignición, sometiendo el sedimento seco en una mufla a 450 °C durante 4h (Luque, 2003; Danovaro, 2009). El porcentaje de MO contenido en cada muestra se calculó siguiendo la **Ecuación 1-1** (modificada de Luque, 2003).

$$\% MO450 = ((PS_{110} - PS_{450}) / PS_{110}) \times 100 \qquad \textbf{Ecuación 1-1}$$

Donde, $\% MO_{450}$ es la determinación del porcentaje en peso de materia orgánica a 450 °C; PS_{110} corresponde al peso seco de la muestra antes de la ignición; y PS_{450} es el peso seco de la muestra posterior a la ignición a 450 °C.

La granulometría del sedimento para cada muestra se llevó a cabo por tamizado vibratorio durante 7 min, utilizando un juego de tamices entre 0.063 mm y 1.000 mm. La fracción retenida en cada tamiz fue pesada (precisión 0.0001 g) y clasificada según la escala Udden-Wentworth, como: arena gruesa (>0.500 mm), arena media (entre 0.500 y 0.250 mm), arena fina (entre 0.250 mm y 0.063 mm) y limos-arcillas (<0.063 mm) (Wentworth, 1922).

1.3.4 Análisis de datos

1.3.4.1 Variación espaciotemporal de los parámetros de estructura comunitaria y diversidad de macroinvertebrados

Se graficó la curva de acumulación de especies utilizando el estimador *Chao 1* en PRIMER-e, para corroborar si el esfuerzo de muestreo implementado en este estudio fue suficiente como para alcanzar un número de especies que representa la comunidad de macroinvertebrados de la Bahía de Buenaventura. Este estimador utiliza la abundancia de las especies, siendo el más riguroso de los modelos no paramétricos, considerando la relación entre el número de especies representadas por uno (*singletons*) y dos individuos (*doubletons*) en las muestras (Villarreal, et al., 2004).

Para caracterizar la estructura y composición de la comunidad de macroinvertebrados en las diferentes épocas y zonas del estuario, se calculó la abundancia absoluta de las especies (N: número total de individuos por especie), el porcentaje de abundancia relativa (% AR) **(Ecuación 1-2),** el porcentaje de frecuencia de ocurrencia (% FO) (**Ecuación 1-3**),

y el índice de valor biológico - IVB de las especies (siguiendo los criterios de Loya-Salinas y Escofet, 1990), el cual es un "indicador de la dominancia global por especie, basado en rangos y puntajes, considerando tanto la abundancia como la frecuencia de ocurrencia de las especies, para evitar asignar un orden de importancia general solo por abundancia total, donde se darían datos puntuales dominantes pero poco representativos" (Loya-Salinas y Escofet, 1990). Además, se estimó la densidad y biomasa general para la comunidad de macroinvertebrados, dividiendo la abundancia y el peso total de las especies sobre el área muestreada (900.7 m^2).

$$\% AR = (n_{especie} / N_{total}) \times 100 \qquad \textbf{Ecuación 1-2}$$

Donde, % AR es la proporción entre el total de individuos capturados por especie ($n_{especie}$) y el total de los individuos capturados en el estudio (N_{total}).

$$\% FO = (FA_{absoluta} / FT_{total}) \times 100 \qquad \textbf{Ecuación 1-3}$$

Donde, % FO es el porcentaje de la frecuencia de ocurrencia, que representa la relación porcentual entre la frecuencia absoluta de la especie ($FA_{absoluta}$), es decir, el número de veces que aparece la especie en todos los muestreos, y la frecuencia total (FTtotal), equivalente al número total de observaciones en los muestreos (Spaccesi, 2015).

Se calcularon algunos índices de diversidad, para las diferentes épocas y estaciones de muestreo, entre estos la riqueza específica (S: número total de especies); el índice de diversidad de Shannon-Wienner (H') (**Ecuación1-4**), que tiene en cuenta tanto la riqueza como la abundancia relativa de las especies; el índice de equidad de Pielou (J') (**Ecuación 1-5**), que basado en el índice de Shannon, determina la equidad como la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada; y la dominancia de Simpson (λ) (**Ecuación 1-6**), que tiene en cuenta las especies que están mejor representadas en términos de abundancia, estimando la probabilidad de que dos individuos obtenidos al azar, pertenezcan a la misma especie (Villarreal, et al., 2004; Spaccesi, 2015). Estos análisis se realizaron en PRIMER-e.

$$H' = - \Sigma P_i \times Ln (P_i) \qquad \textbf{Ecuación 1-4}$$

Donde, H' representa el *índice de Shannon-Wienner y P_i la abundancia relativa de la especie $_i$. Cuando H' presenta valores de cero (0) cuando hay una sola especie y Logaritmo,* cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos.

$$J' = H' / H'_{max} \qquad y \qquad H'_{max} = Ln (S) \qquad \textbf{Ecuación 1-5}$$

Donde, H' es el valor del índice de Shannon-Wiener y S número total de especies. El índice de Pielou (J') varía entre 0 y 1, adquiriendo el valor de 0 cuando las abundancias de las especies son muy desiguales, y 1 cuando las especies están igualmente representadas en abundancia.

$$\lambda = \Sigma P_i^2 \quad \textbf{Ecuación 1-6}$$

Donde, P_i es la abundancia proporcional de la especie, obtenido al dividir el número de individuos de la especie $_i$ sobre el número total de individuos de la muestra. "*Este índice, toma en cuenta la representatividad de los taxa con mayor valor de importancia sin evaluar la contribución del resto de los taxa. Lambda (λ) toma valores entre 0 (cero) a 1"* (Spaccesi, 2015).

Para identificar diferencias espaciotemporales, estadísticamente significativas, de los parámetros de estructura comunitaria y diversidad de los macroinvertebrados, se utilizó un análisis multivariado de varianza - PERMANOVA en PRIMER-e/PERMANOVA+, método no paramétrico basado en múltiples permutaciones, debido a que ninguna de las variables cumplió los supuestos de normalidad a pesar de las transformaciones aplicadas. Para este análisis se consideró la época climática (categorías: seca, transición y lluvia), la zona de muestreo (categorías: interna y externa), y su interacción, como factores principales para la prueba de hipótesis de cada variable. El P-valor, obtenido mediante las permutaciones, fue considerado significativo cuando, $P < 0.05$. Las diferencias significativas encontradas (Pairwise Test, $P < 0.05$) fueron reportadas como letras, en las tablas, junto a los promedios y desviaciones de cada variable.

1.3.4.2 Variación espaciotemporal de los parámetros ambientales del agua y los sedimentos

Para determinar la estructura y composición de las partículas, se realizaron perfiles granulométricos por época climatológica y estación de muestreo, graficando los resultados de los porcentajes de sedimento retenido y que pasaron a través del tamiz (**Ecuación 1-7**) (Palacio-León et al., 2017).

$$\% \text{ Retenido} = (PR_{Tamiz} / PT_{Muestra}) \times 100 \quad \textbf{Ecuación 1-7}$$

Donde, PR corresponde al peso retenido en cada tamiz y PT al peso total de cada muestra. De este modo, el porcentaje que pasa se puede calcular usando:

$$\% \text{ Pasa} = 100 - \% \text{ Retenido acumulado}$$

Mediante estadística descriptiva (promedio y desviación estándar), y un análisis de escalamiento multidimensional – MDS, desarrollado con base a una matriz de similaridad,

utilizando distancia Euclidiana, en PRIMER-e, se observó el comportamiento espacial y temporal de las variables fisicoquímicas del agua y los sedimentos del estuario.

Paralelamente a la estadística descriptiva, se realizaron pruebas de normalidad (Shapiro Wilk) a los residuales de los modelos a evaluar en los análisis de varianza, Los sets de datos que no cumplieron los supuestos de normalidad fueron transformados hasta que los residuales de sus modelos fueron normales. A continuación, realizó un análisis multivariado de varianza MANOVA, para todo el conjunto de variables ambientales, seguido por un ANOVA para cada variable, con época climática, estación de muestreo y su interacción, como factores principales; con un Modelo Lineal General y las medias de diferencias de cuadrados (G, para lo cual se analizó el error tipo III. Posteriormente, se verificó el cumplimiento de la hipótesis alterna para cada variable y factor por separado; aplicando la prueba de Tukey cuando el modelo fue significativo (p <0.05). Esto, con el fin de identificar entre qué época climática o estación de muestreo, se encontraron diferencias significativas (Tukey, p <0.05) en los promedios de las variables analizadas. Los resultados del post-ANOVA (Tukey, p <0.05) fueron reportados como letras, en las tablas, junto con los promedios y desviaciones de cada variable. Todos los análisis se realizaron en RStudio.

1.3.4.3 Relación entre las variables ambientales y los parámetros de estructura comunitaria y diversidad de macroinvertebrados

Para determinar la influencia de los variables ambientales sobre los parámetros de estructura comunitaria y diversidad de los macroinvertebrados de la bahía de Buenaventura, y entre los mismos grupos de variables, se determinaron los Coeficientes de Correlación de Spearman en RStudio, medida no paramétrica que mide la fuerza y dirección de asociación (correlación o interdependencia) entre dos variables clasificadas, en este caso de las variables ambientales y biológicas (densidad, biomasa, e índices de diversidad). Este análisis fue elegido teniendo en cuenta los resultados previos de las pruebas de normalidad (Shapiro Wilk), tanto de las variables biológicas como ambientales, donde las primeras no lograron cumplir con este supuesto. Los resultados de este análisis que se tuvieron en cuenta fueron aquellos donde los coeficientes obtuvieron un p (rho) >0.3 y una significancia de p <0.05. De forma complementaria, se llevó a cabo un análisis de Correlación de Spearman entre el conjunto de variables ambientales y la abundancia

de las cuatro especies más importantes de la bahía, según el índice de valor biológico (IVB), con el objetivo de relacionar la influencia de las condiciones ambientales con la distribución de estas especies.

1.4 Resultados

1.4.1 Variación espaciotemporal de los parámetros de estructura comunitaria y diversidad de macroinvertebrados

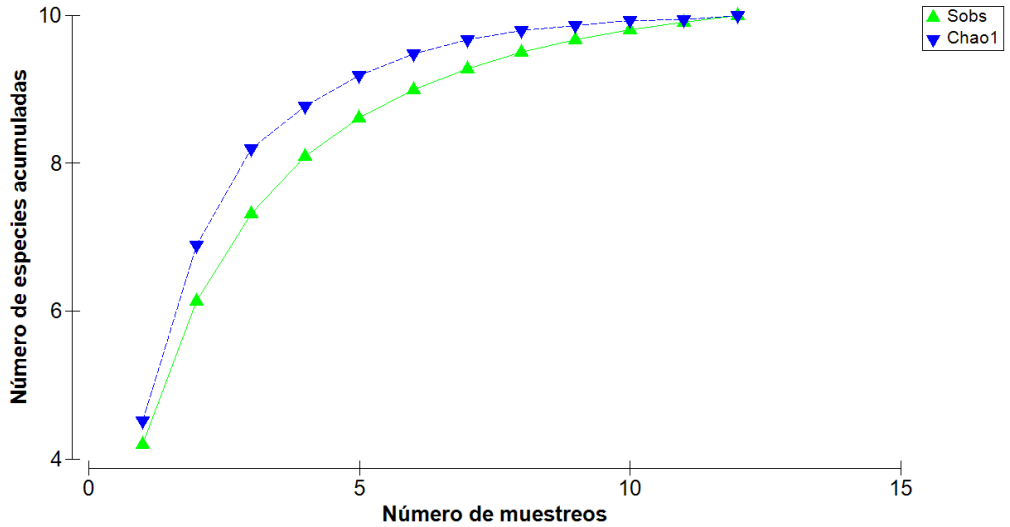
Durante el estudio se capturó un total de 620 individuos: 135 en la época seca, 226 en la época de transición y 259 en la época de lluvia; 159 individuos en la zona interna de la bahía y 461 en la zona externa (**Tabla 1-1**). Del total de individuos capturados se identificaron 10 especies de macroinvertebrados, principalmente crustáceos del orden Decápoda, entre las cuales se encuentran, cuatro especies de jaibas pertenecientes a la familia Portunidae: *Callinectes arcuatus, Callinectes toxotes, Achelous asper y Cronius ruber*; tres especies de camarones pertenecientes a la familia Penaeidae: *Xiphopenaeus riveti, Rimapenaeus byrdi* y *Penaeus brevirostris*; una langosta de la familia Palinuridae, *Panulirus gracilis;* y un camarón mantis del Orden Estomatópoda, familia Squillidae, *Squilla aculeata aculeata*. Además, se capturó una especie de molusco, el cefalópodo *Lolliguncula (Lolliguncula) panamensis*, perteneciente a la familia Loliginidae.

La curva de acumulación de especies observada presentó un comportamiento asintótico con respecto a la esperada, a partir del estimador de *Chao 1* (**Figura 1-2**), por lo cual se asume que el esfuerzo de muestreo fue satisfactorio para este estudio, logrando un número adecuado de especies (10 especies) que representan la población de macroinvertebrados presentes en esta bahía.

Tabla 1-1: Abundancia y distribución de las especies de macroinvertebrados en diferentes épocas climáticas y zonas de la bahía de Buenaventura.

Especie	Época seca			Época de transición			Época de lluvia			Individuos por especie
	Externa	Interna	∑	Externa	Interna	∑	Externa	Interna	∑	
Callinectes arcuatus Jaiba cuata	27	39	66	23	53	76	14	7	21	**163**
Callinectes toxotes Jaiba gigante	0	2	2	1	0	1	1	1	2	**5**
Cronius ruber Jaiba	0	0	0	1	0	1	0	0	0	**1**
Lolliguncula panamensis Calamar dedal panameño	10	29	39	1	0	1	0	4	4	**44**
Panulirus gracilis Langosta verde espinosa	8	0	8	1	0	1	2	0	2	**11**
Penaeus brevirostris Camarón pink	0	0	0	12	3	15	24	1	25	**40**
Achelous asper Jaiba áspera	1	0	1	2	0	2	0	0	0	**3**
Squilla aculeata aculeata Camarón bravo	1	7	8	4	2	6	3	2	5	**19**
Rimapenaeus byrdi Camarón tigre	9	2	11	15	1	16	9	5	14	**41**
Xiphopenaeus riveti Camarón tití	0	0	0	106	1	107	186	0	186	**293**
Número de individuos	**56**	**79**	**135**	**166**	**60**	**226**	**239**	**20**	**259**	**620**
Número de especies	**6**	**5**	**7**	**10**	**5**	**10**	**7**	**6**	**8**	**10**

Figura 1-2: Curva de acumulación de las especies de macroinvertebrados capturados en dos zonas de la bahía de Buenaventura durante tres épocas climáticas distintas. La línea azul representa la curva de acumulación de especies esperada según el estimador de Chao 1, y la línea verde la curva de acumulación de especies observada en este estudio.



La densidad total de la comunidad de macroinvertebrados presentó diferencias temporales y espaciales (PERMANOVA época, P= 0.007; PERMANOVA zona, P= 0.0106), mientras que la biomasa total únicamente exhibió diferencias a nivel espacial (PERMANOVA zona, P= 0.0434). De este modo, se evidenció, para la densidad, que la época seca fue significativamente diferente a las otras épocas climáticas, con un promedio más bajo (0.012 ± 0.010 ind/m^2), contrastando especialmente con la época de lluvia, la cual ostentó el promedio más alto (0.042 ± 0.039 ind/m^2). Por el contrario, la biomasa durante la época de lluvia fue la más baja de las tres temporadas (0.262 ± 0.238 g/m^2) (**Tabla 1-2**). A nivel espacial, la zona externa fue significativamente diferente de la zona interna de la bahía, tanto para la densidad como para la biomasa total, con promedios más altos (0.028 ± 0.033 ind/m^2; 0.310 ± 0.202 g/m^2) (**Tabla 1-2**).

En cuanto a los índices: riqueza específica (S), diversidad de Shannon (H'), equidad de Pielou (J') y dominancia de Simpson (λ), no se encontraron diferencias espaciotemporales estadísticamente significativas. No obstante, se encontró una mayor riqueza de especies durante la época de transición (S= 3.0 ± 1.9 sp.) y en la zona externa de la bahía (S= 3.2 ± 1.8 sp.) (**Tabla 1-2**). Respecto a la diversidad y la equidad, estos valores también fueron más altos en la zona externa del estuario (H'= 0.72 ± 0.44; J'= 0.62 ± 0.36); pero durante la época seca (H'= 0.67 ± 0.41; J'= 0.67 ± 0.35). En contraste, y como era de esperarse, la dominancia fue menor en la época seca (λ = 0.44 ± 0.24) y en la estación externa (λ= 0.49 ± 0.26), donde la diversidad y la equidad fueron mayores (**Tabla 1-2**).

Tabla 1-2: Variación espaciotemporal (promedio ± desv est) de los parámetros de diversidad y otros índices comunitarios de los macroinvertebrados de la bahía de Buenaventura. Las letras indican diferencias significativas (Pairwise Test, P <0.05).

	Densidad (ind/m^2)	**Biomasa (g/m^2)**	**Indices de diversidad**			
			Riqueza (S)	**Diversidad Shannon (H')**	**Equidad Pielou (J')**	**Dominancia Simpson (λ')**
Época						
Seca	0.012 ± 0.010 **b**	0.279 ± 0.221	2.5 ± 1.6	0.67 ± 0.41	0.67 ± 0.35	0.44 ± 0.24
Transición	0.021 ± 0.021 **a**	0.357 ± 0.271	3.0 ± 1.9	0.64 ± 0.51	0.51 ± 0.37	0.57 ± 0.31
Lluvia	0.024 ± 0.039 **a**	0.262 ± 0.238	2.5 ± 1.8	0.59 ± 0.52	0.53 ± 0.45	0.49 ± 0.33
Zona						
Interna	0.010 ± 0.010 **b**	0.288 ± 0.280 **b**	2.2 ± 1.5	0.55 ± 0.49	0.52 ± 0.41	0.52 ± 0.33
Externa	0.028 ± 0.033 **a**	0.310 ± 0.202 **a**	3.2 ± 1.8	0.72 ± 0.44	0.62 ± 0.36	0.49 ± 0.26

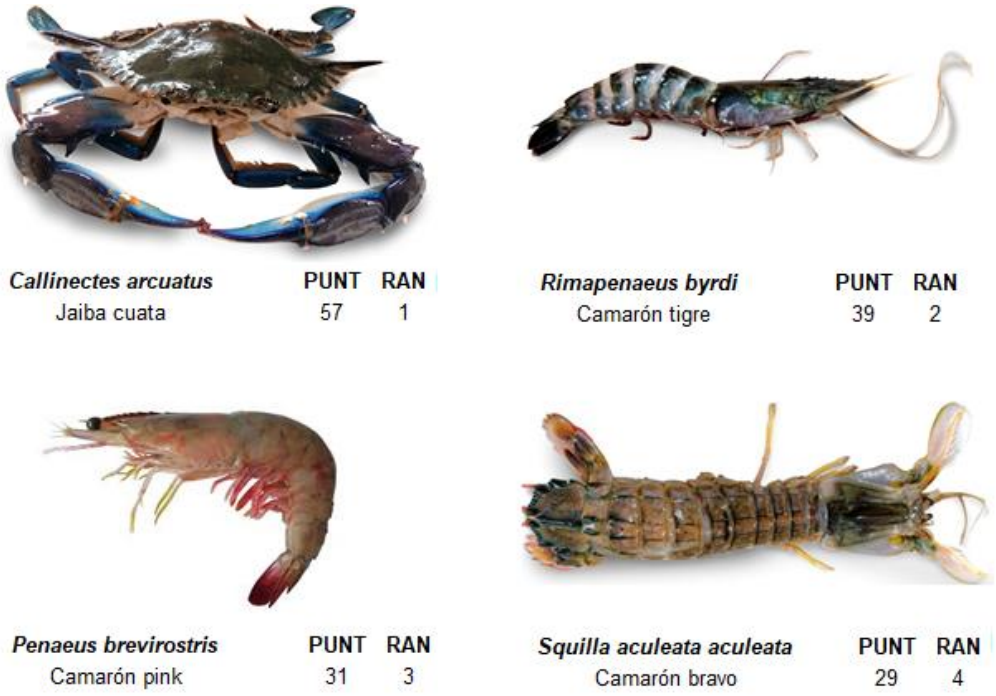
La especie con mayor porcentaje de abundancia relativa dentro de la Bahía fue *X. riveti* (47.26 %), seguido por *C. arcuatus* (26.29 %) (**Tabla 1-3**). No obstante, *C. arcuatus* tuvo mayor porcentaje en la frecuencia de ocurrencia (86.11 %) comparado con *X. riveti,* cuyo valor fue 19.44 % (**Tabla 1-3**), siendo coherente con el hecho de que, la presencia de *X. riveti* estuvo limitada a la zona del estuario con mayores condiciones marinas durante la época de transición y de lluvias, mientras que *C. arcuatus* se encontró presente en todas las épocas climatológicas y en todas las zonas del estuario. Otras especies que destacaron por su abundancia y frecuencia durante las tres temporadas y zonas de muestreo fueron: *L. (Lolliguncula) panamensis*, *R. byrdi* y *S. aculeata aculeata* (**Tabla 1-1**).

Cabe destacar que según el índice de valor biológico - IVB (**Tabla 1-3**), las cuatro especies con mayor importancia, en términos de dominancia, dentro de la comunidad de macroinvertebrados en la Bahía Buenaventura, en orden descendente son: *C. arcuatus*, *R. byrdi, P. brevirostris* y *S. aculeata aculeata* **(Figura 1-3)***,* coincidiendo con el orden de las especies más frecuentes (% FO) en el estuario (**Tabla 1-3**).

Tabla 1-3: Parámetros de estructura comunitaria de los macroinvertebrados de la bahía de Buenaventura. IVB: Índice de Valor Biológico. PUNT: puntaje asignado a cada especie. RAN: orden de dominancia según este índice.

	IVB		Abundancia		Frecuencia de ocurrencia (%)	Densidad (ind/m^2)	Biomasa (g/m^2)	Talla (cm)
	PUNT	RAN	Absoluta (N)	Relativa (%)				
C. arcuatus	57	1	163	26.29	86.11	0.18	5.80	3.5 - 13.3
R. byrdi	39	2	41	6.61	38.89	0.05	0.47	4.2 - 14.0
P. brevirostris	31	3	40	6.45	27.78	0.04	0.31	6.0 - 13.0
S. aculeata	29	4	19	3.06	30.56	0.02	0.30	6.7 - 15.0
L. panamensis	26	5	44	7.10	30.56	0.05	0.28	2.5 - 7.7
X. riveti	20	6	293	47.26	19.44	0.33	1.40	6.0 - 11.2
P. gracilis	7	7	11	1.77	11.11	0.01	0.59	4.1 - 15.5
C. toxotes	0	-	5	0.81	13.89	0.01	1.54	14.0 - 19.0
C. ruber	0	-	1	0.16	2.78	0.00	0.02	5.5 - 5.5
A. asper	0	-	3	0.48	5.56	0.00	0.06	4.4 - 7.0
			620	**100**		**0.69**	**10.8**	

Figura 1-3: Especies de macroinvertebrados con mayor dominancia en la bahía de Buenaventura, según el índice de valor biológico – IVB (PUNT: puntaje; RAN: ranking).



Fuente: Autoría propia. Erazo, K. 2018. Fotografía de cuatro especies de invertebrados marinos capturados en la bahía de Buenaventura, como registro para la presente tesis.

Por su parte, la jaiba *C. arcuatus*, una de las cuatro especies más importantes de la bahía, según IVB, presentó diferencias temporales estadísticamente significativas en la abundancia (ANOVA época, p= 0.0176), destacando a la época lluviosa por obtener el promedio más bajo (1.75 ± 1.42 ind). De igual manera, el camarón *P. brevirostris* mostró diferencias significativas tanto temporales como espaciales en la abundancia (ANOVA época, p= 0.0236; ANOVA zona, p= 0.02), diferenciando particularmente a la época seca por la ausencia de esta especie; y a la zona externa, por una mayor abundancia de sus individuos (2.00 ± 3.40 ind) (**Tabla 1-4**). El camarón *R. byrdi* solamente presentó diferencias espaciales en la abundancia (ANOVA zona, p= 0.064), caracterizando a la zona externa por ostentar promedios más altos (1.83 ± 2.26 ind) (**Tabla 1-4**). La especie *S. aculeata,* no presentó diferencias espaciotemporales estadísticamente significativas.

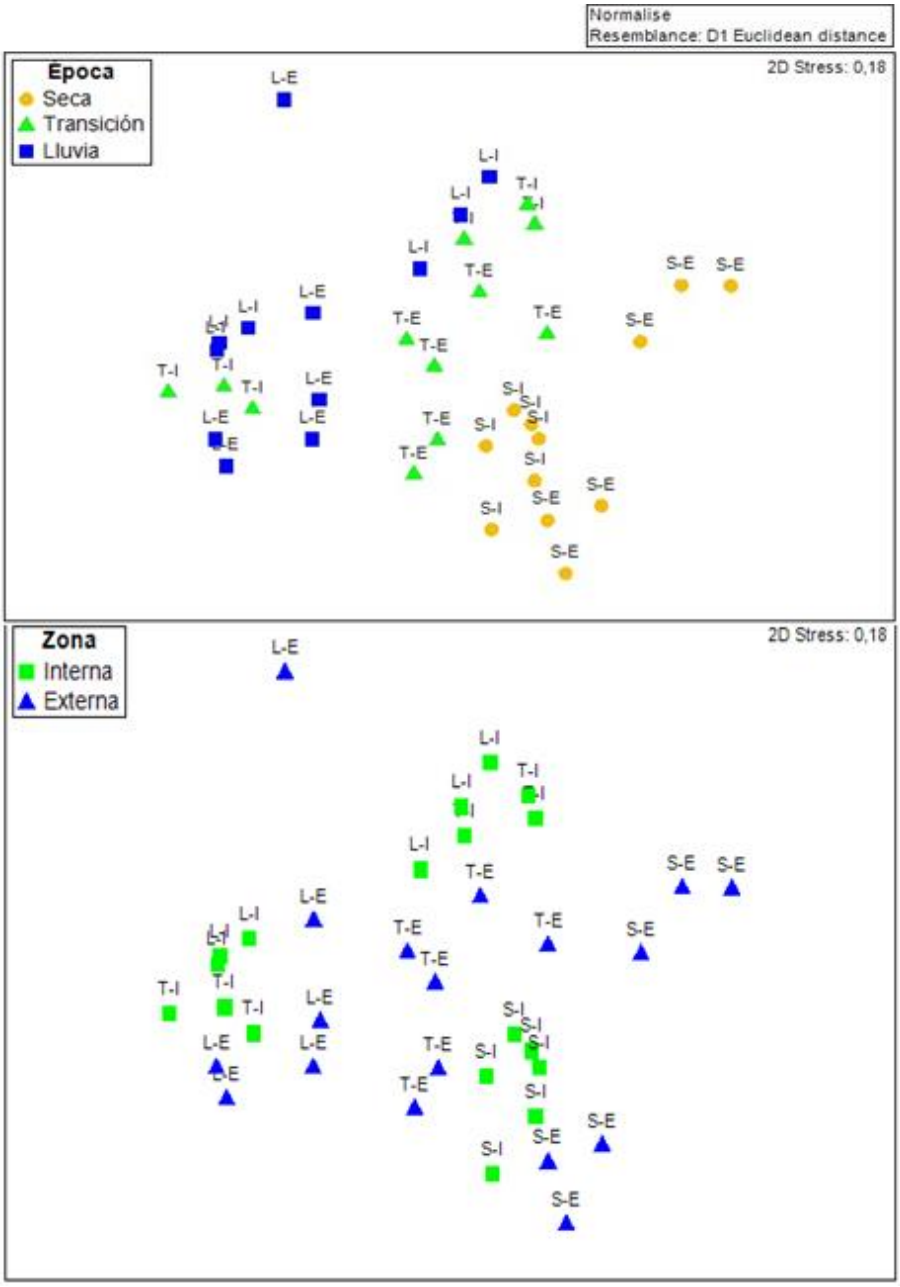
Tabla 1-4: Variación espaciotemporal (promedio ± desv est) de las cuatro especies de macroinvertebrados más importantes de la bahía de Buenaventura: Las letras indican diferencias significativas (Tukey, $p < 0.05$).

	C. arcuatus **(N)**	***P. brevirostris*** **(N)**	***R. byrdi*** **(N)**	***S. aculeata*** **(N)**
Época				
Seca	5.50 ± 5.45 **a**	0.00 ± 0.00 **b**	0.92 ± 1.88	0.67 ± 1.23
Transición	6.33 ± 6.24 **a**	1.25 ± 1.66 **a**	1.33 ± 2.06	0.50 ± 0.80
Lluvia	1.75 ± 1.42 **b**	2.08 ± 3.96 **a**	1.17 ± 1.70	0.42 ± 0.90
Zona				
Interna	5.50 ± 6.67	0.22 ± 0.55 **b**	0.44 ± 0.92 **b**	0.61 ± 1.04
Externa	3.56 ± 2.77	2.00 ± 3.40 **a**	1.83 ± 2.26 **a**	0.44 ± 0.92

1.4.2 Variación espaciotemporal de los parámetros ambientales del agua y los sedimentos

En general, el conjunto de variables fisicoquímicas del agua y los sedimentos de la Bahía Buenaventura variaron temporal (MANOVA, F= 14.5238, p <0.0001) y espacialmente (MANOVA, F= 22.9542, p <0.0001. Esto significa que, tanto las épocas climáticas, así como las particularidades de las diferentes zonas del estuario y su interacción (MANOVA, F= 4.495, p <0.0001), influyeron en las características ambientales de la bahía. Incluso, se puede observar un agrupamiento particular de los datos para cada época climatológica y zona del estuario, evidenciando, especialmente, una mayor disimilitud entre la época seca y de lluvia, y entre la zona interna y externa del estuario, con respecto a sus condiciones ambientales (**Figura 1-4**).

Figura 1-4: Análisis de escalamiento multidimensional métrico (MDS) de las variables ambientales, en diferentes épocas climáticas y zonas de la bahía de Buenaventura. Épocas: Seca (S), menores precipitaciones; Transición (T), precipitaciones intermedias; Lluvia (L), mayores precipitaciones. Zonas: Interna (I), mayor influencia por descargas fluviales; Externa (E), mayor influencia de agua marina.



Entre los parámetros ambiéntales del agua, que aportaron a la variación espaciotemporal de la bahía, se encuentra, la temperatura (ANOVA época, F= 16.8911, p <0.0001), cuyas épocas climáticas fueron significativamente diferentes entre sí (Tukey, p <0.05), encontrándose valores de temperatura más altos durante la época seca (29.25 ± 0.55 °C) y más bajos durante la temporada de lluvia (28.07 ± 0.20 °C), y aunque no se evidenciaron diferencias significativas a nivel espacial, la zona externa de la bahía presentó un promedio de temperatura más alto (28.68 ± 0.78 °C) (**Tabla 1-5**).

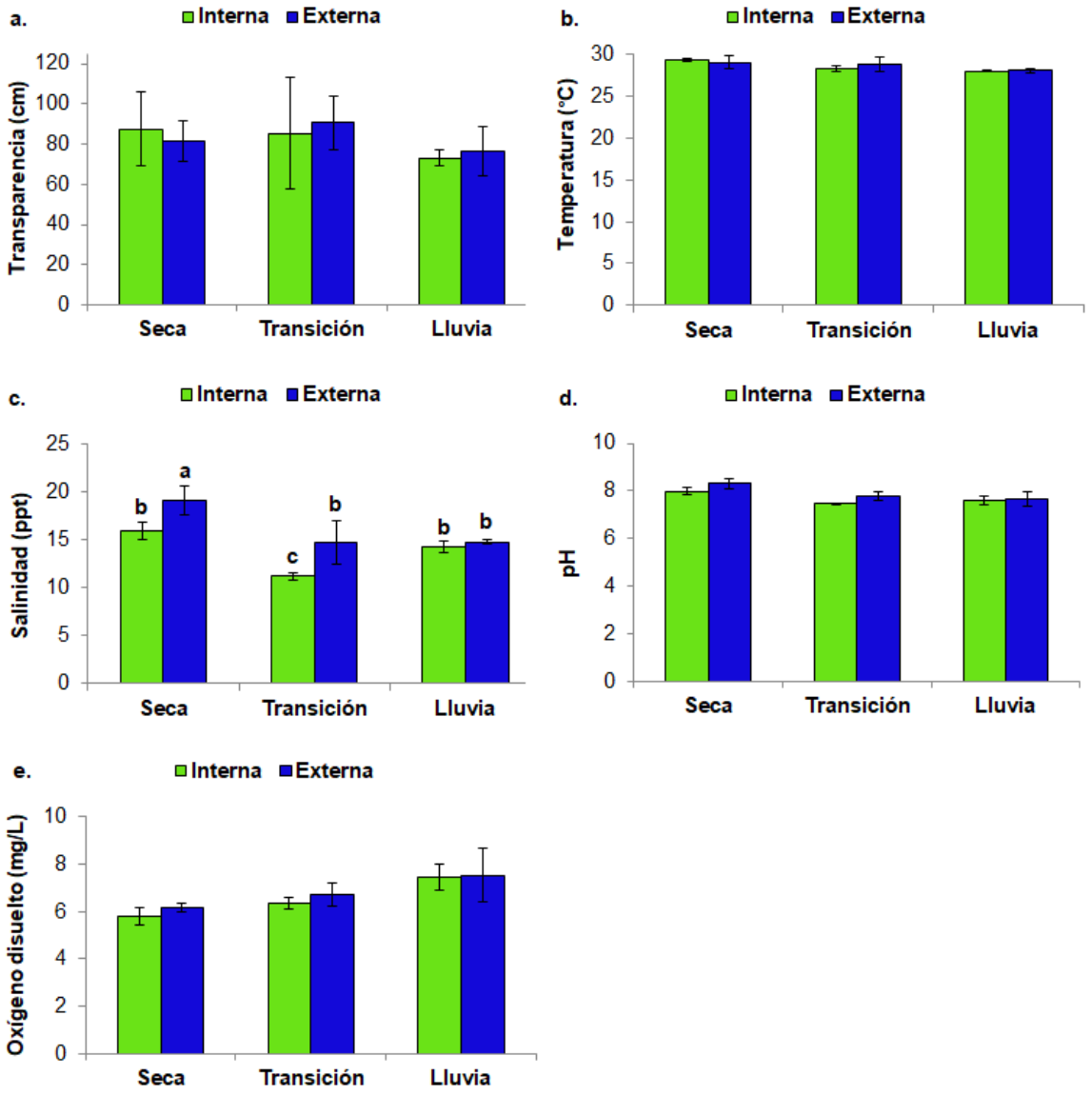
Tabla 1-5: Variación espaciotemporal (promedio ± desv est) de las variables fisicoquímicas del agua de la bahía de Buenaventura. Las letras indican diferencias significativas (Tukey, p <0.05).

	Transparencia (cm)	Temperatura (°C)	Salinidad (ppt)	pH	Oxígeno disuelto (mg/L)
Época					
Seca	84.33 ± 14.39	29.25 ± 0.55 **a**	17.51 ± 2.07 **a**	8.15 ± 0.24 **a**	5.98 ± 0.33 **c**
Transición	87.92 ± 21.02	28.59 ± 0.69 **b**	12.96 ± 2.41 **c**	7.63 ± 0.23 **b**	6.52 ± 0.42 **b**
Lluvia	74.67 ± 8.98	28.07 ± 0.20 **c**	14.48 ± 0.53 **b**	7.65 ± 0.24 **b**	7.49 ± 0.86 **a**
Zona					
Interna	81.89 ± 19.36	28.59 ± 0.64	13.75 ± 2.09 **b**	7.68 ± 0.26 **b**	6.53 ± 0.80
Externa	82.72 ± 12.77	28.68 ± 0.78	16.21 ± 2.59 **a**	7.93 ± 0.36 **a**	6.79 ± 0.90

La salinidad (ANOVA época, F= 44.6541, p <0.0001; ANOVA zona, F= 37.6358, p <0.0001) y el pH (ANOVA época, F= 27.5262, p <0.0001; ANOVA zona, F= 14.6658, p= 0.00061), fueron variables para las cuales se identificó que la época seca es significativamente diferente a las demás (Tukey, p < 0.05) por ostentar promedios más altos (salinidad 17.51 ± 2.07 ppt; pH: 8.15 ± 0.24), contrastando con la época de transición, la cual presento promedios significativamente más bajos (salinidad 12.96 ± 2.41 ppt; pH: 7.63 ± 0.23) **(Tabla 1-5)**. A nivel espacial, se evidenció que estas dos variables fueron significativamente mayores en la zona externa de la bahía (Tukey, p <0.05) con promedios de 16.21 ± 2.59 ppt y 7.93 ± 0.36, respectivamente (**Tabla 1.5**). Además, para la salinidad se identificó un efecto de la época climatológica sobre la zona de muestreo (ANOVA época*zona, F= 37.6358, p <0.0001, encontrando que, en la zona externa de la bahía durante la época seca, la salinidad es mayor (19.13 ± 1.5 ppt), mientras que, en la zona interna durante la época de transición, la salinidad es más baja (11.18 ± 0.38) **(Figura 1-**

5c). Tanto la temperatura como la salinidad influyen positivamente en los niveles de pH, es decir que, cuando estas variables incrementan los valores de pH también (temperatura-pH: rho= 0.52, *p*= 0.0012; salinidad-pH: rho= 0.86, *p* <0.0001) **(Figura 1-7**).

Figura 1-5: Variación espaciotemporal de las variables fisicoquímicas del agua de la bahía de Buenaventura. Épocas: Seca, menores precipitaciones; Transición, precipitaciones intermedias; Lluvia, mayores precipitaciones. Zonas: Interna, mayor influencia por descargas fluviales; Externa, mayor influencia de agua marina. Las letras indican diferencias significativas (Tukey, *p* <0.05).

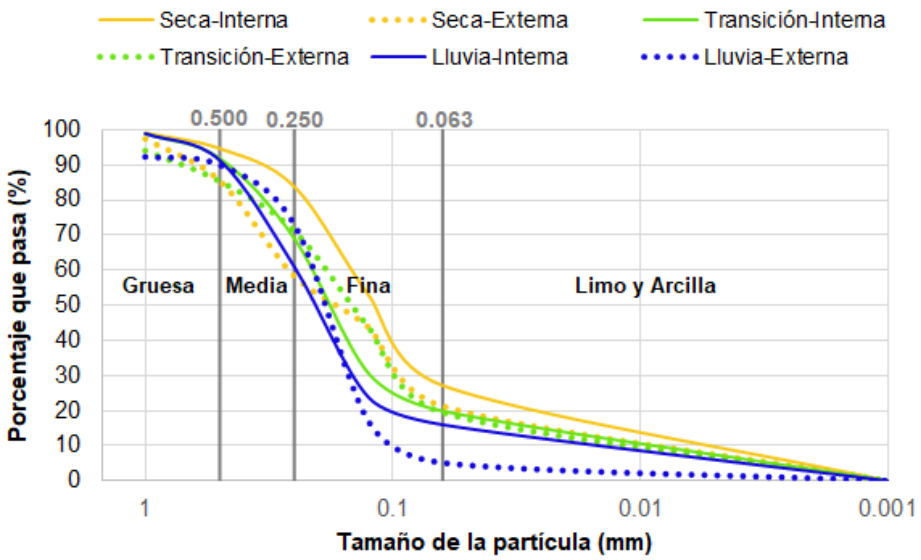


Y el oxígeno disuelto (ANOVA época, F= 21.5039, p <0.0001), variable para la cual las épocas climáticas fueron significativamente diferentes entre sí (Tukey, p <0.05), encontrándose valores de más altos durante la época de mayores precipitaciones (7.49 ± 0.86 mg/L) y más bajos durante la época seca (5.98 ± 0.3328.07 mg/L). A pesar de no detectar diferencias significativas a nivel espacial, la zona externa de la bahía presentó valores más altos de oxígeno disuelto (6.79 ± 0.90 mg/L) (**Tabla 1-5**). La tendencia creciente de los valores de oxígeno disuelto, desde la temporada de seca hasta la época de lluvia (**Figura 1-5e**), es contrario a lo observado para la temperatura, la cual presentó una tendencia decreciente a lo largo del año, desde la época seca hasta la temporada de máximas precipitaciones (**Figura 1-5b**). Con respecto a la salinidad, se determinó que el oxígeno disuelto tiende a disminuir cuando la salinidad incrementa (rho= -0.33, p= 0.0464) (**Figura 1-7**).

Respecto a los análisis de sedimentos, los perfiles granulométricos sugirieron que, durante las tres temporadas climatológicas, tanto en la zona interna como externa, predominó el tipo de partícula denominado arena fina (0.250 mm - 0.063 mm), aportando entre un 37 % y 68 % en la composición del sedimento; observándose un incremento espaciotemporal de este tipo de partícula entre la época seca y la época de lluvia, y entre la zona interna y externa de la bahía, de aproximadamente un 30 %. Simultáneamente, se apreció una leve disminución del contenido de limo y arcilla (<0.063mm) entre las mismas épocas (de 27 % a 5 %), con porcentajes más bajos en la zona externa de la bahía (**Figura 1-6**). Este resultado es respaldado con la correlación negativa encontrada entre el porcentaje de arena fina y limo-arcilla (rho= -0.4, p= 0.0168) (**Figura 1-7**).

El porcentaje de contribución de arena media (0.500 mm – 250 mm) fue similar al de limo y arcilla, siendo menor al 30%, aunque con una mayor contribución durante la época de lluvia. Por su parte, la arena gruesa fue el tipo de partícula con menor aporte en la composición del sedimento, cuyos valores no superaron el 15 % en ninguna de las épocas y zonas de muestreo (**Figura 1-6**); con una fuerte tendencia a disminuir a medida que el porcentaje de arena fina aumenta (rho= -0.7, p <0.0001) (**Figura 1-7**). Además, su porcentaje de contribución en la composición del sedimento estuvo correlacionada con la transparencia del agua (rho= 0.34, p= 0.0439) (**Figura 1-7**).

Figura 1-6: Perfil granulométrico del sedimento correspondiente a dos zonas de la bahía de Buenaventura durante tres épocas climáticas distintas. Épocas: Seca, menores precipitaciones; Transición, precipitaciones intermedias; Lluvia, mayores precipitaciones. Zonas: Interna, mayor influencia por descargas fluviales; Externa, mayor influencia de agua marina.



Los tipos de partículas que presentaron variaciones espaciotemporales significativas fueron, la arena media (ANOVA época*zona, F= 6.8276, p= 0.0036), y arena fina (ANOVA época*zona, F= 7.1680, p= 0.002854), para las cuales se identificó la influencia de la época climatológica sobre la zona del estuario, encontrando que el porcentaje de contribución de la arena media es significativamente mayor en la zona interna de la bahía durante la época de lluvia (30.36 ± 11.01 %), y menor en la zona interna del estuario, pero durante la época seca (10.83 ± 2.92 %) (**Tabla 1-6**). Por el contrario, los porcentajes de contribución de la arena fina fueron significativamente mayores sobre la zona externa de la bahía durante la época de lluvia (67.87 ± 11.79 %) y menores en la zona externa durante la época seca (37.10 ± 19.48 %). La variación en los porcentajes de arena media se correlacionó negativamente con la salinidad (rho= -0.38, p= 0.024) y el pH (rho= -0.37, p= 0.0267); y los porcentajes de arena fina con la temperatura (rho= -0.35, p= 0.0352), es decir que tanto la arena media y fina disminuye disminuyen cuando estas variables aumentan (**Figura 1-7**).

Por su parte, el tipo de grano, limo y arcilla presentó diferencias a nivel temporal (ANOVA época, F = 7.5406, p = 0.002223), resaltando a la época de mayores precipitaciones por ser significativamente diferente a las demás temporadas (Tukey, p <0.05), al ostentar el menor promedio de contribución (10.56 ± 10.28 %), contrastando especialmente con la época de seca, la cual se presentó un promedio de contribución más alto (24.21 ± 7.88 %) (**Tabla 1-6**). Aunque a nivel espacial no se detectaron diferencias estadísticamente significativas, la zona interna de la bahía presenta un mayor porcentaje de limos y arcillas (21.01 ± 10.84 %). Este tipo de partícula estuvo fuertemente correlacionado con la transparencia (rho= 0.35, p=0.0387, la temperatura (rho= 0.46, p= 0.0046), y el pH del agua (rho= 0.44, p= 0.0067), incrementando su porcentaje de contribución junto con los valores de estas variables (**Figura 1-7)**.

Tabla 1-6: Variación espaciotemporal (promedio ± desv est) de los parámetros ambientales de los sedimentos de la bahía de Buenaventura. Las letras indican diferencias significativas (Tukey, p <0.05).

	Arena gruesa (%)	Arena media (%)	Arena fina (%)	Limo y arcilla (%)	Materia orgánica (%)
Época					
Seca	9.93 ± 7.11	18.98 ± 16.64	46.88 ± 17.03	24.21 ± 7.88 **a**	6.15 ± 1.97
Transición	11.40 ± 8.60	18.51 ± 5.99	50.44 ± 14.82	19.66 ± 9.15 **a**	4.89 ± 2.17
Lluvia	9.37 ± 12.11	23.66 ± 11.16	56.41 ± 15.98	10.56 ± 10.28 **b**	4.79 ± 4.14
Zona					
Interna	7.39 ± 6.74	21.34 ± 10.38	50.26 ± 12.76	21.01 ± 10.84	6.24 ± 3.61
Externa	13.08 ± 10.70	19.42 ± 13.60	52.23 ± 19.05	15.27 ± 9.80	4.32 ± 1.58

A pesar de no haber detectado diferencias espaciotemporales estadísticamente significativas para el contenido de materia orgánica en los sedimentos, esta variable presentó variaciones importantes en sus valores, con promedios más altos en la época seca (6.15 ± 1.97 %) y en la zona interna (6.24 ± 3.61 %) de la bahía, mientras que la época de lluvia y la zona externa obtuvieron promedios más bajos (4.79 ± 4.14 % y 4.32 ± 1.58 %). De hecho, la diferencia se hace más visible al considerar la influencia de la época climatológica sobre la zona del estuario, encontrando que el contenido de materia orgánica es mayor sobre en la zona interna del estuario durante la época seca (7.24 ± 1.38 %) y menor en la zona externa de bahía durante la época de lluvia (3.035 ± 0.77 %). Esta

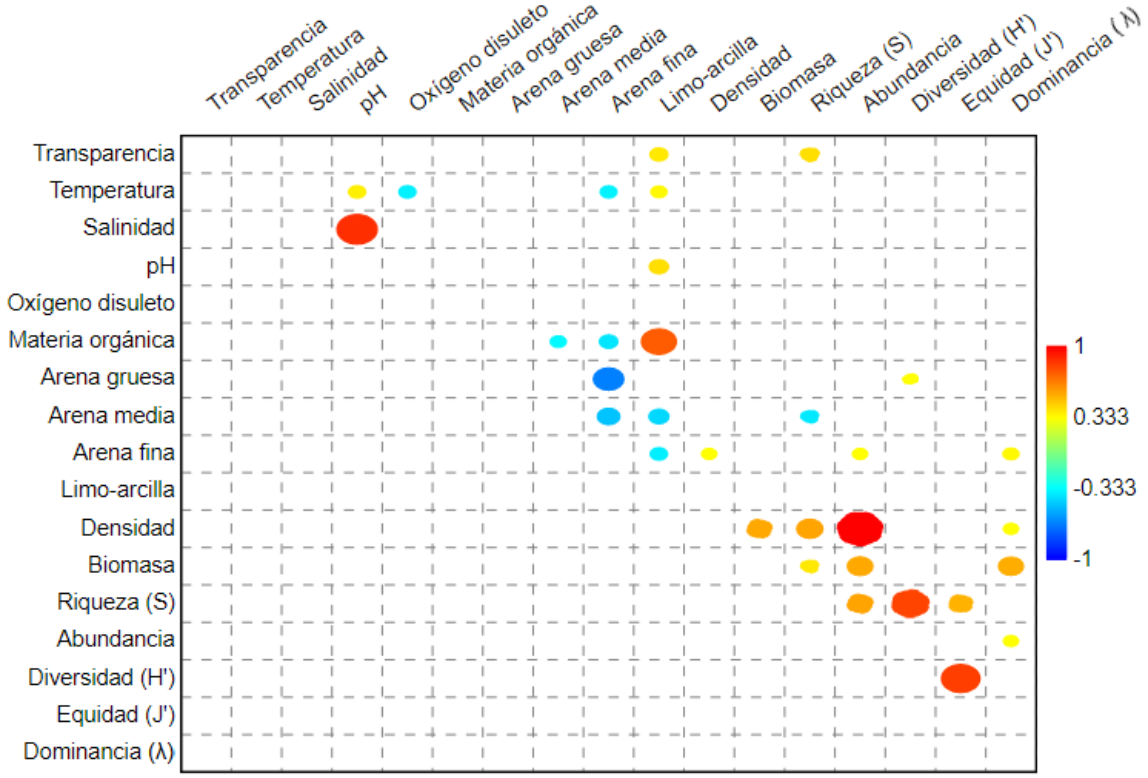
variable del sedimento se vio influenciada positivamente por la temperatura (rho: 0.41, *p*= 0.0119) y el pH del agua (rho= 0.38, *p*= 0.0213) (**Figura 1-7**). Además, estuvo fuertemente correlacionada con todos los tipos de partículas del sedimento, evidenciándose un mayor porcentaje de materia orgánica cuando se presenta mayor contenido de limo-arcilla (rho= 0.83, *p* <0.0001), y disminuyendo cuando incrementa la arena fina (rho= -0.44, *p*= 0.0072) (**Figura 1-7**).

1.4.3 Relación entre las variables ambientales y los parámetros de estructura comunitaria y diversidad de macroinvertebrados

Se determinó una fuerte correlación entre la densidad y la riqueza de especies de macroinvertebrados, con las variables ambientales, transparencia (densidad: rho= 0.41, p = 0.0134; riqueza: rho= 0.49, *p*= 0.0023) y arena media (densidad: rho= -0.43, *p*= 0.0087; riqueza: rho= -0.36, *p*= 0.0311). Estos resultados indican que la densidad y la riqueza de las especies incrementan cuando la transparencia del agua es más alta, al obtener una relación de interdependencia positiva; así mismo, tienden a disminuir cuando el tipo de grano arena media incrementa en los sedimentos, ya que su relación es negativa (**Figura 1.7**). Para el índice de diversidad de Shannon se determinó una fuerte correlación con la variable arena gruesa (rho= 0.40, *p*= 0.0156), es decir, que la diversidad de la comunidad de macroinvertebrados será mayor cuando el tipo de partícula arena gruesa tenga un mayor porcentaje de contribución en el sedimento **(Figura 1-7)**. Por su parte, el índice de dominancia de Simpson presentó una fuerte correlación negativa con la variable arena gruesa (rho= -0.42, *p*= 0.0113), y positiva con la arena fina (rho= 0.42, *p*= 0.0098), esto significa que la dominancia de algunas especies se ve afectada (disminuye) cuando el porcentaje de arena gruesa incrementa; mientras que su dominancia se ve favorecida cuando la contribución de arena fina en el sedimento es más alta (**Figura 1-7**).

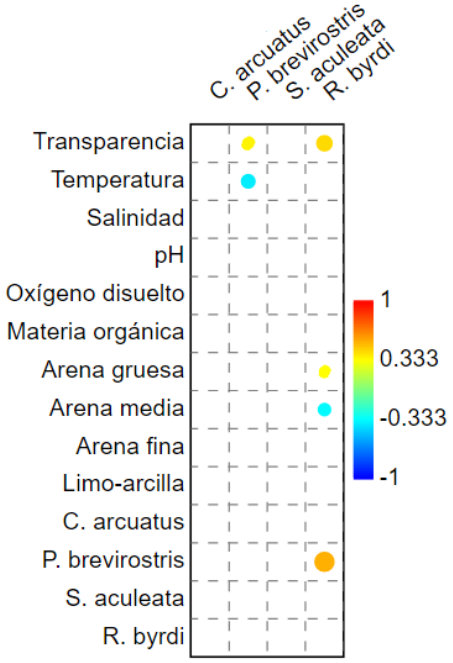
Como se esperaba, se encontraron fuertes correlaciones entre los índices de diversidad, por ejemplo, una influencia positiva de la abundancia (rho= 0.38, *p*= 0.0242), la riqueza (rho= 0.8, *p*= < 0.001) y la equidad (Pielou) de especies (rho= 0.44, *p*= 0.0078) sobre la diversidad de Shannon, así como una influencia negativa de la dominancia (Simpson) (rho= -0.33, *p*= 0.0462) sobre la diversidad **(Figura 1-7)**. Y la influencia positiva de la abundancia sobre la dominancia de las especies (rho= 0.44, *p*= 0.0078) **(Figura 1-7)**.

Figura 1-7: Matriz de correlación de Spearman entre las variables ambientales de la bahía de Buenaventura y entre los parámetros e índices de estructura comunitaria y diversidad de los macroinvertebrados. Las elipses presentadas corresponden a correlaciones fuertes y significativas: *p* (rho) > 0.3, *p* <0.05.



Finalmente, para P. brevirostris y R. byrdi, dos de las especies más importantes de la bahía de Buenaventura, se encontró que su abundancia estuvo influenciada positivamente por la transparencia (rho= 0.36, *p*= 0.0291; 0.43, respectivamente) **(Figura 1-8)**. Además, *P. brevirostris* presentó una fuerte correlación con la temperatura (rho= -0.38, *p*= 0.0215) lo cual indica una disminución en sus individuos cuando la temperatura incrementa; mientras que la abundancia de *R. byrdi* se vio influenciada positivamente por la arena gruesa (rho= 0.33, *p*= 0.0472) y negativamente por la arena media (rho= -0.35, *p*= 0.0388) **(Figura 1-8).** La presencia de *R. byrdi* estuvo asociada con la de *P. brevirostris* (rho= 0.54, *p*= 0.0007) **(Figura 1-8).**

Figura 1-8: Matriz de correlación de Spearman entre la abundancia de las cuatro especies de macroinvertebrados más importantes de la bahía de Buenaventura (según IVB – Índice de Valor Biológico) y las variables ambientales del estuario. Las elipses presentadas corresponden a correlaciones fuertes y significativas: *p* (rho) >0.3, *p* <0.05.



1.5 Discusión

1.5.1 Variación espaciotemporal de los parámetros de estructura comunitaria y diversidad macroinvertebrados

El número de especies capturadas en este estudio (10) y la predominancia de crustáceos-decápodos de las familias Portunidae (jaibas) y Penaeidae (camarones), es consistente con otros reportes para bahías y estuarios de la región central del Pacífico colombiano. Gamboa-García et al. (2018), identificó para Buenaventura 17 especies de macroinvertebrados; y Zambrano et al. (2018), en muestreos entre Buenaventura (Valle) y Guapi (Cauca), identificó un total de 10 especies de crustáceos y 5 especies de moluscos, como parte de la captura incidental en las pesquerías de pequeña escala; en los dos reportes predominan las especies de crustáceos-decápodos de las familias Portunidae y Penaeidae. Entre estas especies se encuentran: las jaibas *C. arcuatus* (jaiba cuata) y *C. toxotes* (jaiba gigante); los camarones *X. riveti* (camarón titi), *R. byrdi* (camarón tigre); y el

calamar *L. panamensis* (Díaz-Ochoa et al., 1997; Rodríguez-Jiménez, 2012; Álvarez-León, 2015; Gamboa-García et al., 2018; Zambrano et al., 2018). Además, se registran otras especies de aguas más profundas, como el camarón pink *P. brevirostris* (Invemar, 2015; Girón-Montaño et al., 2016). Todas las especies nombradas fueron capturadas en este estudio, y cuentan con un alto valor como recurso alimentario, pesquero y comercial, dentro de las poblaciones costeras de esta región.

En cuanto a la diversidad de macroinvertebrados en la bahía, esta fue considerada muy baja (0-1) (Cárdenas-Calle y Mair, 2014; Spaccesi, 2015), pues sus valores oscilaron entre 0.45 y 0.83. Además, no se encontraron diferencias espaciotemporales estadísticamente significativas para ninguno de los índices (abundancia, riqueza, diversidad, equidad y dominancia), al igual que lo observado por Gamboa-García et al. (2018) en la bahía de Buenaventura; y por Cárdenas-Calle y Mair (2014), en un estuario tropical del Pacífico ecuatoriano. Estos resultados permiten inferir que, la época climática y la zona de muestreo son factores que, por sí solos, no determinan la diversidad de la comunidad de macroinvertebrados marinos en la Bahía de Buenaventura. Por tanto, cabe considerar que esta se pudo haber estructurado por la rotación y recambio de especies durante las diferentes épocas climáticas; y a través del gradiente de salinidad, entre la zona interna y externa del estuario. Así, el aporte de agua dulce (fluvial) en la época de lluvias favorece la deriva de especies generalistas, mientras que mayores salinidades, especialmente, en la época seca, permiten una mayor variación en el tamaño de las partículas del sedimento, y a su vez, la entrada y la convivencia de especies marinas (Medeiros et al., 2016; Gamboa-García et al., 2018). Por otro lado, cabe considerar el ciclo de vida, reclutamiento y comportamiento reproductivo de las especies; así como el efecto de las variables fisicoquímicas del hábitat sobre estas, son factores que inciden en los patrones de distribución y abundancia.

La relación positiva entre la diversidad, la riqueza y la equidad, están indicando que la diversidad es mayor cuando se encuentra un mayor número de especies y todas estas están igualmente representadas en abundancia. Esta relación era de esperarse debido a que la fórmula para calcular la diversidad de Shannon tiene en cuenta tanto la riqueza como la representatividad de las especies (Spaccesi, 2015). Así mismo, la relación entre la densidad, la riqueza y la dominancia de especies implica que, a mayor número de

individuos capturados por área, mayor probabilidad de obtener nuevas especies, y que a su vez aumenta la abundancia proporcional de algunas especies, haciéndolas dominantes.

Aunque no se detectaron diferencias significativas en los índices de diversidad, se observó una tendencia en la abundancia, la riqueza, la diversidad y la equidad, siendo mayores en la zona externa de la bahía, caracterizada por condiciones marinas. Esta tendencia podría deberse a la presencia de los camarones de la familia Penaeidae (*P. brevirostris*, *R. byrdi* y *X. riveti*), cuya distribución espacial fue casi que exclusivamente sobre esta zona, con altas abundancias. Esto también explicaría las diferencias significativas para la densidad y biomasa de la comunidad de macroinvertebrados, las cuales fueron mayores en esta misma zona.

Respecto a las jaibas pertenecientes a la familia Portunidae, en el Pacífico colombiano se encuentran distribuidas 13 especies (Álvarez-León, 2015). En este estudio, se identificaron dos especies del género *Callinectes, C. arcuatus* y *C.* toxotes, importantes debido a la abundancia de sus especies, al valor proteico y nutricional, y, por lo tanto, a su alto valor gastronómico y comercial en las bahías de Tumaco (Nariño), Buenaventura (Valle), y Guapi (Cauca), donde se pesca de forma artesanal (Álvarez-León, 2015). Se encontró que *C. arcuatus* es la especie de macroinvertebrados con mayor abundancia y con mayor frecuencia de ocurrencia, al igual que lo reportan Gamboa-García et al. (2018) y Gamboa-García et al. (2020), para la bahía de Buenaventura. Adicionalmente, mediante el índice de valor biológico (IVBI), se determinó que *C. arcuatus* es la especie más importante de la bahía, en términos de dominancia, tal como se describe para otras zonas del Pacífico ecuatoriano y mexicano, resaltando la dominancia de esta especie en los sistemas estuarinos y marino costeros (Labastida-Che y Núñez-Orozco, 2015; Valladares-Hidrobo, 2019).

Al igual que lo observado por Gamboa-García et al. (2018) *C. arcuatus* estuvo presente en todas las épocas de muestreo, tanto en la zona interna como externa, por lo cual podría decirse que es una especie residente del estuario. A nivel temporal, se encontraron diferencias significativas en la abundancia de *C. arcuatus*, la cual disminuye en época de lluvia, un patrón descrito en otras zonas del Pacífico ecuatoriano (Esmeraldas) y mexicano (Golfo de California, Oxaca, Sinaloa y Sonora), donde se reporta que los valores más altos de abundancia ocurren durante el verano, mientras que durante el invierno se obtienen los

valores de abundancia más bajos (Ramírez-Félix et al., 2003; López-Martínez et al., 2014; SAGARPA, 2014; Valladares-Hidrobo, 2019). Esto podría explicarse debido a que *C. arcuatus*, como las otras especies del género *Callinectes*, presentan una fase en su ciclo de vida, bentónica, la cual ocurre en la parte interna de las lagunas costeras y estuarios, donde crecen y se reproducen juveniles y adultos durante el verano y primavera (Hernández y Arreola-Lizárraga, 2007; SAGARPA, 2014; Labastida-Che y Núñez-Orozco, 2015; Diarte-Plata et al., 2018). Cuando las hembras han sido fecundadas, migran hacia la boca de las bahías, mar adentro, donde las salinidades y temperaturas son estables, para el desarrollo de las larvas, disminuyendo la abundancia de la población en las zonas internas durante la época de lluvia (Ramírez-Félix et al., 2003; SAGARPA, 2014; Diarte-Plata et al., 2018; Valladares-Hidrobo, 2019). Este comportamiento reproductivo de su ciclo de vida también explicaría por qué**,** aunque no se encontraron diferencias espaciales significativas, su abundancia fue mayor en la zona interna del estuario, en la época seca.

De los camarones pertenecientes a la familia Peneidae, se capturaron tres especies: el camarón tigre *R. byrdi,* el camarón pink *P. brevirostris*, y el camarón tití *X. riveti*, encontrando que *R. byrdi* y *P. brevirostris*, corresponden a la segunda y tercera especie más importantes en el estuario, en términos de dominancia, después de la jaiba *C. arcuatus*, según el índice de valor biológico (IVB). La especie *X. riveti* a pesar de haber sido la más abundante, no fue una de las más importantes debido a su baja frecuencia de ocurrencia. Sin embargo, la abundancia de las tres especies fue mayor durante el periodo de transición y lluvia; y en la zona externa de la bahía. Esta distribución espacio temporal se debe a que, los picos de desove y reclutamiento de estas especies ocurren a mediados y fin de año, en el Pacífico colombiano (*X. riveti*: mayo-julio, septiembre-noviembre; *P. brevirostris*: diciembre y febrero), coincidiendo con los muestreos realizados durante la época de transición y lluvia (Rodríguez-Jiménez, 2012; Díaz et al., 2016; Girón-Montaño et al., 2016).

Por otra parte, en este estudio, *S. aculeata aculeata* fue considerada la cuarta especie más representativa de la bahía de Buenaventura, y la segunda, según Gamboa-García et al. (2018). Esta especie pertenece al grupo de los estomatópodos (camarones bravos), de crustáceos más comúnmente capturados en los arrastres realizados en la plataforma continental (Hendrickx & Sánchez-Vargas, 2005); y aunque su diversidad es relativamente

baja, es un componente ecológicamente importante de las comunidades tropicales, tanto por su abundancia como por ocupar todos los ambientes marinos (Reaka & Manning, 1980; Hendrickx & Sánchez-Vargas, 2005; Murillo, 2016;). La abundancia de *S. aculeata aculeata* en este estudio, no tuvo un claro patrón de distribución dentro del estuario, al no presentar diferencias espacio temporales significativas, ya que su presencia fue constante durante todas las épocas climáticas y todas las zonas muestreadas, coincidiendo con las observaciones de Gamboa-García et al. (2018). Sin embargo, su dominancia dentro de la bahía es importante debido a que, la naturaleza depredadora de este grupo, representa un impacto negativo sobre otros recursos biológicos que forman parte importante de su dieta (Reaka & Manning, 1980; Murillo, 2016), como son los camarones Penaeidae (Hendrickx & Sánchez-Vargas, 2005; López y Jaimes, 2014), familia a la que pertenecen las otras dos especies de importancia para la bahía de Buenaventura: *P. brevirostris* y *R. byrdi*; dado su interés alimentario y pesquero, en la región.

1.5.2 Variación espaciotemporal de los parámetros ambientales del agua y los sedimentos

La transparencia reportada en este estudio (73.00 cm – 90.50 cm) se encuentran dentro de los rangos reportados para la Bahía de Buenaventura en años anteriores (0.2 m – 2.5 m, DIMAR-CCCP, 2012; 0.38 m – 1.23 m, Gamboa-García et al., 2018). Y aunque no se evidenció una variación espaciotemporal significativa, como en otros estudios (Panesso, 2017; Gamboa-García et al., 2018; Martínez et al., 2019), se observó una leve disminución de la transparencia durante la época de mayores precipitaciones y en la zona interna del estuario, la cual puede estar asociada al incremento del caudal, la actividad hidrodinámica y los aportes fluviales (sedimentos, contaminantes, materia orgánica y nutrientes) de los ríos Dagua y Anchicayá durante esta temporada, generando turbidez en el agua (Cantera & Blanco, 2001; DIMAR-CCCP, 2012; Casanova-Rosero et al., 2015).

En cuanto a las oscilaciones espaciotemporales de la temperatura superficial del agua, estas fueron significativas, encontrando valores medios entre 28.04 °C y 29.40 °C, ajustándose a los rangos reportados por otros autores para la bahía de Buenaventura (Casanova-Rosero et al., 2015; Duque et al., 2020; Molina et al., 2020). Sin embargo, para bahías y estuarios del Pacífico colombiano, se reportan rangos de variación más amplios, generalmente con promedios mínimos más bajos (Ardila, 2000, 24.8 °C - 29.5 °C; Lazarus-

Agudelo y Cantera-Kintz, 2007, 25.5 °C - 29.8 °C; Cantera, 2010, 25.2 °C – 29.7 °C; DIMAR-CCCP, 2012, 25.5 °C – 29.9 °C). Al igual que lo reportado por Duque et al. (2020) y Molina et al. (2020), la temperatura siguió un patrón decreciente a lo largo del año. Resultados que podrían explicarse a partir de los niveles de precipitación para cada época climática en la región, siguiendo un patrón inverso al de la temperatura (época seca: 0 mm – 250 mm; época intermedia: 250 mm – 500 mm; época de lluvia: 500 mm – 750 mm), según datos del IDEAM, para el año 2018; así como a los niveles de radiación de cada temporada, siendo esta mayor durante la época seca (4.0 a 4.5) (IDEAM, 2020). Aunque a nivel espacial, la temperatura no presentó diferencias significativas, esta fue menor en la zona interna del estuario (excepto durante la época seca), como posible resultado de la mezcla de aguas frías procedentes del Río Dagua, cuya desembocadura se encuentra cerca; o por la hora de muestreo, realizada en horas de la tarde, ya que esta variable tiene una estrecha dependencia con la radiación absorbida durante el día, siendo mayor en horas de la mañana, y menor después de mediodía (DIMAR-CCCP, 2012).

La salinidad también presentó una alta variabilidad espaciotemporal, con valores medios entre 11.18 y 19.13, un rango de variación mucho menor al obtenido en otras investigaciones (14.3 ups - 29.4 ups, Panesso, 2017; 14.53 ups – 25.56 ups, Duque et al., 2020; 16.4 ups – 27.5 ups, Molina et al., 2020), pero acorde con otras descripciones, con salinidades aproximadas de 4.8 ups cerca de la desembocadura del Río Dagua, parte interna de la bahía; y salinidades entre 18 ups y 27 ups cerca de Punta Soldado, en la boca del estuario (Cantera & Blanco, 2001; DIMAR-CCCP, 2012; Casanova-Rosero et al. 2015). La salinidad fue significativamente en todas las épocas climáticas, con un promedio más alto durante la época seca, tal como lo reporta y Panesso (2017), Casanova-Rosero et al. (2015), Duque et al. (2020) y Molina et al. (2020) para los primeros meses del año, coincidiendo con la época climática de menores precipitaciones (0 mm – 250 mm). Un resultado frecuente en el Pacífico colombiano, dado que la variación temporal de la salinidad está asociada con los cambios de la ZCIT, exhibiendo salinidades máximas entre los primeros meses del año y salinidades mínimas durante los últimos meses del año (CCCP, 2002; Lucero-Rincón et al., 2008). No obstante, el promedio mínimo de salinidad en este estudio se encontró durante la época de precipitaciones intermedias (250 mm – 500 mm), a mitad de año; y no durante la temporada de lluvias, como se esperaba (500 mm – 750 mm), según reportes previos donde se afirma que las oscilaciones de salinidad

del agua superficial de la bahía reflejan el aporte de los ríos, Dagua, Anchicaya y Potedó durante la temporada de lluvias (DIMAR-CCCP, 2012; Panesso, 2017; Duque et al., 2020; Molina et al., 2020).

Espacialmente, la variación de salinidad durante todas las épocas climáticas tuvo el comportamiento esperado para las bahías y estuarios del Pacífico colombiano, donde se presenta una gran diferencia entre aguas costeras (zona interna) con salinidades bajas y aguas con influencias oceánicas (zona externa) de salinidades más altas (CCCP, 2002). Este gradiente ha sido explicado debido a la influencia de aguas fluviales de los principales ríos de la región en la zona interna; mientras que, en la zona más externa de la bahía existe mayor influencia marina; dicha influencia a su vez se ve afectada por la precipitación en algunas épocas del año (Cantera & Blanco, 2001; DIMAR-CCCP, 2012; Casanova-Rosero et al., 2015; Panesso, 2017; Gamboa-García et al., 2018; Duque et al., 2020; Molina et al., 2020).

El pH del agua osciló entre 7.45 y 8.32, con un promedio general de 7.8, valores ligeramente alcalinos en las masas de agua, y dentro del rango de calidad admisible para la preservación de los recursos biológicos en aguas marinas (entre 6.5 y 8.5) (Casanova-Rosero et al., 2015; Garcés-Ordóñez et al., 2016). La variación espaciotemporal de esta variable presentó el mismo patrón de comportamiento temporal y espacial que la salinidad, siendo significativamente mayor durante la época seca y en la zona externa del estuario, coincidiendo con los resultados descritos por Casanova-Rosero (2015) y Gamboa-García et al. (2020), quienes exponen que los niveles de pH aumentan desde la desembocadura de los ríos hacia mar adentro (Casanova-Rosero et al., 2015), es decir que el pH básico de la zona interna se vuelve ligeramente alcalino hacia la zona externa. Esto ocurre debido a la influencia de los ríos al interior de la bahía, especialmente durante la época de lluvias, como “consecuencia de los procesos de transformación o mineralización de la materia orgánica vertida a través de las aguas residuales” (DIMAR-CCCP, 2012), mientras que, en la zona externa, el aporte de sales, especialmente del carbonato de calcio, brinda características alcalinas (Cantera & Blanco, 2001; Casanova-Rosero et al., 2015). Esto también explicaría la correlación positiva entre estas dos variables.

Por otra parte, el oxígeno disuelto osciló entre 5.80 mg/L y 7.53 mg/L, coincidiendo con los valores reportados por Cantera & Blanco (2001) y Duque et al. (2020). Pero, otros autores

reportan promedios de variación con rangos por encima de lo observado en este estudio (entre 7.6 mg /L y 8.9 mg/L., Sánchez-Riascos, 2006) y otros por debajo (entre 3.21 mg /L y 6.82 mg/L). No obstante, todos los valores de oxígeno disuelto reportados para la Bahía de Buenaventura superan los 3 mg/L, descartando condiciones de hipoxia (1 – 3 mg/L), perjudiciales para la vida marina. Por el contrario, los valores encontrados indican condiciones óptimas (> 4 mg/l) para el desarrollo de los organismos (DIMAR-CCCP, 2012; Casanova-Rosero et al., 2015).

El incremento gradual del oxígeno disuelto en la capa superficial del agua, entre la época seca, intermedia y de lluvia, podría estar relacionado con la turbidez y la presencia de nutrientes en el agua para cada época climatológica, ya que, durante la época de lluvias, la transparencia del agua fue más baja, indicando mayor turbidez en comparación con la época seca, debido al incremento de los niveles de precipitación y descargas fluviales, que a su vez generan un incremento de nutrientes, permitiendo el afloramiento de fitoplancton (Invemar, 2020), y con ello una mayor producción de oxígeno fotosintético (Cantera & Blanco, 2001). Espacialmente, se ha descrito que las concentraciones de oxígeno disuelto en la bahía de Buenaventura tienden a aumentar desde la desembocadura de los ríos hacia la boca del estuario y durante las temporadas de marea alta y lluvias (Cantera & Blanco, 2001; Casanova-Rosero et al., 2015; Gamboa-García et al., 2018; Martínez et al. 2019; Duque et al., 2020; Gamboa-García et al., 2020), al igual que lo observado en este estudio.

Con respecto al perfil granulométrico del sedimento, durante las tres temporadas climatológicas y en las diferentes zonas del estuario, predominaron las arenas finas. Un resultado similar a lo registrado por Martínez et al. (2019). La dominancia de este tipo de partícula parece indicar una penetración de arenas litorales, particularmente finas, a través de la boca de la bahía, mediante la corriente de fondo que asciende al estuario, especialmente durante la época seca y marea alta (Rohas, 1985). La disminución del contenido de arena fina en época de transición, y en mayor magnitud, en la época seca, puede deberse a que durante este periodo de tiempo hubo una menor precipitación y por ende una baja influencia fluvial, por lo cual, el caudal y la velocidad de corriente de los ríos es menor, causando menos erosión en el estuario y un menor de aporte de sedimentos (Rohas, 1985), mientras que, se da una mayor influencia marina, con mayor intensidad en

el flujo mareal, transportando arenas finas mediante la corriente de fondo que remonta el estuario (Rojas, 1984; Morales et al., 1997).

A diferencia del contenido de arena fina, el contenido de limo-arcilla fue mayormente predominante durante la época seca y en la estación interna del estuario, correlacionándose positivamente con la materia orgánica, cuyos porcentajes fueron mayores para esta misma época climática y zona del estuario. Esta correlación también ha sido reportada por Panneso (2017) para la bahía de Buenaventura. En contraste, los resultados obtenidos por Gamboa-García et al. (2018) y Martínez et al. (2019), reportan mayor contenido de materia orgánica durante la época de mayores precipitaciones, cuando se supone un incremento en el caudal de los ríos Dagua y Anchicayá (Cantera & Blanco, 2001); aportando mayor contenido de materia orgánica. Una posible explicación a los resultados encontrados en este estudio, puede ser el tiempo que tarda la materia orgánica en pasar de estar suspendida en las diferentes capas de la columna de agua, a quedar asentada sobre el sedimento del fondo del mar; cuyos procesos fisicoquímicos de transporte y descomposición dependen de otros factores hidrodinámicos y ambientales de la bahía (Arbeiza, 2014; Panesso, 2017; Martínez et al., 2019). En este sentido, la fuerte correlación entre la arena fina y la materia orgánica se sustenta a partir de los procesos de floculación que están presentes en la dinámica de las partículas finas (Berden et al., 2016) antes de depositarse, favoreciendo su depósito junto a este tipo de grano (Martínez, et al., 2019).

El mayor contenido de materia orgánica en la zona interna, coincide con los altos valores reportados en estudios previos para esta área (14,7 ± 3,8 %, Lucero et al., 2006), dada su cercanía al río Dagua, aportando sedimentos, sustancias y materiales de origen antrópico y/o procesos naturales, como la mineralización y descomposición de material biológico que incrementan el contenido de materia orgánica en el sistema, generando cambios en la estructura y en los procesos fisicoquímicos del estuario (Cantera & Blanco, 2001; Lucero et al. 2006; Lucero-Rincón et al., 2008; DIMAR-CCCP, 2012; Martínez et al., 2019; Duque et al., 2020; Invemar, 2020).

1.5.3 Relación entre las variables ambientales, los parámetros de estructura comunitaria y diversidad de macroinvertebrados

En cuanto a los índices de diversidad, en esta investigación se encontró una fuerte relación entre riqueza y la variable ambiental transparencia, a pesar de que esta no mostró diferencias espaciotemporales significativas durante el estudio, indicando una mayor riqueza en aguas menos turbias. Esta relación, pero de forma negativa, ha sido reportada previamente para la bahía de Buenaventura, indicando que la riqueza de macroinvertebrados bentónicos (poliquetos) se ve afectada por la transparencia, mientras que la diversidad presenta el patrón contrario (Panesso, 2017). También se encontró una fuerte correlación entre la densidad y la arena fina, es decir, que hay un mayor número de individuos por área, cuando el porcentaje del sedimento tiene mayor porcentaje de partículas finas. A diferencia de este estudio, se han reportado otras correlaciones entre los índices de diversidad, estructura comunitaria y las variables ambientales de la bahía de Buenaventura, como: una mayor abundancia y riqueza de especies, a mayor salinidad del agua (Panesso, 2017; Gamboa-García et al., 2018); y una disminución de la riqueza cuando el porcentaje de arcillas y el pH son altos (Panesso, 2017; Gamboa-García et al., 2018). Inclusive, en otros estuarios tropicales, se ha observado una asociación positiva entre la abundancia y la riqueza de macroinvertebrados con el pH del agua, la temperatura y la salinidad (Cárdenas-Calle y Mair, 2014; Medeiros et al., 2016).

Particularmente, para algunos estuarios del Pacífico colombiano, como Tumaco (Nariño), Buenaventura (Valle) y Guapi (cauca), se reporta que *C. arcuatus* es abundante en aguas de alta salinidad (Álvarez-León, 2015; Gamboa-García et al. 2018); y tanto en el Pacífico como en el Caribe colombiano, se ha observado un impacto negativo en la abundancia de las jaibas del género *Callinectes* por contaminación de aguas y sedimentos costeros (Álvarez-León, 2015). Así mismo, en el Pacífico mexicano (Golfo de California y Sonora), los valores elevados de abundancia de la jaiba se han asociado a sustratos fangosos y arenosos con detritos (Ramírez-Félix et al., 2003; López-Martínez et al., 2014). También se ha encontrado una fuerte relación entre la temperatura, la tasa de crecimiento y la sobrevivencia de esta especie, con una temperatura óptima de 29 °C, mientras a temperaturas por debajo de 20 °C y máximas de 32 °C la tasa de crecimiento y la sobrevivencia tienden a disminuir (Ponce-Palafox et al., 2012). Aunque en este estudio no se identificó una correlación estadísticamente significativa entre la abundancia de *C.*

arcuatus y las variables ambientales anteriormente mencionadas, si se pudo observar cierta asociación entre las mismas, ya que la abundancia de esta especie fue significativamente mayor durante la época seca, cuando se presentaron los valores más altos de temperatura, salinidad, y un mayor porcentaje de sustrato lodoso (limo-arcilla). Por el contrario, su población disminuyó durante la temporada de lluvia, cuando los valores de estas variables fueron menores.

La influencia de variables oceanográficas sobre la segregación espaciotemporal de los camarones Peneidos ha sido reconocida en varias partes del mundo, (Díaz-Ochoa et al., 2004; Rodríguez-Jiménez, 2012). En el Pacífico colombiano, se ha descrito que tanto su abundancia como distribución dependen, especialmente, de la variabilidad asociada con las lluvias o el caudal de los ríos (Díaz-Ochoa et al., 2004). No obstante, también es importante el patrón de reclutamiento y la época de reproducción, la cual está asociada a los periodos de alta productividad donde se maximiza la disponibilidad de alimento (Díaz-Ochoa et al., 1997; Rodríguez-Jiménez, 2012). Además, dado que los camarones cumplen gran parte de su ciclo de vida como organismos bentónicos, existe una vinculación con el fondo marino, constituyéndose en uno de los componentes principales que modula su comportamiento, distribución y abundancia (Rodríguez-Jiménez, 2012).

En este estudio, se encontraron fuertes correlaciones entre la abundancia del camarón tigre *R. byrdi* y algunas variables ambientales, indicando que su abundancia se ve favorecida por aguas con baja turbidez y alto porcentaje de partículas de arena gruesa. Estos resultados se deben a la presencia de un alto número de individuos durante la temporada de transición y en la zona externa de la bahía, cuando la transparencia del agua y el porcentaje arena gruesa en el sedimento fueron mayores, es decir, que se asoció a un ambiente más marino. Por otra parte, algunos estudios en el Pacífico colombiano han demostrado que la alta abundancia del camarón *P. brevirostris* está asociada significativamente con: la profundidad (< 200m), la temperatura de fondo (aguas frías, entre 13 y 15 °C), la materia orgánica (alta productividad), el oxígeno disuelto (<1.8 ml/l)**,** y los sedimentos arenosos (ocasionalmente con una fracción importante de limo o arcilla) (Fischer et al., 1995; Rodríguez-Jiménez, 2012). Sin embargo, en esta investigación solamente fueron significativas las correlaciones con las variables ambientales, transparencia y temperatura del agua, indicando mayor abundancia a menor turbidez del

agua y en aguas más frías, concordando con lo reportado para la especie respecto a estas variables.

Finalmente, la abundancia de *S. aculeata aculeata* no tuvo un claro patrón de distribución dentro del estuario, al no presentar diferencias espaciotemporales significativas, ya que su presencia fue constante durante todas las épocas climáticas y todas las zonas muestreadas, coincidiendo con las observaciones de Gamboa-García et al. (2018). Pero, información disponible para el Pacífico, desde México hasta Chile, indican que esta especie es dominante dentro de las comunidades de aguas someras asociadas a sustratos fangosos y fango-arenosos, siendo indicadora de sedimentos finos e inestables (Reaka & Manning, 1980; Hendrickx & Sánchez-Vargas, 2005; Murillo, 2016); así como a aguas cálidas (20.0 °C) y bien oxigenadas (4.0 ml/l) (López y Jaimes, 2014). Sin embargo, en este estudio, los análisis de correlación de la abundancia con las variables ambientales, no evidenciaron ningún tipo de asociación, a pesar de que las mayores abundancia de *S. aculeata aculeata* se presentaron durante la época seca y sobre la zona interna del estuario, cuando la temperatura y el aporte de sedimentos fangosos (limo-arcilla) fueron significativamente más altos, tal como se esperaba según lo reportado (Reaka & Manning, 1980; Hendrickx & Sánchez-Vargas, 2005; López y Jaimes, 2014; Murillo, 2016). En cuanto al oxígeno disuelto, aunque este no fue mayor durante la época seca ni en la zona interna de la bahía, presentó niveles por encima de 4 4.0 ml/l, resultados acordes a la asociación entre la abundancia de la especie con aguas bien oxigenadas.

1.6 Conclusiones

Los parámetros e índices de estructura comunitaria indicaron que, la diversidad de macroinvertebrados marinos de la bahía de buenaventura es baja. Y que la riqueza, para este estudio estuvo representada por 10 especies, predominando crustáceos-decápodos de las familias Portunidae y Penaeidae, cuyas especies más importantes en términos de dominancia según el IVB fueron, la jaiba *C. arcuatus* y los camarones, *P. brevirostris* (camarón pink), *R. byrdi* (camarón tigre) y *S. aculeata* (camarón bravo), que además son especies de importancia pesquera y alimentaria en la región.

La época climática y la zona de muestreo fueron factores que no incidieron en la diversidad de macroinvertebrados en esta bahía. No obstante, estos factores espaciotemporales sí

influyeron en la densidad y la biomasa de la comunidad, encontrando que, sobre la zona externa de la bahía, estos parámetros fueron significativamente mayores; dada la presencia de los camarones de la familia Penaeidae (*P. brevirostris*, *R. byrdi* y *X. riveti*), cuya distribución espacial fue casi que exclusiva en esta zona, con altas abundancias.

Respecto a la dinámica ambiental, la bahía de Buenaventura exhibió temporal y espacialmente una significativa variabilidad. Esto significa que tanto las épocas climáticas como las particularidades de las diferentes zonas del estuario y su interacción, influyeron en la dinámica de las variables fisicoquímicas del agua y los sedimentos. Los parámetros ambientales del agua tuvieron mayor aporte en dicha variación, en comparación con las variables de los sedimentos.

A nivel temporal, la época seca se caracterizó por presentar condiciones de temperatura, la salinidad y pH, significativamente más altas, contrario a la temporada de mayores precipitaciones. Y a nivel espacial, la salinidad y el pH, diferenciaron la zona externa de la zona interna del estuario, con valores más altos.

La relación de las variables ambientales con los indicies de diversidad y parámetros comunitarios, indicaron que, se presenta una mayor riqueza de especies cuando hay una mayor transparencia del agua; mientras que, para la densidad, se presenta un mayor número de individuos por área cuando el sedimento tiene un mayor porcentaje de partículas finas.

Se encontró una relación entre la abundancia del camarón *P. brevirostris* con la transparencia y la temperatura, indicando mayor presencia de individuos en aguas menos turbias y cálidas. La abundancia del camarón *R. byrdi* se asoció con aguas de mayor transparencia y sedimentos con alto porcentaje de arena gruesa. Por el contrario, no se encontraron relaciones entre los parámetros ambientales y la abundancia de la jaiba *C. arcuatus* y del camarón bravo *S. aculeata*, en la bahía de Buenaventura.

De la cuarta subdivisión en adelante, cada nueva división o ítem puede ser señalada con viñetas, conservando el mismo estilo de ésta, a lo largo de todo el documento.

Las subdivisiones, las viñetas y sus textos acompañantes deben presentarse sin sangría y justificados.

1.7 Bibliografía

Allan, J. D. & Castillo, M. M. (2007). *Stream ecology: structure and function of running waters*. Springer, Dordrecht, Netherlands. https://doi-org.ezproxy.unal.edu.co/10.1007/978-1-4020-5583-6

Álvarez-León, R. (2015). Los Portunidae en las pesquerías de Colombia: mar Caribe y océano Pacífico. *Rev. Cien. Pesq*., *23*, 115-134. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/194913/12__lvarez_2015__23_especial_.pdf

Arbeiza, C. G. (2014). Clasificación de estuarios a diferentes escalas espaciales mediante la integración de modelos físicos y biológicos. Tesis Doctoral; Universidad de Cantabria. Santander, España. https://1library.co/document/zx60p0nz-universidad-de-cantabria.html

Ardila, B.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. Tesis Doctoral: Ecología y Medio Ambiente, Departamento de Ecología. Universidad Complutense de Madrid. https://eprints.ucm.es/id/eprint/4201/1/T24409.pdf

Ardila, N. E., Reyes, J., Santodomingo, N. y Cruz, N. (2006). Estado actual del conocimiento de los invertebrados marinos de Colombia (Tomo II). 240 – 256 p. En: Chaves, M. E. y Santamaría, M. Informe sobre el avance en el conocimiento y la información de la biodiversidad 1998 - 2004. *Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt*. Bogotá DC, Colombia.

Benavides-Serrato, M., Borrero-Pérez, G. H., Cantera, J. R., Cohen-Rengifo, M. & Neira, R. (2013). Echinoderms of Colombia. In: Alvarado J. & Solis-Marin, F. (eds.). 145-182 p. *Echinoderm Research and Diversity in Latin America*. Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-20051-9_5

Berden, G., Simionato, C., Dogliotti, A., Moreira, D. (2016). Estudio de la relación entre turbidez y concentración de sedimentos en suspensión en función de la granulometría en el Río de la Plata. Tercer encuentro de investigadores en formación en recursos hídricos. 6-7 octubre del 2016, Ezeiza, Buenos Aires. https://www.ina.gob.ar/ifrh-2016/trabajos/IFRH_2016_paper_50.pdf

Cantera, K. J. R. (2010). Bivalvos perforadores de madera (Mollusca: Teredinidae, Pholadidae) en la costa Pacífica colombiana. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, *34*(132), 277-288. https://www.accefyn.com/revista/Vol_34/132/277-288.pdf

Cantera, J. R. & Blanco, J. F. (2001). The estuary ecosystem of Buenaventura bay, Colombia. In: Seeliger, U. & Kjerfve, B. (eds) *Coastal Marine Ecosystems of Latin America. Ecological*

Studies (vol 144). Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-662-04482-7_19

Cárdenas-Calle, M., y Mair, J. (2014). Caracterización de macroinvertebrados bentónicos de dos ramales estuarinos afectados por la actividad industrial, Estero Salado-Ecuador. *Intropica*, *9*, 118-128. https://revistas.unimagdalena.edu.co/index.php/intropica/article/view/1439

Casanova-Rosero, R. F., Suárez-Vargas, N. P., Zambrano-Ortiz, M. M. (2015). Valoración de algunas variables fisicoquímicas indicadoras de la calidad del agua en las principales bahías de la costa Pacífica colombiana-2009. *Bol. Cient. CIOH*, *33*, 195-214. https://aquadocs.org/bitstream/handle/1834/14719/dimarcioh_2015_boletincioh_033_195-214.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Castaño D. F. (2012). Caracterización de la pesca artesanal en el consejo comunitario de La Plata, Bahía Málaga, Buenaventura, Pacífico colombiano. Tesis Pregrado: Ecología, Facultad de Estudios Ambientales y Rurales. Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá. https://repository.javeriana.edu.co/handle/10554/12449

CCCP. (2002). Compilación Oceanográfica de la Cuenca Pacífica Colombiana. Centro Control Contaminación del Pacífico. https://www.researchgate.net/profile/Ingrid-Garcia-Hansen-Honkala/publication/286413709_Compilacion_Oceanografica_de_la_Cuenca_Pacifica_Colombiana/links/5668839708ae193b5fa11e93/Compilacion-Oceanografica-de-la-Cuenca-Pacifica-Colombiana.pdf

Currie, D. R. & Small, K. J. (2006). The Influence of Dry-season Conditions on the Bottom Dwelling Fauna of an East Australian Sub-tropical *Estuary. Hydrobiologia*, *560*, 345-361. https://doi-org.ezproxy.unal.edu.co/10.1007/s10750-005-1258-2

Danovaro, R. (2009). *Methods for the study of deep-sea sediments, their functioning and biodiversity*. CRC Press. Taylor & Francis Group, New York. https://doi.org/10.1201/9781439811382

Day Jr, J. W., Yanez-Arancibia, A., Kemp, W. M. & Crump, B. C. (2013). Introduction to estuarine ecology. 1−19 p. In: Day Jr, J. W., Yanez-Arancibia, A., Kemp, W. M. & Crump, B. C (Eds.). *Estuarine ecology* (2ed). Wiley-Blackwell, New York. https://doi-org.ezproxy.unal.edu.co/10.1002/9781118412787.ch1

Diarte-Plata, G., Escamilla-Montes, R., Ruiz-Verdugo, C., Luna-González, A., De-La-Cruz-A., Granados-Alcántar, S., Vázquez-López, H. & Fierro-Coronado, J. (2018). The growth of *Callinectes arcuatus* (Ordway, 1863) in the El Colorado Lagoon, Ahome, Sinaloa, México. *Latin American Journal of Aquatic Research, 46*(5), 1041-1054. https://dx.doi.org/10.3856/vol46-issue5-fulltext-17

Díaz, J. (2007). Deltas y estuarios de Colombia. *Deltas y estuarios del Pacífico Colombiano*. IM-Banco de Occidente, Santiago de Cali. https://www.imeditores.com/banocc/deltas/cap7.htm

Díaz, J.M. y Gast-Harders, F. (2009). *El Chocó biogeográfico de Colombia*. iM Editores, Banco de Occidente. http://www.imeditores.com/banocc/choco/cap3.htm.

Díaz, J. M., Guillot, L. y Velandia, M. C (eds). (2016). *La pesca artesanal en la costa norte del Pacífico colombiano: un horizonte ambivalente*. Fundación MarViva, Bogotá.

https://www.researchgate.net/profile/Juan-Diaz-63/publication/304898246_La_pesca_artesanal_en_la_costa_norte_del_Pacifico_colombiano_un_horizonte_ambivalente/links/577ce66c08ae355e74f2d97b/La-pesca-artesanal-en-la-costa-norte-del-Pacifico-colombiano-un-horizonte-ambivalente.pdf

Díaz, J. M., Melo, G., Posada, J. M., Piedra, A. y Ross, E. (2014). *Guía de identificación: Invertebrados marinos de importancia comercial en la costa Pacífica de Colombia*. Fundación MarViva. San José, Costa Rica, p. 102. https://marviva.net/wp-content/uploads/2021/11/guiaespeciescolombia_7x10in_baja.pdf

Díaz-Ochoa, J. A., Rodríguez-Rubio, E. y Álvarez-León, R. (2004). Oscilaciones quasi-bienales de un índice del reclutamiento del camarón *Litopenaeus occidentalis* con relación a la variabilidad climática del Pacífico oriental tropical. Contribuciones al Estudio de los Crustáceos del Pacífico Este, Editado por: Hendrickx, ME, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología UNAM, Mazatlan, Mexico, *3*, 17-29. https://www.researchgate.net/publication/236596688_Oscilaciones_quasi-bienales_de_un_indice_del_reclutamiento_del_camaron_Litopenaeus_occidentalis_con_relacion_a_la_variabilidad_climatica_del_Pacifico_oriental_tropical

Díaz-Ochoa, J., Borda-Rodríguez, C., Valderrama, M. y Portilla-Martínez, E. (1997). Evaluación de esfuerzo de pesca y captura de la pesca artesanal de camarón y formulación de lineamientos de ordenación en la Ensenada de Tumaco (Pacífico colombiano). Boletín Científico INPA, Santafé de Bogotá. https://www.researchgate.net/publication/236596874_Evaluacion_de_esfuerzo_de_pesca_y_captura_de_la_pesca_artesanal_de_camaron_y_formulacion_de_lineamientos_de_ordenacion_en_la_Ensenada_de_Tumaco_Pacifico_colombiano

DIMAR-CCCP. (2012). Panorama de la contaminación marina del Pacífico colombiano 2005-2010. Dirección General Marítima-Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas del Pacífico. Ed. Dimar. Serie Publicaciones Especiales (Vol. 7), San Andrés de Tumaco, Colombia. https://cecoldodigital.dimar.mil.co/55/1/dimarcccp_2012_978-958-57723-0-4_panorama_contaminacion_pacifico_colombiano_II.pdf

Duque, G., Gamboa-García, D. E., 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*. https://doi.org/10.1007/s11356-020-08971-2

Fischer, W., Krupp, F., Schneider, W., Sommer, C., Carpenter, K. & Niem, V. (1995). *Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca: Pacífico centro-oriental*. *Plantas e invertebrados* (vol 1). FAO. Roma.

Forio, M. A., Lock, K., Radam, E. D., Bande, M., Asio, V. & Goethals, P. L. (2017). Assessment and analysis of ecological quality, macroinvertebrate communities and diversity in rivers of a multifunctional tropical island. *Ecological Indicators*, 77, 228-238. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.02.013

Francisco, A.S. & Netto, S. A. (2020). El Niño-Southern Oscillations and Pacific Decadal Oscillation as Drivers of the Decadal Dynamics of Benthic Macrofauna in Two Subtropical Estuaries (Southern Brazil). *Ecosystems*, *23*,1380–1394. https://doi-

org.ezproxy.unal.edu.co/10.1007/s10021-019-00475-6

Gamboa-García, D. E., Duque, G., Cogua, P. & Marrugo-Negrete J. L. (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. https://doi.org/10.1007/s11356-019-06970-6

Gamboa-García D. E., Duque, G &Cogua, P. (2018). Structural and compositional dynamics of macroinvertebrates and their relation to environmental variables in Buenaventura Bay. *Bulletin of Marine and Coastal Research, 47(*1): 67-83. https://doi.org/10.252 68/bimc.Invemar.2018.47.1.738

Garay-Tinoco, J. A., Gómez-López, D. I. y Ortíz-Galvis, J. R. (Eds). (2006). Diagnóstico integral del impacto biofísico y socioeconómico relativo a las fuentes de contaminación terrestre en la bahía de Tumaco, Colombia y lineamientos básicos para un Plan de Manejo. Proyecto del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA - Programa de Acción Mundial PAM) y Comisión Permanente del Pacífico Sur CPPS. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras INVEMAR, Centro Control Contaminación del Pacífico CCCP, Corporación Autónoma Regional de Nariño CORPONARIÑO. Santa Marta. https://aquadocs.org/bitstream/handle/1834/14704/041_DIMAR.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Garcés-Ordóñez, O., L. J. Vivas-Aguas, M. Martínez, T. Córdoba, A. Contreras, P. Obando, Y. Moreno, J. Muñoz, Y. Nieto, M. Ríos, J. Sánchez y D. Sánchez. (2016). Diagnóstico y Evaluación de la Calidad de las Aguas Marinas y Costeras del Caribe y Pacífico colombianos. Serie de Publicaciones Periódicas del Invemar No. 4. Red de vigilancia para la conservación y protección de las aguas marinas y costeras de Colombia (REDCAM). Informe técnico 2015. INVEMAR, MADS y CAR costeras. Santa Marta. http://www.invemar.org.co/documents/10182/14479/Informe+REDCAM+2015_mayo2016.pdf

Girón-Montaño, A., Rueda, M., Eraso-Ordoñez, J. F. y Rodríguez-Jiménez, A. (2016). Variación interanual de la estructura de tallas y aspectos reproductivos del camarón pink (*Farfantepenaeus brevirostris*) en el Pacífico colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, *45*(2), 253-268. http://www.scielo.org.co/pdf/mar/v45n2/0122-9761-mar-45-02-00253.pdf

Guevara-Fletcher, C. E., Cantera, J. R., Mejía-Ladino, L. M., Cortés, F. A. (2011). Benthic macrofauna associated with submerged bottoms of a tectonic estuary in Tropical Eastern Pacific*. Journal of Marine Biology*, https://doi:10.1155/2011/193759

Hendrickx, M. E., & Sánchez-Vargas, P. (2005). Stomatopods of the genus *Squilla* (Hoplocarida: Stomatopoda: Squillidae) collected off the coast of Sinaloa, SE Gulf of California, Mexico, during the CEEMEX C1-C2-C3 cruises. *Ciencias Marinas*, *31*(1A), 31-41. https://doi.org/10.7773/cm.v31i11.80

Hernández, L. y Arreola-Lizárraga, J. (2007). Estructura de tallas y crecimiento de los cangrejos *Callinectes arcuatus* y *C. bellicosus* (Decápoda: Portunidae) en la laguna costera Las Guásimas, México. *Revista de Biología Tropical*, *55*, 225-233. https://www.scielo.sa.cr/scielo.php?pid=S0034-77442007000100024&script=sci_abstract&tlng=es

Hossain, M. B., Marshall, D. J. & Hall-Spencer, J. M. (2019). Epibenthic community variation along an acidified tropical estuarine system. *Regional Studies in Marine Science*, *32*, 100888. https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.100888

IDEAM. (2020). Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. Boletín Climatológico Mensual 2018. http://www.ideam.gov.co/web/tiempo-y-clima/climatologico-mensual

Invemar. (2020). Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia, 2019. Serie de Publicaciones Periódicas (No. 3). Santa Marta. http://www.Invemar.org.co/documents/10182/0/IER-2019_Informe_del_estado_de_los_ambientes_y_recursos_marinos/b7520e57-5cdc-4558-a3d4-bea36f767a98

Invemar. (2015). Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia: Año 2014. Serie de Publicaciones Periódicas No. 3. Santa Marta. http://www.Invemar.org.co/redcostera1/Invemar/docs/ier2014.pdf

INVEMAR, UNIVALLE E INCIVA. (2006). BIOMÁLAGA: Valoración de la biodiversidad marina y costera de Bahía Málaga (Valle del Cauca), como uno de los instrumentos necesarios para que sea considerada un área protegida. Cali, Colombia. Inf. Cient. Fin. INVEMAR-UNIVALLE-INCIVA.

Jayachandran, P. R., Jima, M., Philomina, J. & Bijoy, N. S. (2020). Assessment of benthic macroinvertebrate response to anthropogenic and natural disturbances in the Kodungallur-Azhikode estuary, southwest coast of India. *Environ Monit Assess,* 192, 626. https://doi-org.ezproxy.unal.edu.co/10.1007/s10661-020-08582-x

Labastida-Che, A. y Núñez-Orozco, A. L. (2015). Parámetros biológicos de *Callinectes arcuatus* y *Callinectes bellicosus* en el sistema lagunar Mar Muerto, Oaxaca-Chiapas, México. *Ciencia Pesquera*, *23*: 27-34. https://www.inapesca.gob.mx/portal/documentos/publicaciones/cienciapesquera/CP23-3/4-Labastida-y-Nunez-2015-(23-especial).pdf

Lazarus, J. F. y Cantera, J. R. (2007). Crustáceos (Crustacea: Sessilia, Stomatopoda, Isopoda, Amphipoda, Decapoda) de Bahía Málaga, Valle del Cauca (Pacífico colombiano). *Biota Colombiana*, *8*(2), 221-190. http://revistas.humboldt.org.co/index.php/biota/article/view/192/191

Lemaitre, R. y Alvarez-León, R. (1992). Crustáceos decápodos del Pacífico colombiano: lista de especies y consideraciones zoogeográficas. *Inst. Invest. Mar. Punta Betín*, *21*, 33-76. https://repository.si.edu/bitstream/handle/10088/7335/IZ_Lemaitre1992CrustaceosDecapodosDelPacifico.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Lira, A., Angelini, R., Le Loc'h, F., Ménard, F., Lacerda, C., Frédou, T. & Lucena-Frédou, F. (2018). Trophic flow structure of a neotropical estuary in northeastern Brazil and the comparison of ecosystem model indicators of estuaries. *Journal of Marine Systems*, 182, 31-45. https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2018.02.007

López-Martínez, J., López-Herrera, L., Valdez-Holguín, J. E. & Rábago-Quiroz, C. H. (2014). Population dynamics of the swimming crabs *Callinectes* (Portunidae) components of shrimp bycatch in the eastern coast of the Gulf of California. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, *49*, 17-29. https://dx.doi.org/10.4067/S0718-19572014000100003

López, R. H.; Jaimes, J. C. (2014). Aspectos de la distribución larval de Stomatopoda (Crustacea) en aguas superficiales del Pacífico colombiano. *Rev. U.D.C.A Act. & Div. Cient*. *17,* 227-23. https://revistas.udca.edu.co/flip/index.php?pdf=https://revistas.udca.edu.co/index.php/ruadc/issue/download/55/%7B-%2A

Loya-Salinas, D. H. y Escofet, A. (1990). Aportaciones al cálculo del Índice de Valor Biológico (Sanders, 1960). *Ciencias Marinas*, *16*(2), 97-115. https://cicese.repositorioinstitucional.mx/jspui/bitstream/1007/1791/1/4701.pdf

Lu, Y., Yuan, J., Lu, X., Su, C., Zhang, Y., Wang, C., Cao, X., Li, Q., Su, J., Ittekkot, V., Garbutt, R., Bush, S. Fletcher, S., Wagey, Y., Kachur, A. & Sweijd, N. (2018). Major threats of pollution and climate change to global coastal ecosystems and enhanced management for sustainability. *Environmental Pollution*, *239*, 670-680. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.04.016

Lucero, C. H., Cantera, J. R. & Romero, I. (2006). Variability of macrobenthic assemblages under abnormal climatic conditions in a small scale tropical estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *68*, 17-26. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.11.037

Lucero-Rincón, C. H., Bolívar, G., Neira, R., Peña, E. J. (2008). Utilización de la macrofauna bentónica como indicadora de calidad ambiental en la desembocadura del río Anchicaya, Pacífico colombiano. *Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente*, 7, 94-101. http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=231116372011

Luque Marín, J. A. (2003). Lago de Sanabria: un sensor de las oscilacionges climáticas del Atlántico Norte durante los últimos 6.000 años. Tesis Doctoral: Departamento de Geoquímica, Petrología y Prospección Geológica, Pontificia Universidad de Barcelona, Barcelona. http://diposit.ub.edu/dspace/handle/2445/34787

Mahoney, P. C. & Bishop, M. J. (2017). Assessing risk of estuarine ecosystem collapse. *Ocean and Coastal Management*, *140*, 46-58. https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.02.021

Martínez, O., Molina, A. E. y Duque, G. (2019). Influencia de la materia orgánica en la abundancia de poliquetos (Annelida: Polychaeta) de la bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano. En: Campos, N. H., Acero, A. (eds.). *Ciencias del Mar - Una mirada desde La Universidad Nacional de Colombi*a. Editorial Universidad Nacional de Colombia, Bogotá D.C., Colombia. https://www.redalyc.org/pdf/1694/169439782012.pdf

Medeiros, C. R, Hepp, L. U, Patrício, J. & Molozzi, J. (2016). Tropical estuarine macrobenthic communities are structured by turnover rather than nestedness. *PLoS ONE, 11*(9): e0161082. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0161082

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

Morales, J. A., Ruiz, F., Jiménez, I. (1997). Papel de la sedimentación estuarina en el intercambio sedimentario entre el continente y el litoral: el estuario del río Guadiana (SO de España-Portugal). *Revista de la Sociedad Geológica de España*, *10*(3-4), 309-325. https://sge.usal.es/archivos/REV/10(3-4)/Art08.pdf

Mulik, J., Sukumaran, S. & Srinivas, T. (2020). Factors structuring spatio-temporal dynamics of macrobenthic communities of three differently modified tropical estuaries. *Marine Pollution Bulletin*, *150,* 110767. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110767

Murillo, B.C. (2016). Estomatópodos de la costa Pacífica de Colombia e Isla Gorgona (Crustacea: Stomatopoda: Squillidae, Gonodactylidae y Pseudosquillidae). *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*. https://doi.org/10.25268/bimc.Invemar.1988.18.0.445

Neira, R. y Cantera, J. R. (2005). Composición taxonómica y distribución de las asociaciones de equinodermos en los ecosistemas litorales del Pacífico Colombiano. *Revista de Biología Tropical*, 195-206. https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=44919815011

Otero, L. (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*, *12*, 9-21. https://ojs.dimar.mil.co/index.php/CCCP/article/view/371/288

Palacio-León, Ó., Chávez-Porras, Á., Velásquez-Castiblanco, Y. L. (2017). Evaluación y comparación del análisis granulométrico obtenido de agregados naturales y reciclados. *Revista Tecnura*, *21*(53), 96-106. https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.tecnura.2016.4.a01

Panesso, G. M. (2017). Influencia de las variables ambientales en la estructura de las comunidades bentónicas y su relación con el flujo de mercurio en la bahía de Buenaventura. Tesis de Maestría en Ingeniería Ambiental, Facultad de Ingeniería y Administración. Universidad Nacional de Colombia - Sede Palmira, Palmira. https://repositorio.unal.edu.co/bitstream/handle/unal/59430/6014006.2017.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Peña-Salamanca, E. J. (2008). Dinámica espacial y temporal de la biomasa algal asociada a las raíces de mangle en la Bahía de Buenaventura, costa pacífica de Colombia. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, *37*, 55-70. http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0122-97612008000200004

Ponce-Palafox, J., Flores, V. F., Castillo-Vargasmachuca, Benítez, V. A, Gómez, G. J, García-Ulloa, M. & Arredondo, F. J. (2012). Effect of constant temperature on growth of the arched swimming crab *Callinectes arcuatus* Ordway (1863) over a 360-day period*. Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*, *45*(4), 235-243. https://doi.org/10.1080/10236244.2012.719667

Ramírez-Félix, E., Singh-Cabanillas, J., Gil-López, H. A., Sarmiento-Náfate, S., Salazar, I., Montemayor, L. G., García-Borbón, A., Rodríguez, D. G. y Castañeda, N. (2003*). La pesquería de jaiba (Callinectes spp.) en el Pacífico mexicano: Diagnóstico y propuesta de regulación*. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Social, Pesca y Alimentación (SAGARPA), Mazatlán, Sinaloa. https://inapesca.gob.mx/portal/Publicaciones/Libros/2003-Ramirez-et-al-Pesqueria-de-jaiba-en-el-Pacifico-mexicano.pdf

Reaka, M. L. & Manning, R. B. (1980). The distributional ecology and zoogeographical relationships of stomatopod Crustacea from Pacific Costa Rica. *Smithsonian Contributions to the Marine Sciences*. *7*, 1-29. https://doi.org/10.5479/si.01960768.7.1

Rodríguez-Jiménez, A. (2012). Estructura espacial de las poblaciones de camarón de aguas profundas y su relación con las condiciones del hábitat a lo largo de la costa del Pacífico de Colombia. Tesis de grado: Departamento de Oceanográfica, Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas. Universidad de Concepción, Chile. http://repositorio.udec.cl/bitstream/11594/846/1/Tesis_Estructura_Espacial_de_las_Poblaciones_del_Camaron.Image.Marked.pdf

Rodríguez, S. J., Hleap, Z. J., Estrada, F., Clavijo S, J., Perea, V. N. (2011). *Agroindustria Pesquera en el Pacífico Colombiano: Gestión de Residuos Pecuarios en Sistema de Producción más Limpia*. Universidad Nacional de Colombia Sede Palmira, Facultad de Ingeniería y Administración, Palmira. 211. https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/20956

Rohas, C. (1985). El estuario del río Queule: un ambiente sedimentario en el sur de Chile. *An. Cent. Cienc. Mar Limnol*., *5*, 231-240. http://biblioweb.tic.unam.mx/cienciasdelmar/instituto/1986-3/articulo250.html

Rojas, H. C. (1984). Estudio estacional de los sedimentos del estuario del Queuele, IX Región. Investigaciones Geográficas. *Inform. Geogr. Chile*, *31*, 55-65. https://doi.org/10.5354/0719-5370.1984.27686

SAGARPA - Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. Plan de Manejo Pesquero de Jaiba (*Callinectes spp*.) de Sinaloa y Sonora. (2014). Ciudad de México. https://www.inapesca.gob.mx/portal/documentos/Planes-de-Manejo-Pesquero/Pacifico/Plan-de-Manejo-Pesquero-de-Jaiba.pdf.

Sandoval-Huerta, E. R., Madrigal-Guridi, X., Escalera-Vázquez, L. H., Medina-Nava, M. y Domínguez-Domínguez, O. (2014). Estructura de la comunidad de peces en cuatro estuarios del Pacífico mexicano central. *Revista mexicana de biodiversidad*, *85,* 1184-1196. https://doi.org/10.7550/rmb.42105

Sánchez-Riascos, N. E. (2006). Influencia de la heterogeneidad espacial en el ensamblaje de poliquetos (Annelida) asociados a raíces sumergidas de Rhizophora mangle y análisis de su capacidad bioindicadora en Playa Pianguita. Bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano. Tesis de Maestría: Biología, Facultad de Ciencias. Universidad de Los Andes, Bogotá. https://repositorio.uniandes.edu.co/bitstream/handle/1992/9124/u271312.pdf?sequence=1

Spaccesi, F. G. (2015). Composición y estructura de la fauna de invertebrados bentónicos sobre substratos duros y blandos en la Cuenca del Plata. Tesis Doctoral: Ciencias Naturales, Facultad de Ciencias Naturales y Museo. Universidad Nacional de La Plata, Argentina. https://doi.org/10.35537/10915/49807

Spruzen, F. L., Richardson, A. M. & Woehler, E. J. (2008). Spatial variation of intertidal macroinvertebrates and environmental variables in Robbins Passage wetlands, NW Tasmania. *Hydrobiologia*, *598*, 325-342. https://doi-org.ezproxy.unal.edu.co/10.1007/s10750-007-9166-2

Tejada, C., Castro, L., Navarrete, A., Cardona, T., Otero, L., Afanador, F., Mogollón, A. y Pedroza,

W. (2003). Panorama de la Contaminación Marina del Pacífico Colombiano. Centro Control Contaminación del Pacífico Colombiano. Ed. DIMAR. Serie Publicaciones Especiales (Vol. 3), San Andrés de Tumaco. https://aquadocs.org/bitstream/handle/1834/14678/034_DIMAR.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Valladares-Hidrobo, M. A. (2019). Análisis de la captura incidental del género *Callinectes* en el norte de la provincia de Esmeraldas, Ecuador. Tesis de grado en Ingeniería en Gestión Ambiental. Pontificia Universidad Católica del Ecuador-Sede Esmeraldas PUCESE. https://repositorio.pucese.edu.ec/bitstream/123456789/1937/1/VALLADARES%20HIDROBO%20MARLON%20ANDR%c3%89S.pdf

Verdugo, F. J., Hernández, C. A., Pardo, D. B. (2007). Ecosistemas Acuáticos costeros: Importancia, reto y prioridades para su conservación. 147-166 p. En: Sánchez, O., Herzing, M., Peters, E., Márquez-Huitzil, R. y Zambrano, L (Eds). *Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, US Fish & Wildlife Service, Unidos para la Conservación, A.C. Escuela de bilogía de la Universidad Michoacana de San Nicolás Hidalgo. Mexico. https://agua.org.mx/wp-content/uploads/2017/11/Perpectivas-sobre-conservaci%C3%B3n-de-ecosistemas-acu%C3%A1ticos-en-M%C3%A9xico.pdf

Villanueva, M. C. (2015). Contrasting tropical estuarine ecosystem functioning and stability: A comparative study. Estuarine. *Coastal and Shelf Science, 155*, 89-103. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2014.12.044

Villareall, H., Álvarez, M., Córdoba, S., Escobar, F., Fagua, G., Gast, F., Mendoza, H., Ospina, M. y Umaña, A. M. (2004). Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. Programa de inventarios de biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt. Bogotá, Colombia. http://repository.humboldt.org.co/bitstream/handle/20.500.11761/31419/63.pdf

Wentworth, C. K. (1922). A scale of grade and class terms for clastic sediments. *The Journal of Geology*, *30*(5), 377-392.

WoRMS. (2022). World Register of Marine Species. Editorial Board. Available from https://www.marinespecies.org at VLIZ. Accessed 2022-09-10. doi:10.14284/170

Zambrano, E., Loaiza, J., Barrera, A., Hernández, S., Riascos, C. y Puentes, V. (2018). Actualidad de la pesca artesanal de la zona Centro del Pacífico colombiano, 151-179 p. En: Avances de Acuicultura y Pesca (vol IV). Especial: Caracterización de pesquerías en Colombia. Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca. AUNAP©, Fundación Fauna Caribe Colombiana-FFCC©. https://www.researchgate.net/publication/331287022_Actualidad_de_la_Pesca_Artesanal_de_la_Zona_Centro_del_Pacifico_Colombiano

2. Capítulo 2. Influencia de los parámetros ambientales en la acumulación de Cadmio y Plomo en sedimentos y macroinvertebrados de la bahía de Buenaventura

2.1 Introducción

Los ecosistemas marino-costeros como los estuarios se caracterizan por ser entornos complejos y dinámicos a nivel hidrológico y oceanográfico; con una alta riqueza biológica (Day et al., 2013). Son de gran importancia a nivel mundial por la gran variedad de servicios ecosistémicos que proporcionan, por lo tanto, son regiones costeras altamente pobladas. Al ser zonas de gran actividad, son ecosistemas sensibles y vulnerables, que actúan como filtros y amortiguadores de sustancias y materiales contaminantes procedentes del sistema terrestre; bien sea por fenómenos naturales o producto de las actividades antrópicas que en él se desarrollan (Lu et al., 2018).

Entre los contaminantes que pueden afectar negativamente estos ecosistemas se encuentran los metales pesados, lo cuales han sido objeto de investigación durante las últimas décadas (Cui et al., 2011; Thinh et al., 2018), especialmente, aquellos de carácter tóxico, no esenciales para ninguna actividad biológica, procesos funcionales o metabólicos en los organismos. Entre estos se encuentran, el As (Arsénico), el Hg (Mercurio), el Cd (Cadmio) y el Pb (Plomo) (Espina y Vanegas, 2005; Páez-Osuna, 2005; Ureña, 2007; Bonsignore et al, 2018;). Los dos últimos, considerados de alta prioridad ambiental a nivel internacional, dados los abundantes aportes naturales (intemperismo geológico), así como por el aumento de los derivados de distintas actividades antrópicas (Frías-Espericueta et al., 2010).

El Cd se distribuye en ambientes terrestres y acuáticos, encontrándose como mineral y en forma de sulfuro de cadmio, comúnmente, obtenido de forma artificial, en el proceso de la fundición y refinamiento del sulfuro de zinc, de plomo o de cobre. Aunque, puede ser liberado de forma natural a través de fuegos forestales, volcanes activos, terrestres y submarinos (Barraza et al., 2018), fuentes hidrotermales y surgencias, las cuales transportan metales disueltos y particulados de las aguas más profundas hacia las aguas costeras superficiales (Sepúlveda, 2018). La mayor fuente de contaminación antrópica en los sistemas fluviales y marinos, son los residuos municipales, agrícolas e industriales, procedentes de la producción de baterías de litio, níquel-cadmio, estabilizadores de plásticos, pigmentos, aleaciones y galvanizado de objetos metálico, y principalmente, fertilizantes fosfatados (Páez-Osuna, 2005; Frías-Espericueta et al., 2010).

El Pb se encuentra presente en la naturaleza en las rocas terrestres en forma de Galena (sulfuro de plomo) (Páez-Osuna, 2005). Sin embargo, el contenido de plomo en el aire es mayor, por los grandes aportes de origen volcánico en forma de polvo (Barraza et al., 2018). De este modo, el transporte atmosférico es la fuente más importante de Pb tanto para el ambiente terrestre como para el acuático (Sepúlveda, 2018). En contraste, la fuente de contaminación antrópica con mayor incidencia en ríos y océanos son los residuos industriales como: baterías, especialmente de uso automotriz, pinturas, cables, plásticos, metales, vidrio, cerámicas, productos químicos y equipo electrónico, entre otras (Frías-Espericueta, 2010; Sepúlveda, 2018).

Cuando el Cd y el Pb, llegan al medio acuático, como otros metales pesados, pueden formar “precipitados insolubles como solutos enlazados a la superficie de micropartículas” (Barraza et al., 2018), o ser solubles en agua y reaccionar con la materia orgánica formando complejos y quelatos, que aumentan su solubilidad, la disponibilidad y la dispersión (Barros-Barrios et al, 2016; Jorge-Panduro, 2018). Bajo este escenario, los sedimentos del lecho marino juegan un papel importante como reservorios de metales, por lo cual, sus niveles de concentración son mayores que en el agua (Mero-Valarezo, 2010; Barraza, 2018; Rajeshkumar et al., 2018).

El proceso de contaminación de metales pesados en los organismos, incluidos el Cd y el Pb, inicia en los tejidos que facilitan su ingreso, como las branquias y el tracto digestivo, por lo tanto, los órganos donde ocurre mayor acumulación son: las branquias, las glándulas

digestivas y hepatopáncreas, en invertebrados (Kumar & Achyuthan, 2007). Posteriormente, ocurre el transporte de los metales desde la superficie permeable hasta los distintos órganos, por medio de la sangre o la hemolinfa, uniéndose inespecíficamente a las proteínas presentes en este líquido (Ureña, 2007). Normalmente, la unión a estas macromoléculas puede alterar su conformación y actividad biológica, constituyendo la principal forma de toxicidad de los metales (Ureña, 2007). Esto gracias a que los metales tienen gran afinidad para unirse con los grupos sulfidrilos (-SH), carboxilos (-COOH) y aminos ($-NH_2$) de las proteínas, inactivando las enzimas (Amiard et al., 2006).

Cuando existe exposición a largo plazo a altas concentraciones de metales, ocurren cambios en la estructura celular, daños fisiológicos, alteración de la presión osmótica, daños genotóxicos, alteraciones en el crecimiento y reproducción de los organismos, entre otros (Páez-Osuna, 2005; Lu et al., 2018). Por ejemplo, se ha observado que, en crustáceos y bivalvos, el cadmio inhibe procesos respiratorios, disminución de la frecuencia cardiaca, deformaciones de la concha; y que tanto el Cd como el Pb, alteran los mecanismos de reparación del ADN, hasta pueden afectar la cantidad y calidad del esperma (Espina y Vanegas, 2005).

Es importante destacar que, la disponibilidad, la tasa de acumulación y los efectos tóxicos de los metales en los organismos, dependen de diferentes factores fisicoquímicos y biológicos, que varían tanto estacional como geográficamente. Los primeros hacen referencia a los variables ambientales que alteran a la especiación química de los metales en el medio, como: la temperatura, el pH, la salinidad, la concentración de oxígeno disuelto, la materia orgánica, los procesos de adsorción, desorción y precipitación entre el agua y los sedimento, etc. (Mero-Velarezo, 2010; Barraza et al., 2018; Bonsignore et al, 2018; Shulkin et al., 2018). Y los segundos, son las condiciones biológicas de los organismos, entres estas: el peso, la talla, el sexo, el estado reproductivo, los hábitos alimenticios, las afinidades químicas de los metales con los tejidos de las especies, la tasa de absorción, la capacidad de depurar agentes tóxicos y las interacciones tróficas (Páez, 2005; Ureña, 2007; Bonsignore et al, 2018). Todos estos procesos biogeoquímicos que permiten la bioacumulación y biomagnificación (vía red trófica), o no, de los metales, ocurren durante la dinámica ambiental de la circulación estuarina, en respuesta a la escorrentía de los ríos

y la entrada de agua de mar, entre otros procesos biogeoquímicos e hidrodinámicos (Shulkin et al., 2018).

En la región Sudeste del Pacífico, Panamá, Colombia, Ecuador, Perú y Chile, en décadas pasadas, se han desarrollado estudios de caracterización ambiental, respecto a parámetros fisicoquímicos, calidad sanitaria de las aguas, presencia de metales pesados y pesticidas organoclorados en aguas, sedimentos y organismos (Gutiérrez, F., 1989). Específicamente, para la costa Pacífica colombiana, entre 1984 y 1986 los estudios se enfocaban en la caracterización de cuerpos de agua: cargas de materia orgánica, sólidos suspendidos, nutrientes, microrganismos; y paulatinamente, se incluyó el aporte de metales pesados por los ríos, metales en sedimentos y organismos típicos (Gutiérrez, F., 1989). Sin embargo, las investigaciones acerca de la contaminación por metales pesados en los niveles abióticos y bióticos hasta la fecha son pocos y dispersos, llevados a cabo en las bahías de Tumaco y Buenaventura, centrando su interés, en el mercurio (Hg); metal utilizado para la extracción de oro en la región (Espinosa, 2010).

Los principales estudios básicos de la bahía de Tumaco y Buenaventura se han desarrollado en estaciones cercanas a los principales ríos de la región (Zapata, 1986; Instituto Nacional de los Recursos Naturales Renovables y del Ambiente [INDERENA], 1987; Gutiérrez, F., 1989), reportando para la época, que, en los afluentes de la Ensenada de Tumaco, no se detectó Cadmio en la mayor parte de las muestras de agua. Y para Buenaventura, este metal mostró concentraciones inferiores a la norma establecida para consumo humano (0.01 μg/L). El Mercurio superó los límites máximos permisibles para aguas de consumo (2 μg/L) y para preservación de la vida acuática (0.05 μg//L). Respecto a los sedimentos, las concentraciones fueron altas, dentro de los rangos permisibles, y en el caso de la bahía de Buenaventura, más altas en las estaciones próximas a la cuidad, por el mayor contenido orgánico en los sedimentos, además, s registros pueden relacionarse con procesos de origen geológico. En los organismos estudiados, moluscos bivalvos del género *Anadara*, se encontró que el Cadmio superó los límites permisibles establecidos para consumo humano (0.05 y/o 0.1 mg/Kg), lo que significa contaminación grave. Todas las especies en el caso de Tumaco no sobrepasaron el valor máximo aceptado para Mercurio en productos marinos (0.5 mg/Kg); mientras que, en Buenaventura, más de la mitad de las muestras estuvieron por encima de 0.1 mg/Kg, superando el límite establecido, considerándose contaminación grave. En ninguno de los

casos, agua, sedimentos y organismos, de detectó Plomo para las bahías de Tumaco y Buenaventura. (Instituto Nacional de los Recursos Naturales Renovables y del Ambiente [INDERENA], 1987; Gutiérrez, F., 1989).

Otros estudios, desarrollados en la parte baja de la cuenca hidrográfica del río Dagua y en la bahía de Buenaventura, han reportado elevados niveles Cd, Pb y Hg en aguas, sedimentos y macroinvertebrados marinos, crustáceos, moluscos y peces, superando el límite permisible para la época. Los resultados indican bioacumulación en los organismos estudiados, sugiriendo peligro para los consumidores, aunque no un estrés para el ecosistema (Calero y Casanova, 1997; Velásquez y Cortés, 1997; Lucero-Rincón, 2019). Los índices de contaminación han indicado contaminación severa para el Hg y moderada para el Pb. Además, un alto potencial de bioconcentración de Hg en organismos filtradores como la piangüa, a diferencia de la bioconcentración del Pb que fue considerada baja y poco frecuente en dichos organismos (Lucero-Rincón, 2019). Otros estudios en aguas y algas asociadas al ecosistema de manglar en la Bahía han detectado altos niveles de Pb, Cu y Hg, superiores al valor permisible para aguas marinas y estuarinas, así como una gran capacidad de las algas bentónicas para acumular metales, perfilándose, como organismos remediadores en procesos de descontaminación (Peña-salamanca et al., 2004).

Considerando que los problemas de contaminación de la bahía de Buenaventura están relacionados con las descargas de aguas residuales que genera la población costera, las escorrentías agrícolas, los desechos industriales y los derivados de la minería aurífera; transportados hasta el estuario a través de las los principales ríos de la región (Tejada et al., 2003; Díaz, 2007; DIMAR-CCCP, 2012; Casanova-Rosero et al., 2015; Invemar, 2017), trayendo consigo diversos contaminantes, entre estos, los metales pesados. Que las fuentes de contaminación antrópica de los metales pesados Cd y Pb, están asociadas a los principales problemas de contaminación que ocurren en la bahía (Páez-Osuna, 2005; Frías-Espericueta et al., 2010; Sepúlveda, 2018). Además, que el uso de Cd y Pb en derivados industriales de las distintas actividades antrópicas va en aumento, pese a su carácter toxico (Frías-Espericueta et al., 2010). Y que, previamente, se ha reportado contaminación por estos dos metales en la bahía de Buenaventura, tanto en sedimentos como en organismo (Calero y Casanova, 1997; Velásquez y Cortés, 1997; Peña-

salamanca et al., 2004; Lucero-Rincón, 2019), sin un monitoreo regular en organismos. En esta investigación, además de determinar las variaciones espaciotemporales de los parámetros fisicoquímicos del agua y los sedimentos de la bahía, se cuantificó la concentración de los metales pesados Cadmio (Cd) y Plomo (Pb) en los sedimentos y en el músculo de algunas especies de macroinvertebrados de importancia pesquera, para determinar la existencia de un proceso de contaminación y bioacumulación, y los factores ambientales que contribuyen a dichos procesos.

Se involucró macroinvertebrados como organismos bioindicadores, para medir el estado ambiental del ecosistema, ya que representan una respuesta integrada de los efectos contaminantes o cambios ambientales en el tiempo (Marín-Guirao, 2007; Holt & Miller, 2010), mientras que los análisis fisicoquímicos del agua y los sedimentos solo identifican y cuantifican aisladamente el efecto de estos en el ecosistema (Marín-Guirao, 2007).

2.2 Objetivos

Objetivo general

Determinar la existencia de un proceso de contaminación y acumulación de los metales pesados, Cd y Pb, en los sedimentos y en el tejido muscular de cuatro especies de macroinvertebrados de la bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano, y cómo la dinámica ambiental de la bahía influye en dichos procesos.

Objetivos específicos

- Cuantificar la concentración total de los metales pesados, Cadmio (Cd) y Plomo (Pb), en los sedimentos y en el tejido muscular de cuatro especies de macroinvertebrados de importancia biológica y pesquera, de dos zonas y tres épocas climatológicas de la bahía de Buenaventura, con características ambientales contrastantes, para determinar la existencia de un proceso de contaminación y bioacumulación.

- Determinar las variaciones de los parámetros les fisicoquímicas del agua y los sedimentos, en dos zonas y en tres épocas climatológicas de la bahía de Buenaventura, con características ambientales contrastantes.

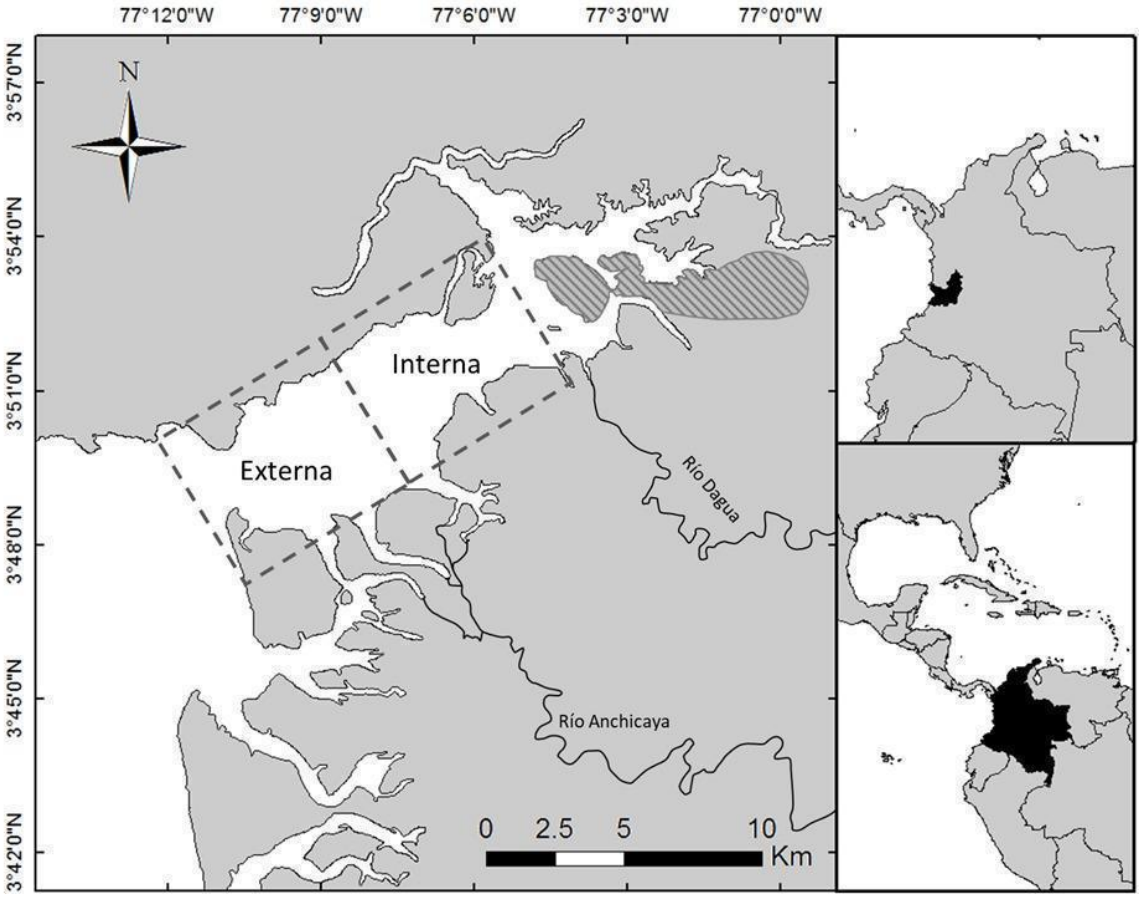
- Identificar los principales factores ambientales que contribuyen al proceso de contaminación y acumulación, considerando la heterogeneidad espacial del estuario y los cambios climatológicos de la bahía.

2.3 Materiales y métodos

2.3.1 Zona de estudio

Este estudio se desarrolló en la Bahía de Buenaventura (3°48'09.99'' - 3°52'38.57'' N; 77°06'30.75'' -77°09'25.96'' W) (**Figura 2-1**), una de las bahías más importantes del Pacífico colombiano, clasificadas como un estuario tropical complejo debido a su geomorfología irregular; variaciones en amplitud, profundidad y relieve del fondo marino; flujo bidireccional, flujos fluviales y mareales; y lechos aluviales (DIMAR-CCCP, 2012). Tiene una extensión aproximada de 70 km^2 y una profundidad media de 10 m (Otero, 2005; Peña-Salamanca, 2008). Se encuentra ubicada dentro de la ZCIT, convirtiéndola en una región altamente lluviosa (Cantera, 2010; DIMAR-CCCP, 2012), con un régimen mareal entre 3.7 y 5 m (Cantera & Blanco, 2001), dos periodos de lluvia anual, de abril a junio y de septiembre a noviembre, con mayores precipitaciones el último periodo del año. Las precipitaciones mensuales que varían entre 300 – 850 mm (Cantera & Blanco, 2001), junto con la influencia de los ríos Dagua, Potedó y Anchicayá (126 m^3/s y 112 m^3/s, respectivamente) (Díaz, 2007; Gamboa-García et al., 2020), contribuyen a condiciones de aguas turbias, bajas salinidades (10-19 ups), fondos arenosos y lodosos en los estuarios, dados los aportes sedimentarios y de materia orgánica, condiciones que se acentúan en la temporada de lluvias, cerca de dichos afluentes (Lemaitre y Alvarez-León, 1992; Cantera & Blanco, 2001; Otero, 2005). Por su parte, la temperatura superficial del agua registra valores mínimos en noviembre y máximas en marzo, coincidiendo con las temporadas de máximas y mínimas precipitaciones, respectivamente. El pH presenta características ligeramente alcalinas (6.5 - 8.5) y el oxígeno disuelto valores mayores 3 mg/L, indicando un ambiente óptimo para el desarrollo de organismos marinos (DIMAR-CCCP, 2012; Casanova-Rosero et al., 2015).

Figura 2-1: Bahía de Buenaventura. Zonas de muestreo distribuidas en un gradiente ambiental. Zona Interna: mayor influencia por descargas fluviales. Zona Externa: mayor influencia de agua marina.



Fuente: Grupo de investigación Ecología y Contaminación Acuática - ECONACUA.

2.3.2 Fase de campo

Se colectaron muestras de macroinvertebrados y sedimentos marinos, y se midieron parámetros fisicoquímicos del agua, en dos zonas de la bahía de Buenaventura, durante tres muestreos realizados a lo largo del año 2018, en épocas climáticas diferentes según los niveles de precipitación (Seca: marzo; Transición: julio; Lluvia: noviembre). Por su parte, las dos zonas de muestreo fueron seleccionadas por el gradiente de salinidad y aporte de sedimentos fluviales: la zona interna, caracterizada por una mayor influencia de descargas fluviales procedentes del Río Dagua y Anchicayá, y la zona externa, por una mayor influencia de agua marina (**Figura 2-1**). Cada área de muestreo fue georreferenciada con un GPS (GARMIN). Para la obtención de datos, se realizaron seis

réplicas por época y zona de muestreo, para un total de 36 muestras (6 réplicas x 2 zonas x 3 épocas = 36). Los datos fisicoquímicos del agua se midieron a un metro de profundidad, mientas que, las muestras de sedimentos y biológicas, se obtuvieron a una profundidad no mayor a 6 metros, dadas las condiciones someras de las zonas muestreadas.

Los macroinvertebrados se capturaron mediante método de pesca artesanal, utilizando una red de arrastre con ancho de trabajo de 8 m y ojo de malla de 2.5 cm, en lancha en movimiento durante 10 minutos, a una velocidad entre 3.1 y 4.0 Km/h, con un área de arrastre de 900.7 m^2. Cabe aclarar, que la malla utilizada en los arrastres, con las especificaciones antes mencionadas, es la normalmente empleada por los pescadores de la zona, para este tipo de pesca artesanal, en zonas de baja profundidad y fondos blandos, por tanto, las características de la misma no fueron planteadas como parte de esta metodología. Antes de cada arrastre, se registraron en el agua los parámetros: transparencia; temperatura, salinidad, pH y oxígeno disuelto, usando una sonda multiparámetro portátil Thermo Scientiyfic y para la transparencia, un disco Secchi. Adicionalmente, se extrajeron las muestras de sedimentos con un tubo de PVC de 4.5 cm de diámetro. Se dejó un lapso entre una réplica y otra (10 min), para asegurar que sean muestras independientes (Gambo-García et al., 2020). Los organismos capturados y muestras de sedimentos fueron conservados en frío a -20 °C.

2.3.3 Fase de laboratorio

Los macroinvertebrados capturados se identificaron taxonómicamente a nivel de especie siguiendo la Guía de la FAO (Fischer et al. 1995) y la base de datos en línea World Register of Marine Species **(**WoRMS, 2022). Se registró el peso (g) y la talla (cm) de cada individuo. La talla reportada para cangrejos correspondió a la longitud total (LT) que abarca el ancho del caparazón; para camarones, la longitud desde la placa rostral hasta el telson; y para cefalópodos, la longitud total del manto.

A cuatro de las especies más representativas de la bahía, según el índice de Valor Biológico – IVB (Loya-Salinas y Escofet, 1990), se les tomó una muestra del músculo principal (aprox. 2 g), para la cuantificación de los metales pesados Cadmio (Cd) y Plomo (Pb), usando cuchillos estériles de porcelana. Para la jaiba *Callinectes arcuatus*, la muestra

de músculo se extrajo de las quelas; para los camarones *Rimapenaeus byrdi* y *Squilla aculeata aculeata*, del abdomen; y para el calamar, *Lolliguncula panamensis*, del manto. La cuantificación de estos metales para las cuatro especies se llevó a cabo en el tejido muscular, considerando que las especies estudiadas son de importancia pesquera y alimentaria en la región, y al ser el músculo la parte del organismo que se consume, puede afectar la salud humana cuando hay una ingesta periódica de organismos contaminados **(**Páez-Osuna, 2005; Bonsignore et al, 2018; Gu et al., 2018) Además, las normas nacionales e internacionales establecen los límites máximos permitidos en organismo para consumo humano, particularmente, en macroinvertebrados, para la carne de los apéndices y abdomen, excluyendo cefalotórax en crustáceos; viseras y conchas, en moluscos (Ministerio de Salud y Protección Social, Col, 2012, Resolución 122; La Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura [FAO] y Organización Mundial de la salud [OMS], 2019, CXS193-1995; Comisión Europea, 2021, Reglamento UE 2021/1223).

Paralelamente, se extrajo una submuestra (aprox. 2 g) de los cinco primeros centímetros de las muestras de sedimento, previamente homogeneizadas con espátulas plásticas, para la cuantificación de Cd y Pb. Se usaron los cinco primeros centímetros de sedimento marino, considerando que se ha demostrado una relación entre la concentración de algunos metales y esta porción de sedimento superficial; así como, una afección los invertebrados bentónicos y filtradores en contacto con estos sedimentos contaminados (Hernández-Sánchez, 2014). Tanto las muestras de músculo como de los sedimentos fueron dispuestas en tubos eppendorf y sometidas al proceso de liofilización a una temperatura de -80 °C, con una presión de vacío de 0,120 milibares, por 36 h.

La determinación de la concentración de Cd y Pb Total (peso seco), en el músculo de los macroinvertebrados y el sedimento, se efectuó mediante los siguientes pasos**: Proceso de digestión de la muestra.** La muestra fue pesada y transferida a un vaso de precipitado donde se añadieron 5 ml de ácido nítrico y 5 ml de ácido perclórico a las muestras de músculo; y 7 ml de ácido nítrico y 7 ml de ácido perclórico a las muestras de sedimentos. A continuación, las muestras se calentaron a 200 °C durante tres minutos las de músculo, y durante cinco minutos las de sedimentos. Una vez en solución, se filtraron a través de una membrana de 0.45 µm y finalmente fueron aforadas a 50 ml con agua tipo 1. **Proceso de lectura de la muestra.** La lectura se realizó en un espectrofotómetro de absorción

atómica según recomienda Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 3111 B: Método directo de llama de aire-acetileno. **Límites de detección.** Sedimentos: L.D.Cd < 0.01151 mg/L y L.D. Pb < 0.12544 mg/L. Tejido muscular: L.D.Cd < 0.01267 mg/L y L-D. Pb < 0.07719 mg/L.

Por otra parte, las muestras de sedimento restantes fueron homogeneizadas y separadas en 2 fracciones (aprox. 50 g) y posteriormente secadas al horno en cajas Petri durante 24 h a 110 °C, hasta obtener un peso constante. Una de las fracciones se usó para la cuantificación de la materia orgánica (MO) mediante el método de pérdida por ignición, sometiendo el sedimento seco en una mufla a 450 °C durante 4h (Luque, 2003; Danovaro, 2009). El contenido de MO de cada muestra se calculó siguiendo la **Ecuación 2-1**, (modificada de Luque, 2003). La otra fracción se utilizó para realizar los perfiles granulométricos.

$$\% MO_{450} = ((PS_{110} - PS_{450}) / PS_{110}) \times 100 \qquad \textbf{Ecuación 2-1}$$

Donde, $\% MO_{450}$ es la determinación del porcentaje en peso de materia orgánica a 450 °C; PS_{110} representa el peso seco de la muestra antes de la ignición; y PS_{450} es el peso seco de la muestra posterior a la ignición a 450 °C.

La determinación de la estructura y composición de las partículas del sedimento (granulometría), se llevó a cabo por tamizado vibratorio durante 7 min, con un juego de tamices entre 0.063 mm y 1.000 mm. La fracción retenida en cada tamiz fue pesada (precisión 0,0001 g) y clasificada según la escala Udden-Wentworth, así: arena gruesa (>0.500 mm), arena media (entre 0.500 y 0.250 mm), arena fina (entre 0.250 mm y 0.063 mm), y limos-arcillas (<0.063 mm) (Wentworth, 1922).

2.3.4 Análisis de datos

Se calculó el índice de valor Biológico - IVB para todas las especies de macroinvertebrados, determinando así, las especies más importantes de la bahía en términos de dominancia; considerando tanto la abundancia relativa como la frecuencia de ocurrencia de las especies, evitando asignar un orden de importancia general solo por abundancia total, donde se darían datos puntuales dominantes, pero poco representativos (Loya-Salinas y Escofet,1990). Este índice se calculó siguiendo la metodología planteada

por Loya-Salinas y Escofet (1990). A partir de estos resultados, se eligieron cuatro especies para la cuantificación de Cd y Pb en su tejido muscular.

2.3.4.1 Clasificación granulométrica y variación espaciotemporal de los parámetros ambientales del agua y los sedimentos

Para determinar la estructura y composición del sedimento, se realizaron perfiles granulométricos por época climatológica y estación de muestreo, graficando los resultados de los porcentajes de sedimento retenido y del porcentaje que pasó a través del tamiz (**Ecuación 2-2**) (Palacio-León et al., 2017).

$$\% \text{ Retenido} = (PR_{Tamiz} / PT_{Muestra}) \times 100 \qquad \textbf{Ecuación 2-2}$$

Donde, PR es el peso retenido en cada tamiz y PT es el peso total de cada muestra. De este modo, el porcentaje que pasa se puede calcular usando:

$$\% \text{ Pasa} = 100 - \% \text{ Retenido acumulado}$$

Se llevo a cabo estadística descriptiva para todas las variables ambientales del agua (Transparencia, temperatura, y los sedimentos de la bahía. Y se evaluó la normalidad (Shapiro Wilk) a los residuales de los modelos a evaluar en los análisis de varianza. Los datos, que no cumplieron los supuestos de normalidad y heterogeneidad de varianza, fueron transformados hasta que los residuales de sus modelos fueron normales. A continuación, se efectuó un ANOVA para cada variable ambiental, con época climática, estación de muestreo y su interacción, como factores principales; utilizando un Modelo Lineal General y las medias de diferencias de cuadrados, para lo cual se analizó el error tipo III. Posteriormente, se verificó el cumplimiento de la hipótesis alterna para cada variable y factor por separado; aplicando la prueba de Tukey cuando el modelo fue significativo (p <0.05). Esto, con el fin de identificar entre qué época climática o estación de muestreo, se encontraron diferencias significativas (Tukey, p <0.05) en los promedios de las variables analizadas. Los resultados del post-ANOVA (Tukey, p <0.05) fueron reportados como letras, en las tablas, junto con los promedios y desviaciones de cada variable. Todos los análisis se realizaron en RStudio.

2.3.4.2 Variación espaciotemporal del contenido de Cd y Pb en el tejido muscular de macroinvertebrados

Teniendo en cuenta que la literatura reporta un efecto de la talla (Longitud total–LT) en la captación y acumulación de Cd en los macroinvertebrados (Páez-Osuna, 2011; Páez-Osuna & Ruiz-Fernández, 1995; Pourang et al., 2004), se procedió a corroborar si la talla (LT) de las especies de interés en este estudio, también se presentaba dicho efecto. Para ello, se examinó la normalidad (Shapiro Wilk) de los residuales de la variable talla (Longitud total-LT), para cada especie. A los sets de datos que no cumplieron los supuestos de normalidad, se aplicaron las trasformaciones adecuadas para que su distribución y homogeneidad de varianza fueran normales. En seguida, se realizó un ANOVA para la talla, con los mismos criterios y especificaciones descritos en la sección anterior de este capítulo. Conjuntamente, se efectuó un análisis de Correlación de Pearson y una Regresión Lineal Simple, en RStudio, entre el contenido de Cd del musculo de cada especie y el tamaño de sus individuos (LT).

A partir de los resultados obtenidos en estos análisis y la información reportada en la literatura acerca del efecto de la talla en la captación y acumulación de Cd en los macroinvertebrados, se consideró la longitud total (LT) de cada especie, como covariable en el análisis de varianza (ANOVA) del contenido de Cd. Pero, antes de efectuar el ANOVA, se dividió el valor de concentración de Cd presente en el musculo sobre la longitud total (LT) de cada individuo, reduciendo así el efecto de la talla, y poder determinar el efecto específico de la época climática y la zona de muestreo sobre el contenido de Cd, en el tejido muscular de las cuatro especies de macroinvertebrados. A continuación, se examinó la normalidad (Shapiro Wilk) de los residuales de la nueva variable (contendido de Cd/LT) y se procedió a realizar el análisis de varianza (ANOVA). Tanto la prueba de normalidad, como el ANOVA, se desarrollaron bajo las especificaciones y criterios expuestos anteriormente.

2.3.4.3 Influencia de los parámetros ambientales sobre el contenido de Cd en el tejido muscular de macroinvertebrados

Los parámetros ambientales del agua que se tuvieron en cuenta para evaluar su influencia en la concentración y acumulación de Cd Total, en el musculo de los macroinvertebrados,

fueron: la transparencia, la temperatura, la salinidad, el pH y la concentración de oxígeno disuelto. Las variables ambientales de los sedimentos comprendieron aspectos relacionados con su composición: proporción de materia orgánica, proporción de arena gruesa, arena media, arena fina y limos-arcillas. A cada una de las variables mencionadas se les realizó la prueba de normalidad Shapiro Wilk y se examinaron los gráficos de sus residuales, para confirmar la normalidad de distribución y homogeneidad de varianza. Cuando fue necesario, se hizo una transformación apropiada hasta que sus residuales fueron normales.

Para identificar la influencia de los parámetros ambientales en la variación de la concentración de Cd Total, en el musculo de los macroinvertebrados, se llevó a cabo una Regresión Lineal Múltiple, paso a paso (Stepwise), para cada especie, incluyendo todas las variables ambientales, excepto aquellas colineales entre sí. La colinealidad se evaluó examinando el Factor de Inflación de la Varianza (VIF) para todas las variables predictoras incluidas en el modelo, eliminando aquellas que no cumplieran con el supuesto de independencia. Las variables se consideraron independientes si los valores de VIF eran cercanos a 1 y colineales cuando el valor se encontraba entre 5 y 10. Adicionalmente, se tuvieron en cuenta los Coeficientes de Correlación de Pearson, y los modelos de Regresión Lineal Simple, previamente calculados, para reducir variables predictoras problemáticas, cuyo coeficiente fue alto y significativo entre pares de variables ($r > 0.8$; $p < 0.05$); y cuando en la Regresión Lineal Simple el coeficiente de determinación fue bajo (R^2) y el modelo para la variable no era significativo ($p > 0.05$). Todos los análisis fueron realizados en RStudio.

El Modelo de Regresión Lineal Múltiple, paso a paso (Stepwise), fue elegido como el modelo que mejor explica la variación observada en la variable respuesta (contenido de Cd en el tejido muscular de los invertebrados). Este análisis inicia con un modelo que no contiene ninguna variable predictora, al que luego se van añadiendo nuevas variables, pero, posteriormente, a cada adición, se van excluyendo variables predictoras no significativas en el modelo. Esta adición y eliminación de variables se efectúa considerando el valor más bajo de AIC (Criterio de información Akaike) en cada paso, permitiendo establecer en qué orden se introducen las variables predictoras. Los resultados se presentaron teniendo en cuenta el orden en que se introdujeron las variables en el modelo y el valor de Pr(>|t|), para identificar la variable que más contribuyó al valor de R^2.

2.4 Resultados

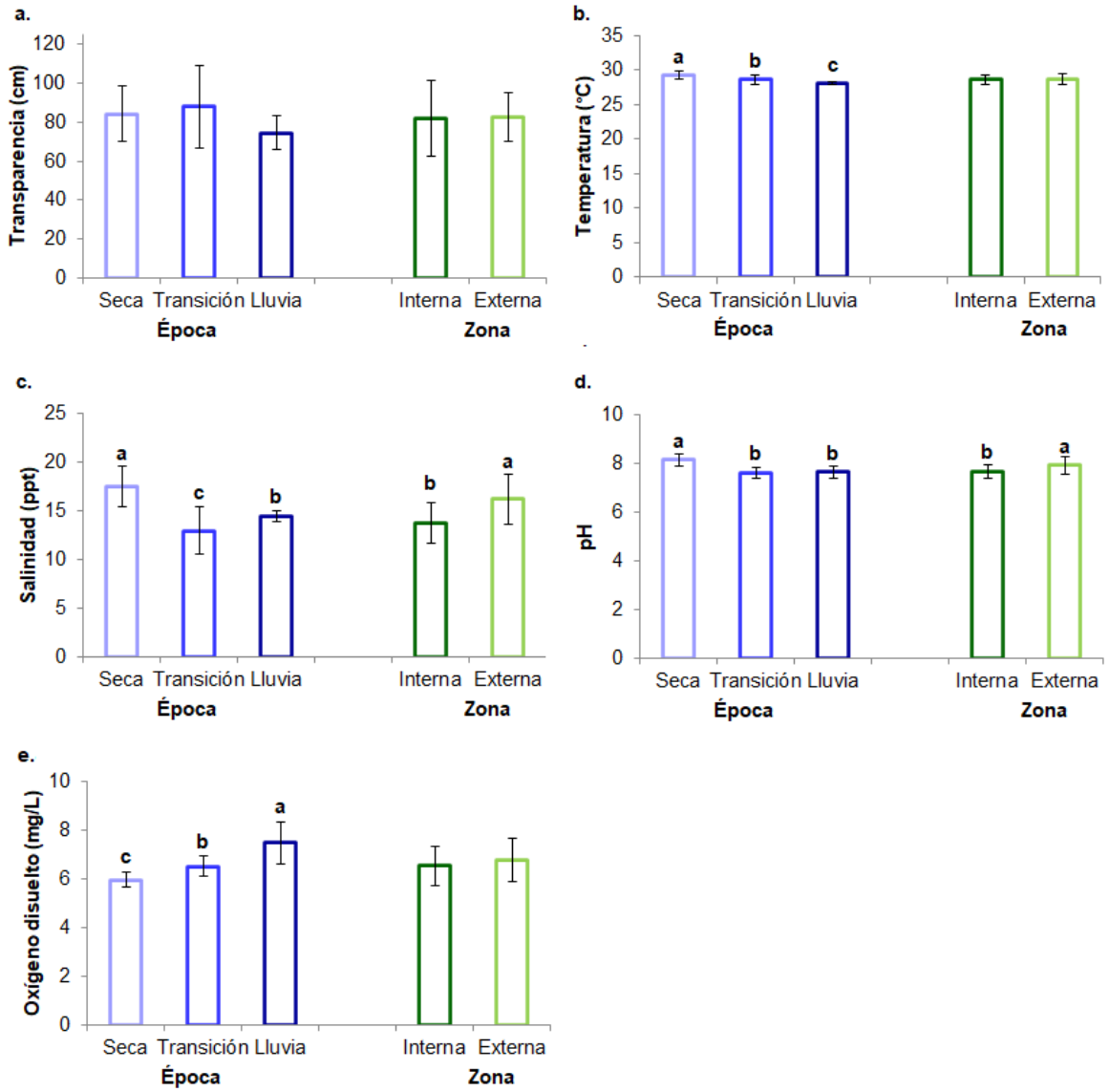
2.4.1 Variación espaciotemporal de los parámetros ambientales del agua y los sedimentos

La variación temporal en todos los parámetros fisicoquímicos del agua fue significativa, excepto para la transparencia (Temperatura ANOVA época, F= 16.8911, p <0.0001; Salinidad ANOVA época, F= 44.6541, p <0.0001; pH ANOVA época, F= 27.5262, p <0.0001; Oxígeno disuelto ANOVA época, F= 21.5039, p <0.0001). En el caso de la temperatura, las épocas climáticas fueron significativamente diferentes entre sí (Tukey, p <0.05), con valores medios más altos durante la época seca (29.25 ± 0.55 °C) y más bajos durante la temporada de mayores precipitaciones (28.07 ± 0.20 °C) (**Figura 2-2b**). El oxígeno disuelto también presentó épocas climáticas significativamente diferentes entre sí (Tukey, p <0.05), aunque se encontró un patrón inverso al observado para la temperatura: valores medios más altos durante la época de lluvia (7.49 ± 0.86 mg/L) y más bajos durante la época más seca (5.98 ± 0.3328.07 mg/L) (**Figura 2-2e**). Por su parte, la salinidad y el pH siguieron un comportamiento similar, identificando que durante la época seca se presentan valores medios significativamente (Tukey, p <0.05) más altos (Salinidad 17.51 ± 2.07 ppt; pH 8.15 ± 0.24) en comparación con la época de transición (Salinidad 12.96 ± 2.41 ppt; pH 7.63 ± 0.23) (**Figura 2-2c**). En cuanto a la transparencia, esta siguió un patrón contrario a la salinidad, con valores más altos cuando la salinidad es menor, y en sentido contrario (**Figura 2-2a**).

La variación espacial para la salinidad y el pH fue significativa (Salinidad ANOVA zona, F= 37.6358, p <0.0001; pH ANOVA zona, F= 14.6658, p= 0.00061). Y a pesar de no encontrar diferencias estadísticas significativas para los otros parameros fisicoquímicos del agua, todos presentaron la misma tendencia, valores medios más altos en la zona externa de la bahía (Transparencia 82.72 ± 12.77 cm; Temperatura 28.68 ± 0.78 °C; Salinidad 16.21 ± 2.59 ppt; pH 7.93 ± 0.36; Oxígeno disuelto 6.79 ± 0.90 mg/L), contrastando con la zona interna del estuario (Transparencia 81.89 ± 19.36 cm; Temperatura 28.59 ± 0.64 °C; Salinidad 13.75 ± 2.09 ppt; pH 7.68 ± 0.26; Oxígeno disuelto 6.53 ± 0.80 mg/L) (**Figura 2-2**).

Por otra parte, se encontró que los parámetros temperatura y salinidad se relacionan de forma positiva con los niveles de pH, es decir, que el pH incrementa cuando estas variables también lo hacen (Temperatura-pH: rho= 0.52, p= 0.0012; Salinidad-pH: rho= 0.86, p < 0.0001). Para el oxígeno disuelto se encontró una relación negativa con respecto a la salinidad, es decir, que este tiende a disminuir cuando la salinidad incrementa (rho= -0.33, p= 0.0464).

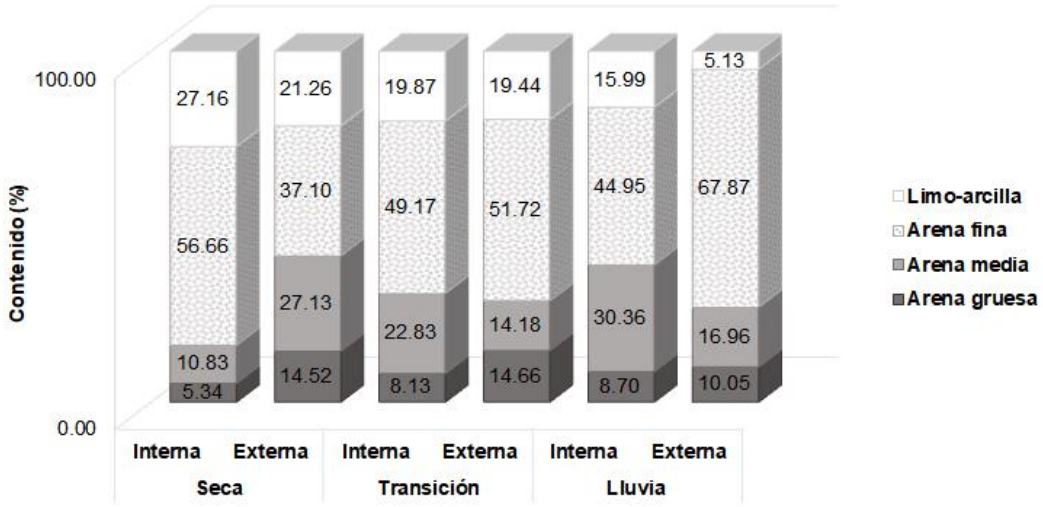
Figura 2-1: Variación espaciotemporal de las variables fisicoquímicas del agua de la bahía de Buenaventura. Épocas: Seca, menores precipitaciones; Transición, precipitaciones intermedias; Lluvia, mayores precipitaciones. Zonas: Interna, mayor influencia por descargas fluviales; Externa, mayor influencia de agua marina. Las letras indican diferencias significativas (Tukey, $p < 0.05$).



El análisis granulométrico indicó que los sedimentos de la bahía de Buenaventura están compuestos principalmente por arena fina (0.250 mm-0.063 mm), ya que este tipo de partícula predominó durante las tres temporadas climáticas, tanto en la zona interna como

externa del estuario, aportando entre un 37 % y 68 % en la composición del sedimento (**Figura 2-3**). Seguida de esta, se encontraron las partículas arena media (0.500 mm–250 mm) y limo-arcilla (0.500 mm–250 mm), quienes presentaron un porcentaje de contribución similar, pero menor al 30 % (**Figura 2-3**). Por último, la arena gruesa fue el tipo de partícula con menor porcentaje de contribución, aportando valores no superiores al 15 % en la composición del sedimento, tanto por época climática como por zona de muestreo (**Figura 2-3**).

Figura 2-2: Composición granulométrica de los sedimentos correspondientes a dos zonas de la bahía de Buenaventura durante tres épocas climáticas distintas. Épocas: Seca, menores precipitaciones; Transición, precipitaciones intermedias; Lluvia, mayores precipitaciones. Zonas: Interna, mayor influencia por descargas fluviales; Externa, mayor influencia de agua marina.



Los dos tipos de partículas con mayor porcentaje de contribución en la composición del sedimento de la bahía, arena media y arena fina no presentaron diferencias estadísticas significativas a nivel temporal o espacial. Pero, en los dos casos, las partículas obtuvieron promedios más altos durante la temporada de lluvias (arena media= 23.66 ± 11.16 %; arena fina= 56.41 ± 15.98 %) (**Tabla 2-1**). Con respecto a la zona de muestreo, la arena media obtuvo mayor promedio en la zona interna del estuario (21.34 ± 10.38 %), mientras que la arena fina obtuvo valores más altos en la zona externa de la bahía **(Tabla 2-1)**.

Siguiendo el orden del tipo de partículas con mayor porcentaje de contribución en la composición del sedimento, para los limos y arcillas, solo se detectaron diferencias estadísticas significativas a nivel temporal (ANOVA época, F= 7.5406, p= 0.002223), encontrando que durante la época de lluvia su aporte fue mucho menor (Tukey, $p < 0.05$) (10.56 ± 10.28 %), especialmente, si se compara con la época seca, temporada durante la cual se obtuvo valores más altos (24.21 ± 7.88 %) (**Tabla 2-1**). Aunque a nivel espacial no se detectaron diferencias significativas, la zona interna del estuario ostentó un mayor porcentaje de limos y arcillas (21.01 ± 10.84 %) (**Tabla 2-1**). Por último, para la arena gruesa no se detectaron diferencias espaciotemporales significativas, aunque se observara un mayor promedio durante la época seca (6.15 ± 1.97 %) y en la zona interna del estuario (6.24 ± 3.61 %) (**Tabla 2-1**).

En cuanto al análisis del contenido de materia orgánica en los sedimentos, los valores tampoco evidenciaron diferencias espaciotemporales estadísticamente significativas; aun así, se observaron valores más altos durante la temporada más seca (6.15 ± 1.97 %) y en la zona interna de la bahía (6.24 ± 3.61 %) (**Tabla 2-1**). Además, el porcentaje de materia orgánica se relacionó de forma positiva con el contenido de limo arcilla, encontrando un mayor porcentaje de materia orgánica cuando el contenido de limo-arcilla fue más alto (r= 0.83, $p < 0.0001$); y un menor porcentaje, cuando el contenido de arena fina incrementó (r= -0.44, p= 0.0072).

Tabla 2-1: Variación espaciotemporal (promedio ± desv est) de los parámetros ambientales de los sedimentos de la bahía de Buenaventura. Las letras indican diferencias significativas (Tukey, $p < 0.05$).

	Arena gruesa (%)	Arena media (%)	Arena fina (%)	Limo y arcilla (%)	Materia orgánica (%)
Época					
Seca	9.93 ± 7.11	18.98 ± 16.64	46.88 ± 17.03	24.21 ± 7.88 **a**	6.15 ± 1.97
Transición	11.40 ± 8.60	18.51 ± 5.99	50.44 ± 14.82	19.66 ± 9.15 **a**	4.89 ± 2.17
Lluvia	9.37 ± 12.11	23.66 ± 11.16	56.41 ± 15.98	10.56 ± 10.28 **b**	4.79 ± 4.14
Zona					
Interna	7.39 ± 6.74	21.34 ± 10.38	50.26 ± 12.76	21.01 ± 10.84	6.24 ± 3.61
Externa	13.08 ± 10.70	19.42 ± 13.60	52.23 ± 19.05	15.27 ± 9.80	4.32 ± 1.58

2.4.2 Contenido de Cd y Pb en los sedimentos y en el tejido muscular de macroinvertebrados

Todos los valores de concentración de Cd y la gran mayoría de valores de concentración de Pb, en los sedimentos, estuvieron por debajo de su límite de detección, para la metodología utilizada en este estudio (L.D.Cd < 0.01151 mg/L y L.D. Pb < 0.12544 mg/L).

En cuanto a la cuantificación del contenido de Pb, en el tejido muscular de los macroinvertebrados, se encontró que, la mayoría de los valores de concentración, para las cuatro especies, estaban por debajo del límite de detección (L-D. Pb < 0.07719 mg/L). Por el contrario, en la cuantificación del contenido de Cd en el músculo de las cuatro especies, los valores de concentración estuvieron por encima del límite de detección (L.D. Cd 0.01267 mg/L), presentando un rango de variación, que oscilo alrededor de 0.08959 y 3.68100 mg/kg (**Tabla 2-2**). El individuo con la concentración más alta fue una jaiba (3.68100 mg/kg, LT 8.1 cm), capturada en la zona externa de la bahía durante la época denominada transición; y el individuo con la concentración más baja fue otra jaiba (0.08959 mg/kg, LT: 12.2 cm) capturada en la zona externa de la bahía, pero durante la época de lluvia. Ambos individuos pertenecientes a la especie *Callinectes arcuatus* (**Tabla 2-2**). Sin embargo, la especie con mayor concentración promedio de Cd en su tejido fue el camarón bravo *Squilla aculeata aculeata* (0.85595 ± 0.61386 mg/kg, LT 10.2 ± 2.2 cm); y la especie con menor promedio de Cd fue el camarón tigre *Rimapenaeus byrdi* (0.22225 ± 0.10242 mg/kg, LT 9.7 ± 2.0 cm) (**Tabla 2-2**). Ningún individuo de las cuatro especies superó el equivalente en peso seco, del nivel de concentración máximo (peso húmedo) establecido como límite de referencia en organismos de consumo humano, según normas nacionales e internacionales (**Tabla 2-2**).

Tabla 2-2: Contenido de Cadmio-Total en el músculo de cuatro especies de macroinvertebrados de la bahía de Buenaventura.

Especie	Índice de Valor Biológico	n	Longitud Total (cm)	Cadmio en músculo ([Cd] mg/kg - Peso seco)
Callinectes arcuatus [1] Jaiba cuata	Rango: 1 Puntaje: 57	66	9.54 ± 1.88	0.53353 ± 0.52346
Rimapenaeus byrdi [1] Camarón tigre	Rango: 2 Puntaje: 39	32	9.66 ± 2.00	0.22225 ± 0.10242
Squila aculeata aculeata [1] Camarón bravo	Rango: 4 Puntaje: 29	19	10.21 ± 2.18	0.85595 ± 0.61386
Lolliguncula panamensis [2] Calamar dedal panameño	Rango: 5 Puntaje: 26	17	4.12 ± 1.29	0.44711 ± 0.18688

	Límites de referecia Nivel máx. [Cd] en organismos para consumo humano		Peso húmedo [Cd] mg/kg	Peso seco [Cd] mg/kg
[1] **Crustáceos:** Contenido del metal en la carne de los apéndices y del abdomen, excluido el cefalotórax.	**Colombia**	Resolución 122 de 2012 (enero 26).	0.5	2.1*
	FAO - OMS	CXS 193-1995 (2019).	0.5	2.1*
	Comisión Europea	Reglamento (UE) 2021/1323 de la Comisión de 10 de agosto de 2021.	0.5	2.1*
[2] **Cefalópodos y Bivalvos:** Contendio del metal en la carne, sin vísceras ni concha.	**Colombia**	Resolución 122 de 2012 (enero 26).	1.0	4.2*
	FAO - OMS	CXS 193-1995 (2019).	2.0	8.3*
	Comisión Europea	Reglamento (UE) 2021/1323 de la Comisión de 10 de agosto de 2021.	1.0	4.2*

Humedad promedio en el tejido 76%

* Equivalencia en Peso seco del Límite de referencia en Peso húmedo, permitido en organismos para consumo humano. Factor de conversión 0.24, calculado con base en: Pourang et al., 2004; Palomarez-García et al., 2009; Frías-Espericueta et al., 2010; Molina et al., 2012.

2.4.3 Influencia de la talla sobre el contenido de Cd en el tejido muscular de macroinvertebrados

Se detectaron diferencias espaciotemporales significativas en la Longitud total (LT) de tres de cuatro especies de macroinvertebrados, por época climática y/o zona de muestreo (*C. arcuatus* ANOVA época F= 4.007, p= 0.0233, ANOVA zona F= 23.92, p <0.0001; *R. byrdi* ANOVA época F= 5.625, p= 0.00863, ANOVA zona F= 3.66, p= 0.0653; *S. aculeata* ANOVA época F= 4.074, p= 0.0371, ANOVA zona F= 2.362, p= 0.143). Para las mismas especies se detectó la existencia de una relación significativa, negativa, entre la concentración de Cd del tejido muscular y el tamaño (LT) de los individuos, con valores de correlación y determinación altos, así como modelos significativos (*C. arcuatus* r= -0.47, p < 0.0001, R^2= 0.2182, p < 0.0001; *R. byrdi* r= -0.45, p= 0.010, R^2 = 0.2, p= 0.010; *S. aculeata* r= -0.60, p= 0.006, R^2= 0.363, p= 0.006). La única especie que no presentó

diferencias espaciotemporales significativas en la talla (LT), ni evidenció una relación significativa entre la concentración de Cd en su tejido y el tamaño (LT) de sus individuos, fue el calamar *L. panamensis* (ANOVA época F= 0.837, p= 0.375; r= -0.232, p= 0.370; R^2= 0.05, p= 0.3698).

Para las especies *C. arcuatus*, *R. byrdi* y *S. aculeata*, se confirmó que la talla (LT) tiene un efecto significativo en la variación de los niveles de Cd, por época climatológica y/o zona de captura, (*C. arcuatus* ANCOVA época F= 6.05, p= 0.017, ANCOVA zona F= 0.68, p= 0.57; *R. byrdi* ANCOVA época F= 0.62, p= 0.439, ANCOVA zona F= 9.88, p= 0.004; *S. aculeata* ANCOVA época F= 7.23, p= 0.017, ANCOVA zona F= 15.3, p= 0.001), caso contrario a lo observado para *L. panamensis* (ANCOVA época F= 0.32, p= 0.581, ANCOVA zona F= 0.54, p= 0.473)

2.4.4 Variación espaciotemporal del contenido de Cd en el tejido muscular de macroinvertebrados

Para determinar las diferencias temporales y espaciales del contenido de Cd en el tejido muscular de las cuatro especies, primero se estandarizaron los datos de concentración de cada especie con respecto al tamaño de sus individuos, considerando así la variación por el efecto de la talla (LT). El contenido de Cd en el tejido muscular de la jaiba *C. arcuatus* presentó diferencias estadísticas por época (ANOVA F= 4.452, p= 0.01574) y por zona de muestreo (ANOVA F= 8.66, p= 0.00462), observando que la temporada de máximas precipitaciones presentó un valor medio significativamente más bajo (Lluvia Tukey, p <0.05, 0.31726 ± 0.15907 mg/kg), en comparación con las otras temporadas climáticas (Seca 0.52787 ± 0.37394 mg/kg; Transición 0.62064 ± 0.68988 mg/kg) (**Tabla 2-3**). A nivel espacial, los individuos capturados sobre la zona interna del estuario se caracterizaron por presentar una concentración promedio menor de Cd en su tejido (Tukey, p <0.05, 0.43322 ± 0.33165 mg/kg), contrastando con la zona externa de la bahía, la cual ostentó un promedio de concentración significativamente más alto (Tukey, p <0.05, 10.6 ± 1.8 mg/kg) **(Tabla 2-3**).

El camarón tigre y el camarón bravo, únicamente, presentaron diferencias estadísticas temporales (*R. byrdi* ANOVA época, F= 15.69, p <0.0001, ANOVA zona F= 0.054, p= 0.817; *S. aculeata* ANOVA época F= 4.45, p= 0.0291, ANOVA zona F= 0.001, p= 0.971),

aun así, tanto temporal como espacialmente, se observó el mismo patrón de resultados obtenidos para *C. arcuatus*: promedios de Cd más altos en los individuos capturados durante las temporadas climáticas de menor precipitación (*R. byrdi* Seca Tukey, p <0.05, 0.34193 ± 0.09583 mg/kg; *S. aculeata* Transición Tukey, p <0.05, 1.41164 ± 0.74106 mg/kg) y promedios significativamente más bajos durante la temporada de máximas precipitaciones (*R. byrdi* Lluvia Tukey, p <0.05, 0.17086 ± 0.05124 mg/kg; *S. aculeata* Lluvia Tukey, p <0.05, 0.60823 ± 0.40030 mg/kg) (**Tabla 2-3**). Para los individuos capturados sobre la zona externa de la bahía se observaron promedios de Cd más altos (*R. byrdi* 0.22602 ± 0.09856 mg/kg; *S. aculeata* 0.92512 ± 0.51676 mg/kg), mientras que para la zona interna del estuario los individuos presentaron concentraciones de Cd más bajas dentro de su tejido (*R. byrdi* 0.2109505, 0.22602 ± 0.09856 mg/kg; *S. aculeata* 0.80565 ± 0.69623 mg/kg) (**Tabla 2-3**).

El contenido de Cd en el calamar dedal *L. panamensis* no presentó diferencias espaciotemporales estadísticamente significativas. Sin embargo, se observó que la concentración de Cd en su tejido siguió un comportamiento contrario al descrito para las otras especies, con niveles medios de Cd más altos durante la época de lluvias (0.58495 ± 0.19322 mg/kg), en comparación con la época seca (0.39368 ± 0.17031 mg/kg) (**Tabla 2-3**).

Para las cuatro especies de macroinvertebrados se evidenció una tendencia inversa entre la concentración de Cd en el tejido muscular y el tamaño (LT) de los individuos, es decir que, durante la época climatológica y la zona de muestreo donde se encontraron los niveles medios de Cd más altos, se encontraban individuos con talla media más baja y de forma inversa, coincidiendo con los resultados de las correlaciones negativas entre la concentración de Cd en el tejido y la LT de los individuos, los cuales fueron descritos en la sección anterior (*C. arcuatus* r= -0.47, p <0.0001; *R. byrdi* r= -0.45, p= 0.010; *S. aculeata* r= -0.60, p= 0.006; *L. panamensis* r= -0.232, p= 0.370).

Tabla 2-3: Variación espaciotemporal de la talla y del contenido de Cadmio-Total en el músculo de los individuos de cuatro especies de macroinvertebrados de la bahía de Buenaventura. Para cada especie se indica la longitud total de los individuos analizados (promedio ± desv est) junto con la concentración de Cd cuantificada en su tejido muscular (promedio ± desv est). Las letras indican diferencias espaciotemporales significativas (Tukey, p <0.05), considerando el efecto del tamaño (LT) de los individuos.

	Callinectes arcuatus		***Rimapenaeus byrdi***	
	Longitud total (cm)	**Cadmio en músculo (Cd mg/kg *)**	**Longitud total (cm)**	**Cadmio en músculo (Cd mg/kg *)**
Época				
Seca	9.2 ± 1.7 **b**	0.52787 ± 0.37394 **a**	7.9 ± 1.3 **b**	0.34193 ± 0.09583 **a**
Transición	9.5 ± 2.1 **b**	0.62064 ± 0.68988 **a**	10.3 ± 2.0 **a**	0.19595 ± 0.19322 **b**
Lluvia	10.6 ± 1.3 **a**	0.31726 ± 0.15907 **b**	10.2 ± 1.8 **a**	0.17086 ± 0.05124 **b**
Zona				
Interna	10.6 ± 1.8 **a**	0.43322 ± 0.33165 **b**	8.5 ± 1.3	0.21095 ± 0.11976
Externa	8.8 ± 1.6 **b**	0.60744 ± 0.62280 **a**	10.0 ± 2.1	0.22602 ± 0.09856
	Squila aculeata aculeata		***Lolliguncula panamensis***	
	Longitud total (cm)	**Cadmio en músculo (Cd mg/kg *)**	**Longitud total (cm)**	**Cadmio en músculo (Cd mg/kg *)**
Época				
Seca	9.8 ± 2.1 **ab**	0.59401 ± 0.31338 **b**	4.3 ± 1.3	0.39368 ± 0.17031
Transición	9.1 ± 1.3 **b**	1.41164 ± 0.74106 **a**		
Lluvia	12.2 ± 2.0 **a**	0.60823 ± 0.40030 **b**	3.7 ± 1.6	0.58495 ± 0.19322
Zona				
Interna	9.6 ± 2.1	0.80565 ± 0.69623		
Externa	11.1 ± 2.2	0.92512 ± 0.51676		

***** Peso seco

2.4.5 Influencia de los parámetros ambientales sobre el contenido de Cd en el tejido muscular de macroinvertebrados

El modelo que permitió predecir los parámetros ambientales de la bahía de Buenaventura que influyeron en la variabilidad del contenido de Cd en el músculo de las cuatro especies de macroinvertebrados, fue el de Regresión Lineal Múltiple (Stepwise), incluyendo todas

las variables fisicoquímicas medidas en agua y en los sedimentos, excepto aquellas colineales entre sí.

Los resultados mostraron que el 23% de la variación del contenido de Cd en músculo de la jaiba *C. arcuatus* fue explicado por las variables ambientales, temperatura ($p \leq 0.05$) y arena media ($p \leq 0.05$), con un modelo significativo (R^2= 0.23, F= 6.08, p= 0.0011) (**Tabla 2-4**). Las concentraciones de Cd en el tejido de esta especie tendieron a ser mayores cuando la temperatura en el agua fue más alta (r= 0.34, p= 0.0052) y cuando el porcentaje de arena media, en los sedimentos, fue menor (r= -0.26, p= 0.0330) (**Tabla 2-4**).

La variación del contenido de Cd en el músculo del camarón tigre R. byrdi fue explicado en un 46% por las variables fisicoquímicas del agua, salinidad ($p \leq 0.05$) y oxígeno disuelto ($p \leq 0.05$), igualmente, con un modelo significativo (R^2= 0.46, F= 12.39, p= 0.0001), donde, a mayor salinidad y menor oxígeno disuelto en el agua, mayor concentración de Cd en tejido (r= 0.62, p= 0.0002; r= 0.42, p= 0.0175, respectivamente) (**Tabla 2-4**).

Para el camarón bravo *S. aculeata* se encontró que, el 51 % de la variación en el contenido de Cd estuvo influenciado, principalmente ($p \leq 0.05$), por las variables ambientales salinidad y transparencia (R^2= 0.51, F= 5.14, p= 0.01213) (**Tabla 2-4**). Los niveles de Cd en tejido muscular de esta especie fueron mayores cuando el agua presentó condiciones de baja salinidad (r= -0.56, p= 0.0120). Por el contrario, no se detectó patrón o correlación, significativa, con la transparencia (r= -0.56, p= 0.0120) (**Tabla 2-4**).

Por su parte, el calamar *L. panamensis*, obtuvo uno de los mejores modelos (R^2= 0.77, F= 10.04, p= 0.0008), que permitió explicar un 77 % de la variación del contenido de Cd en el tejido muscular (**Tabla 2-4**). Dicha variación estuvo relacionada con las variables fisicoquímicas, tanto del agua como del sedimento, todas significativas ($p \leq 0.05$): salinidad, oxígeno disuelto, materia orgánica y arena media. Sin embargo, los Coeficientes de Correlación de Pearson no muestran una relación significativa entre el Contenido de Cd en el tejido y las variables seleccionadas en el modelo (Salinidad r= -0-44, p= 0.0775; Oxígeno disuelto r= 0.36, p= 1.1508; Materia orgánica r= 0.12, p= 0.6340; Arena media r= -0.12, p= 0.6437) (**Tabla 2-4**).

Tabla 2-4: Modelo de Regresión Lineal Múltiple (Stepwise) que explica la relación de las variables ambientales con el contenido de Cadmio-Total en el tejido muscular de cuatro especies de macroinvertebrados de la bahía de Buenaventura. Las variables predictoras se presentan en el orden en que fueron incluidas en el modelo, según el menor valor de AIC. Se indican los Coeficientes de Correlación de Pearson, con el signo de la relación entre la concentración de Cd y las variables incluidas en el modelo.

Callinectes arcuatus								
		Variable 1	**Variable 2**	**Variable 3**		**R^2**	**Valor de *F***	***p* Valor**
		Temperatura	**Arena media**	Arena gruesa				
	p	0.0057	0.0107	0.1187				
						0.23	**6.08**	**0.0011**
Coef. Pearson	***r***	0.34	-0.26	0.22				
	p	0.0052	0.0330	0.0797				
Rimapenaeus byrdi								
		Variable 1	**Variable 2**			**R^2**	**Valor de *F***	***p* Valor**
		Salinidad	**Oxígeno disuelto**					
	p	0.0005	0.0495					
						0.46	**12.39**	**0.0001**
Coef. Pearson	***r***	0.62	-0.42					
	p	0.0002	0.0175					
Squilla aculeata aculeata								
		Variable 1	**Variable 2**	**Variable 3**		**R^2**	**Valor de *F***	***p* Valor**
		Salinidad	**Transparencia**	Limo y arcilla				
	p	0.0128	0.0325	0.1233				
						0.51	**5.14**	**0.0121**
Coef. Pearson	***r***	-0.56	0.12	-0.17				
	p	0.0120	0.6163	0.4930				
Lolliguncula panamensis								
		Variable 1	**Variable 2**	**Variable 3**	**Variable 4**	**R^2**	**Valor de *F***	***p* Valor**
		Salinidad	**Oxígeno disuelto**	**Materia orgánica**	**Arena media**			
	p	0.0005	0.0003	0.0003	0.0004			
						0.77	**10.04**	**0.0008**
Coef. Pearson	***r***	-0.44	0.36	0.12	-0.12			
	p	0.0775	0.1508	0.6340	0.6437			

2.5 Discusión

2.5.1 Contenido de Cd y Pb en los sedimentos

Las concentraciones de Cd y Pb en los sedimentos estuvieron por debajo del límite de detección, por tanto, no superaron los máximos admisibles en calidad de sedimentos marinos, ni los valores de referencia TEL (Nivel de efecto umbral) y ERL (Rango de efectos bajo), que indican el límite a partir del cual las concentraciones de estos metales pueden generan efectos biológicos negativos en los organismos, según las Pautas de Calidad de Sedimentos - SQGs propuestos por la NOAA de Estados Unidos y el Departamento de Medio Ambiente de Canadá, quienes establecen como límites: 0.6 mg/kg para el Cd y 35 mg/kg para el Pb (valores TEL); 1.2 mg/kg para Cd y 46.7 mg/kg para Pb (valores ERL) (Burton, 2002; Buchman, 2008).

Las bajas concentraciones de Cd y Pb en la bahía podrían explicarse por varias razones. Una de estas es que, generalmente, los metales que se encuentran suspendidos en el agua son retenidos fácilmente por el sedimento cuando este está conformado en su mayoría por una fracción menor a 63 µm, es decir, que el sedimento esté formado en un gran porcentaje por lodo arcilloso (Belabed et al., 2011; Mauro-Navarro, 2014). Esto, debido a una mayor relación superficie/volumen y mayor número de sitios de unión (Mauro-Navarro, 2014; Baggio, 2019) con sedimentos limo arcillosos. Este no es el caso de la composición granulométrica obtenida en este estudio, donde se encontró los sedimentos de la bahía de Buenaventura están compuestos principalmente por arena fina (0.063 mm 0.250 mm), fracción sedimentaria que predominó durante las tres temporadas climáticas, tanto en la zona interna como externa del estuario (37 % y 68 %), mientras que el limo arcilloso fue menor al 30 %. Por consiguiente, podría decirse que, la composición granulométrica del sedimento de la bahía no permitió las condiciones óptimas para retener fácilmente estos metales.

Otra de las razones, podría ser debido a que factores biogeoquímicos e hidrológicos de la bahía este generando un proceso de desorción en el flujo de Cd y Pb desde los sedimentos bentónicos hacia la solución estuarina (Shulkin et al., 2018), el cual puede estar sujeto al bajo contenido de sedimentos fangosos y de materia orgánica (Mero-Valarezo, 2010; Proaño-Alvarado, 2016; Shulkin et al., 2018), tal como se encontró en este estudio, donde

la materia orgánica tuvo un aporte limitado entre el 4 y 6%, con una relación positiva con la presencia de material limo arcilloso, el cual, también fue bajo (menor al 30%).

Además del tamaño de las partículas y la materia orgánica sedimentaria, otros factores que pudieron afectar la acumulación de esos metales en el sedimento estuarino son: la salinidad, el potencial redox o pH (condiciones de óxido-reducción), los procesos de difusión y adsorción, compactación y bioturbación de los sedimentos (Páez-Osuna, 2005; Mero-Valarezo, 2010; Mauro-Navarro, 2014; Rajeshkumar et al., 2018). En el caso particular del Cd, cuando este ingresa al ambiente marino, si el pH del sedimento es superior a 8.0, el metal se asociará a las fracciones de materia orgánica, óxidos de Fe-Mn y fase residual presente en esta matriz. Cuando el pH es más alto, el Cd formará compuestos hidróxidos insolubles. Por el contrario, cuando el pH es inferior a 8.0 y bajo condiciones oxidantes, el Cd se encontrará principalmente en la forma de iones intercambiables y carbonatos, débilmente ligado a los sedimentos, por lo tanto, pequeñas variaciones en las condiciones ambientales pueden provocar la resuspensión y disolución del Cd hacia la columna de agua (Vidal, 2009).

Al igual que las concentraciones obtenidas en este estudio, otros monitoreos ambientales realizados en esta bahía de Buenaventura durante el mismo año (2018) y periodos cercanos (2017), reportan concentraciones por debajo de los límites de cuantificación para el Cd < 2.00 µg/g y el Pb < 25.2 µg/g (Invemar, 2019), valores que tampoco superan los límites permisibles de calidad ambiental para sedimentos marinos (Valores TEL y ERL). Esto indica que los niveles de contaminación en los sedimentos de la bahía de Buenaventura siguen siendo bajos, aun después de impactos ambientales como el dragado, cuyos valores de control para contenido de Cd y Pb previos a su desarrollo fueron < 0.003 mg/kg de Cd y < 0.01 mg/kg de Pb (Autoridad Nacional de Licencias Ambientales [ANLA], 2013, Resolución 1071). Si comparamos esta información con los resultados obtenidos en estudios de contaminación por metales pesados en sedimentos la bahía de Buenaventura durante la década de los 90, observaremos una disminución en el contenido de estos dos metales a través del tiempo, pues los datos reportados para la época (Cd 2.1 - 5.1 ppm y Pb 5.2 - 52.3 ppm, Calero y Casanova, 1997; Cd 2.0 - 3.6 mg/kg y Pb 20,6 - 38.6 mg/kg, Velásquez y Cortés, 1997;) superan los límites permisibles de la actualidad (SQGs: Burton, 2002; Buchman, 2008). Sin embargo, para dicha década, se consideró que los niveles de concentración no representaban gran estrés para el ecosistema,

determinando causas litogénicas y antropogénicas como fuentes de contaminación (Velásquez y Cortés, 1997).

En contraste al panorama de contaminación de la bahía de Buenaventura, Pacífico Central, los sedimentos del Pacífico Norte, en bahía Solano y Nuquí, actualmente, poseen enriquecimiento extremadamente severo por Pb, cuyo índice de riesgo ecológico potencial e índices geológicos indiciaron: una grave amenaza para la biota acuática, al superar el valor del rango de efecto medio (ERM); y que, el problema de contaminación se debe a las prácticas periódicas de extracción y recuperación de metales preciosos como el oro, la plata y el platino, actividades características de esta región (Gutiérrez-Mosquera et al., 2018).

2.5.2.Contenido de Cd y Pb en el tejido muscular de macroinvertebrados

El no haber encontrado Pb en el músculo de los macroinvertebrados podrían deberse, en primer lugar, a que ese tampoco fue detectable en los sedimentos, cómo para asumir que haya ocurrido una transferencia hacia la biota. Pero también, a que la bioacumulación de este metal, como se ha encontrado en invertebrados, sea muy variable entre tejidos, siendo otro el tejido diana de mayor acumulación: hepatopáncreas > branquias > músculo > caparazón, por lo tanto, la acumulación de Pb en el músculo solo podría darse cuando un exceso llega a los a través de la hemolinfa de las branquias y hepatopáncreas (Munuera et al., 2021).O bien, que el exceso de este y otros metales hayan sido eliminados y/o almacenados a través de rutinas de asimilación y de mecanismos de desintoxicación como la regulación fisiológica, la captura intracelular de proteínas como las metalotioneinas, o gránulos de fosforo y/o sulfuro (Sastre et al, 1999; Jara-Marini et al., 2014). Incluso, que el Pb se haya metabolizado a través de los canales de calcio y, por lo tanto, como se ha informado para este metal, se haya acumulado en el caparazón o exoesqueleto, en el caso de los invertebrados (Barros et al., 2014), el cual, al mudar durante el crecimiento activo, permite eliminar exceso del contaminante, influyendo en la distribución y acumulación de metales entre los tejidos blandos (Pourang et al., 2004).

En cuanto al Cd, este metal estuvo presente en el tejido muscular de las cuatro especies de macroinvertebrados. La especie con mayor concentración media de Cd fue el camarón

bravo *S. aculeata,* y la especie con menor concentración fue el camarón tigre *R. byrdi*. El hecho de que el camarón bravo *S. aculeata,* haya presentado mayor concentración de Cd en el tejido muscular, puede ser explicado debido a que estos crustáceos Estomatópodos del género *Squilla*, tienden a acumular, preferiblemente, Cd y Cu, entre otros metales (Bonsignore et al., 2018), encontrando altos valores de Cd en el tejido blando, y de Pb en la cutícula (Blasco, et al., 2002). Este último punto, explicaría por que no se detectó Pb en el musculo de estos organismos. Además, se respalda el argumento de que el Pb es metabolizado a través de los canales de calcio, acumulándose en el exoesqueleto en mayor proporción que en el tejido blando (Pourang et al., 2004; Barros et al., 2014).

Respecto a que el camarón tigre *R. byrdi*, haya presentado los menores valores de contenido de Cd, entre las otras especies, y que además, estos valores estén por debajo de los máximos establecidos en organismos de consumo, son un indicativo de la salud ambiental del ecosistema, ya que los camarones Peneidos, familia al que pertenece el camarón *R. byrdi*, son utilizados como índices calidad ambiental, ideales para estudios de toxicidad y el deterioro causado por metales pesados en las zonas costeras (Hossain & Khan, 2001; Páez-Osuna, 2011; Barros et al., 2014).

Por otra parte, ningún individuo de las cuatro especies de macroinvertebrados superó el equivalente en peso seco, del nivel de concentración máximo (peso húmedo) establecido como límite de referencia en organismos de consumo humano, según normas nacionales (Ministerio de Salud y Protección Social, Col, 2012, Resolución 122) e internacionales (La Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura [FAO] y Organización Mundial de la salud [OMS], 2019, CXS193-1995; Comisión Europea, 2021, Reglamento UE 2021/1223). Estos resultados contrastan con los datos presentados por Velázques y Cortés (1997), en décadas pasadas, para la bahía de Buenaventura, quienes reportan valores de Cd y/o Pb en tejido de invertebrados (*C. toxotes* Cd 1.5 µg/g. y Pb 1.6 µg/g) por encima de los límites permisibles para la época, incluso en la actualidad, considerando que representaban peligro para los consumidores de la región. Por el contrario, un estudio reciente en la cuenca baja del Río Dagua, en la bahía de Buenaventura, revelo que, en invertebrados filtradores como la piangua (*Anadara tuberculosa*), la bioconcentración del Pb es baja (0.114 mg/kg) y poco frecuente (Lucero-Rincón, 2019), con valores inferiores a las reportadas por Velázquez y Cortés (1997). A diferencia del Pb, para el cual los índices de contaminación han indicado contaminación

moderada en la bahía, para el mercurio (Hg), los índices han indicado contaminación severa y un alto potencial de bioconcentración en organismos filtradores. Esto evidencia que a lo largo del tiempo tanto el Cd como el Pb han ido disminuyendo su disponibilidad en el medio, especialmente el plomo, perdiendo importancia como tensor dentro de la bahía (Lucero-Rincón, 2019).

Si bien, no se encontró Cd detectable en los sedimentos de la bahía, por las razones expuestas en la sección anterior, como para asumir la transferencia de este metal vía sedimento-biota, el contenido de Cd presente en el tejido de los macroinvertebrados pudo darse por contacto de este metal presente en el agua a través del sistema respiratorio, o la superficie corporal (Kang et al., 2012). Debido a que “el metal disuelto en el agua puede atravesar las superficies corporales permeables y entonces, ser incorporado a la fracción de contenido de metal en el cuerpo, llamado acumulado, con el potencial de tener efectos metabólicos directos o indirectos” (Páez-Osuna, 2011). Además, se debe considerar, que los metales ingresan a los tejidos de los organismos no solo a través de las superficies expuestas al medio (agua y sedimentos), sino también, mediante la transferencia del contaminante a partir de sus fuentes de alimento, siendo susceptibles a la bioacumulación y biomagnificación a través de la red trófica (Kumar & Achyuthan; 2007; Mero-Valarezo, 2010; Barros-Barrios et al., 2016; Barraza et al., 2018; Bonsignore et al, 2018).

2.5.3 Influencia de la talla sobre el contenido de Cd en el tejido muscular de macroinvertebrados

El efecto de la talla de los individuos sobre la concentración de Cd en el musculo de las especies, hallada en este estudio, es respaldada por la literatura, en donde se ha determinado que las tasas relativas de acumulación de los metales, dependen de la eficiencia de los sistemas osmorreguladores, las variaciones en el cambio de hábitat y de la dieta de muchas especies, las cuales están correlacionadas con la edad, el tamaño del individuo y las variaciones bioquímicas asociadas con la etapa de reproducción (Páez-Osuna & Ruiz-Fernández, 1995; Pourang et al., 2004; Páez-Osuna, 2011).

En cuanto a la relación negativa, entre la concentración de Cd del tejido muscular de los crustáceos y el tamaño de sus individuos. Esta tendencia ya ha sido descrita para invertebrados en general, observando que durante los estadios de crecimiento rápido

existe una disminución de las concentraciones de metales en los tejidos, y la inversa, un bajo crecimiento tiene como resultado concentraciones más altas (Pourang et al., 2004). Por ejemplo, durante la etapa postlarval de camarones Paneidos, cuya tasa de crecimiento es más acelerada comparada con etapas adultas, se reporta una disminución en la concentración corporal del metal, por efecto de la dilución por crecimiento (Páez-Osuna, 2011). Aunque, en este estudio, para el calamar *L. panamensis* no se encontró dicha relación, otros estudios en individuos del mismo género, han observado disminuciones similares en la concentración de Cd en sus tejidos, con respecto al tamaño de los individuos (Lischka et al., 2018).

2.5.4 Variación espaciotemporal del contenido de Cd en el tejido muscular de macroinvertebrados

El contenido de Cd en el tejido muscular de la jaiba *C. arcuatus* exhibió diferencias espaciotemporales, donde las temporadas de menores precipitaciones, época seca y de transición, presentaron concentraciones significativamente más altas, en comparación con la temporada de máximas precipitaciones (época de lluvia). Estos resultados coinciden con estudios de transferencia trófica y biomagnificación de metales traza en lagunas costeras, donde se ha observado que en estado juvenil la jaiba *C. arcuatus,* y en general, en consumidores primarios, secundarios y terciarios, las concentraciones de Cd son significativamente mayores durante la temporada de verano, en comparación con la temporada de lluvias (Jara-Marini et al., 2020).

A nivel espacial, contrario a lo observado en este estudio, donde los individuos capturados sobre la zona interna del estuario, se caracterizaron por presentar una concentración de Cd significativamente menor en el musculo, en comparación con de los individuos de la zona externa de la bahía, otras investigaciones señalan que las altas concentraciones de Cd en organismos, ocurre en las zonas dominadas por manglares, macrofitas, aportes fluviales y altas cargas de materia orgánica, ya que estos son factores que predisponen la presencia de contaminantes, incluidos los metales pesados (Aguilar-Ucán et al., 2014). Estas características coinciden con la zona interna, del estuario de la bahía de Buenaventura, objeto de estudio.

Las diferencias espaciotemporales observadas para *C. arcuatus,* pueden ser explicadas básicamente por dos razones: la primera, se debe a que esta especie, como otros crustáceos decapados, sufren migraciones ontogénicas que garantizan su desarrollo y reproducción. En este caso, las hembras maduras de *Callinectes* migran hacia aguas oceánicas para desovar; los individuos en estados larvales se mantienen un tiempo en el océano; y posteriormente los juveniles o megalopas migran hacia los estuarios para su desarrollo y maduración (Sastre et al, 1999). Es decir, existe circulación de individuos de esta especie durante las diferentes épocas climáticas y entre las diferentes zonas de la bahía, según su etapa de desarrollo; como se pudo verificar en este estudio, al encontrar diferencias espaciotemporales significativas en la longitud total de los individuos. Esto implica que la capacidad de captación y acumulación de Cd y otros metales, incluido el Pb, se ve afecta por la circulación de estos individuos, ya que la disponibilidad del metal depende de las condiciones ambientales, específicas, de la época climática y zona de la bahía a la que llegan a establecerse, por algún tiempo (Pourang et al., 2004). La anterior, además, está relacionado con la capacidad de captación y acumulación de Cd y otros metales como el Pb, que se ven afectadas por la etapa de vida en la que se encuentre el individuo, al momento de enfrentarse a la disponibilidad del metal en el medio, ya que sus características metabólicas cambian.

El camarón tigre (*R. byrdi*) y el camarón bravo (*S. aculeata*) únicamente presentaron diferencias estadísticas temporales, aun así, tanto temporal como espacialmente, se observó el mismo patrón de resultados obtenidos en *C. arcuatus*: promedios de Cd más altos en los individuos capturados durante las temporadas climáticas de menor precipitación (época seca y de transición). Temporalmente, se han encontrado resultados similares para camarones Peneidos (*Litopenaeus setiferus*)*,* familia a la que pertenece *R. Byrdi*, reportando que, en estuarios tropicales, los niveles de Cd en el tejido de estos organismos son significativamente más altos en verano, época seca en este estudio (Vázquez-Sauceda, 2020).

A nivel espacial, para las dos especies, los individuos capturados sobre la zona interna del estuario presentaron concentraciones de Cd más bajas, en comparación a los individuos de la zona externa. Sin embargo, la literatura reporta que los niveles más altos de Cd en ecosistemas costeros están asociados a zonas cercanas a fuentes de contaminación

antrópica, como los sistemas fluviales (Páez-Osuna, 2005; Frías-Espericueta et al., 2010), que llevan consigo, residuos municipales, agrícolas e industriales, que contienen impurezas de cadmio (Vázquez-Sauceda, 2020). Y esta zona a la que se hace referencia, dentro de la bahía de Buenaventura, corresponde a la zona interna de este estudio. Y a nivel biológico, cabe considerar que los camarones Peneidos, pasa la primera parte de su ciclo de vida (cuando su tamaño es pequeño) en ambientes de estuarinos, donde es más probable que estén expuestos a niveles más altos de metales traza (Páez-Osuna & Ruiz-Fernández, 1995).

2.5.5 Influencia de los parámetros ambientales sobre el contenido de Cd en el tejido muscular de macroinvertebrados

Los parámetros ambientales de la bahía de Buenaventura que influyeron en la variación del contenido de Cd en el músculo de la jaiba *C. arcuatus* fueron la temperatura y arena media. Las concentraciones de Cd en el tejido de esta especie tendieron a ser mayores cuando la temperatura en el agua fue más alta y cuando el porcentaje de arena media, en los sedimentos, fue menor. Acerca del efecto positivo de la temperatura sobre la acumulación del Cd, se puede decir que, la temperatura puede afectar las cantidades de absorción de metales por parte de un organismo, porque las tasas de procesos biológicos normalmente se duplican, es decir, la captación del metal podría estar acelerada (Pourang et al., 2004). Contrario a la relación positiva encontrada con la arena media, otros estudios han encontrado que las altas concentraciones de Cd en organismos, como las jaibas, se asocian a altas concentraciones de materia orgánica (Aguilar-Ucán et al., 2014).

Para el camarón bravo *S. aculeata,* la variación en el contenido de Cd estuvo influenciada, principalmente, por la salinidad y transparencia, donde a menor salinidad, mayor concentración de Cd en tejido. Esta relación inversa entre la salinidad y el contenido de Cd en el musculo, también se encontró para el calamar *L. panamensis*. Cabe mencionar que, la salinidad es un factor que regula procesos fisicoquímicos de desorción, solubilidad y biodisponibilidad del contaminante en el medio; pude afectar la tasa metabólica, altera los procesos fisiológicos como la osmorregulación y permeabilidad de la membrana (Barros et al., 2014). Al respecto, se ha reportado que la disminución de la salinidad favorece el aumento de la concentración en forma libre de cadmio, en forma de cloruro, aumentando la biodisponibilidad de este en el medio (Mendoza-Díaz, 2010). Por el contrario, para el

camarón tigre *R. birdy*, la relación con la salinidad fue inversa, contrastando con la explicación anterior.

Las especies *C. arcuatus, R. S. acuelata* y *L. panamensis,* tuvieron mayor concentración de Cd en el tejido durante época seca y de transición, lo que puede explicarse a partir de las bajas precipitaciones durante estas épocas, que representan menor aporte de aguas fluviales, frías y mayor salinidad en el estuario; y a las altas temperatura que se presentaron durante estas temporadas, ya que la temperatura del agua tiene un efecto positivo sobre la acumulación del Cd, encontrando que a mayor temperatura se duplican las tasas de procesos biológicos y por ende se acelera la capacidad de absorción de metales por parte de un organismo (Pourang et al., 2004); y en el caso de la salinidad, a mayor salinidad, ocurre una disminución del efecto toxico de los metales, porque se disminuye la solubilidad del metal (Barros et al., 2014).

2.6 Conclusiones

La composición de los sedimentos de la bahía de Buenaventura, estadísticamente fueron homogéneos entre las temporadas climáticas y en el gradiente estuarino. Sin embargo, se evidenció que los sedimentos de la bahía están compuestos principalmente por arena fina; mientras la fracción de limo-arcilla y el porcentaje de materia orgánica en el sedimento fueron bajos, mostrando una correlación negativa con las arenas finas. Condiciones que no favorecieron la acumulación de Cd y Pb en los sedimentos.

El contenido de Cd y Pb en los sedimentos no representan un riesgo ambiental para el estuario, ya que, las concentraciones obtenidas no superaron los máximos admisibles en calidad de sedimentos marinos. De hecho, los niveles Cd y Pb obtenidos en este estudio, indican que la contaminación por estos dos metales ha disminuido con los años, al comparar las concentraciones reportadas, décadas atrás, por otros autores.

Las cuatro especies de macroinvertebrados de la bahía de Buenaventura presentaron Cd en el tejido muscular. No obstante, las concentraciones para este metal se encontraron por debajo del límite permisible para organismos de consumo humano, según normas nacionales e internacionales.

Considerando las especies objeto de estudio en esta investigación, se determina que el orden de acumulación de Cd, por especie, de mayor a menor, corresponde a: *S. aculeata* > *C. arcuatus* > *L. panamensis* > *R. byrdi*.
La talla en los crustáceos influye en la variación de la concentración de Cd en el músculo, evidenciando que, los niveles de Cd más altos se encontraban en individuos de menores tallas.

Las condiciones ambientales durante las épocas de menores precipitaciones favorecieron una mayor acumulación de Cd en el tejido muscular de las especies de crustáceos. Por el contrario, para el molusco *L. panamensis*, fueron las condiciones ambientales durante la temporada de mayores precipitaciones las que permitieron una mayor acumulación de dicho metal.

A nivel espacial, en los crustáceos, las condiciones de mayor salinidad de la zona externa del estuario favorecieron una tendencia de mayor concentración de Cd en el musculo de los individuos.

Las variables ambientales de la bahía de Buenaventura que mejor explicaron las concentraciones de Cd en el tejido muscular de las cuatro especies de macroinvertebrados fueron: para la jaiba *C. arcuatus*, la temperatura y la arena media; para el camarón tigre R. *byrdi*, la salinidad y el oxígeno disuelto; para el camarón bravo *S. aculeata,* la salinidad y transparencia; y para el calamar *L. panamensis*, la salinidad, el oxígeno disuelto, la materia orgánica y arena media.

Entre las variables ambientales que mejor explicaron las concentraciones de Cd en el tejido muscular de las especies, se destacan, la salinidad y la temperatura del agua, parámetros que alteran las tasas de procesos biológicos, la capacidad de absorción de Cd por parte de un organismo, la biodisponibilidad del Cd en el medio y su toxicidad.

2.7 Bibliografía

Aguilar-Ucán, C. A., Montalvo-Romero, C., Cerón-Bretón, J. G y Anguebes-Fransesch, F. (2014). Niveles de Metales pesados en especies marinas: ostión (*Crassostrea virginica*), jaiba

(*Callinectes sapidus*) y camarón (*Litopenaeus setiferus*), de Ciudad del Carmen, Campeche, México. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales*, *10* (1), 9-17. https://revista.itson.edu.mx/index.php/rlrn/article/view/227

Amiard, J. C., Amiard-Triquet, C. Barka, S., Pellerin, J. & Rainbow, P. S. (2006). Metallothioneins in aquatic invertebrates: Their role in metal detoxification and their use as biomarkers. *Aquatic Toxicology*, *76*, 160-202. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2005.08.015

Autoridad Nacional de Licencias Ambientales - ANLA. (2013). Resolución 1071 del 24 de octubre de 2013. *Por el cual se modifica la Resolución No. 2682 del 22 de diciembre de 2006, mediante la cual se otorga una licencia ambiental y se toman otras determinaciones.* https://www.anla.gov.co/01_anla/documentos/ciudadania/03_partic_ciudadana/consultas/resolucion_1071.pdf

Baggio, R. B. (2019). Metales en sedimentos de fondo marino en el área El Rincón: concentración y distribución. Tesis de Licenciatura en Oceanografía, Departamento De Geografía y Turismo, Universidad Nacional del Sur. Bahía Blanca. http://repositoriodigital.uns.edu.ar/handle/123456789/4652

Barraza, H., Recavarren, M. y Sanzano, P. (2018). Análisis cuantitativo de metales pesados en pescados para exportación a la Unión Europea. Tesis de grado Veterinario, Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos UNCPBA. Tandil, Argentina. http://ridaa.unicen.edu.ar/xmlui/handle/123456789/1759

Barros-Barrios, O., Doria-Argumedo, C., y Marrugo-Negrete, J. (2016). Metales pesados (Pb, Cd, Ni, Zn, Hg) en tejidos de *Lutjanus synagris* y *Lutjanus vivanus* de la Costa de La Guajira, Norte de Colombia. *Revista Veterinaria y Zootecnia*, *10*(2), 27-41. https://doi.org/10.17151/vetzo.2016.10.2.3

Barros, S. D., Barbieri, E., Vigliar, B. A. C., de Melo, C. B. (2014). Efeitos do Chumbo no metabolismo do camarão branco (*Litopenaeus schmitti*) em relação à salinidade*. O Mundo Da Saúde, 38*(1), 16-23. https://doi.org/10.15343/0104-7809.20143801016023

Belabed, B. E., Bendjema, A., Boudjelida, H., Djabri, L., & Bensouilah, M. (2011). Evaluation of the metal contaminations in the surface sediments of the Oubeira lagoon, National park of El Kala, Algeria. *Archives of Applied Science Research*, *3*(4), 51-62. https://www.scholarsresearchlibrary.com/articles/evaluation-of-the-metal-contaminations-in-the-surface-sediments-ofthe-oubeira-lagoon-national-park-of-el-kala-algeria.pdf

Blasco, J., Arias, A. M & Sáenz, V. (2002). Heavy metal concentrations in *Squilla mantis* (L.) (*Crustacea, Stomatopoda*) from the Gulf of Cádiz: Evaluation of the impact of the Aznalcollar mining spill. *Environment International*, *28*,111-116. https://doi.org/10.1016/S0160-4120(02)00014-4

Bonsignore, M., Manta, D. S., Mirto, S., Quinci, E. M., Ape, F., Montalto, V., Gristina, M., Traina, A. & Sprovieri, M. (2018). Bioaccumulation of heavy metals in fish, crustaceans, molluscs and echinoderms from the Tuscany coast. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *162*, 554-562. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.07.044

Buchman, M. F. (2008). NOAA Screening Quick Reference Tables, NOAA OR&R Report 08-1, Seattle WA, Office of Response and Restoration Division, National Oceanic and Atmospheric Administration, Seattle. https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/8310

Burton, Jr. G. (2002). Sediment quality criteria in use around the world. *Limnology*, *3*: 65-76. https://doi.org/10.1007/s102010200008

Calero, L. A. y Casanova, R. F. (1997). Evaluación de algunos parámetros fisicoquímicos y sustancias contaminantes en el Pacífico colombiano. *C.C.C.P. Bol. Cient*., *6*, 29-44. https://ojs.dimar.mil.co/index.php/CCCP/article/view/320/237

Cantera, K. J. R. (2010). Bivalvos perforadores de madera (Mollusca: Teredinidae, Pholadidae) en la costa Pacífica colombiana. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, *34*(132), 277-288. https://www.accefyn.com/revista/Vol_34/132/277-288.pdf

Cantera, J. R. & Blanco, J. F. (2001). The estuary ecosystem of Buenaventura bay, Colombia. In: Seeliger, U. & Kjerfve, B. (eds) *Coastal Marine Ecosystems of Latin America. Ecological Studies* (vol 144). Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-662-04482-7_19

Casanova-Rosero, R. F., Suárez-Vargas, N. P., Zambrano-Ortiz, M. M. (2015). Valoración de algunas variables fisicoquímicas indicadoras de la calidad del agua en las principales bahías de la costa Pacífica colombiana-2009. *Bol. Cient. CIOH*, *33*, 195-214. https://aquadocs.org/bitstream/handle/1834/14719/dimarcioh_2015_boletincioh_033_195-214.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Comisión Europea. (2021). Reglamento UE 2021/1223 del 10 de agosto de 2021. *Que modifica el Reglamento (CE) No. 1881/2006 por lo que respecta al contenido máximo de cadmio en determinados productos alimenticios.* https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=CELEX:32021R1323&from=ES

Cui, B., Zhang, Q., Zhang, K., Liu, X. & Zhang, H. (2011). Analyzing trophic transfer of heavy metals for food webs in the newly-formed wetlands of the Yellow River Delta, China. *Environ Pollut*, *159*(5),1297-306. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.01.024

Danovaro, R. (2009). *Methods for the study of deep-sea sediments, their functioning and biodiversity*. CRC Press. Taylor & Francis Group, New York. https://doi.org/10.1201/9781439811382

Day Jr, J. W., Yanez-Arancibia, A., Kemp, W. M. & Crump, B. C. (2013). Introduction to estuarine ecology. 1−19 p. In: Day Jr, J. W., Yanez-Arancibia, A., Kemp, W. M. & Crump, B. C (Eds.). *Estuarine ecology* (2ed). Wiley-Blackwell, New York. https://doi-org.ezproxy.unal.edu.co/10.1002/9781118412787.ch1

Díaz, J. (2007). Deltas y estuarios de Colombia. *Deltas y estuarios del Pacífico Colombiano*. IM-Banco de Occidente, Santiago de Cali. https://www.imeditores.com/banocc/deltas/cap7.htm

DIMAR-CCCP. (2012). Panorama de la contaminación marina del Pacífico colombiano 2005-2010. Dirección General Marítima-Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas del Pacífico. Ed. Dimar. Serie Publicaciones Especiales (Vol. 7), San Andrés de Tumaco,

Colombia. https://cecoldodigital.dimar.mil.co/55/1/dimarcccp_2012_978-958-57723-0-4_panorama_contaminacion_pacifico_colombiano_II.pdf

Espina, S. y Vanegas, C. (2005). Ecotoxicología y contaminación, p. 79-120. En: Botello, A. V., Rendón-Von, J., Gold-Bouchot, G. y Agraz-Hernández, C. (Eds.). *Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencia*s, (2a. ed). Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. https://epomex.uacam.mx/view/download?file=14/Golfo%20de%20Me%CC%81xico%20Contaminacio%CC%81n%20e%20Impacto%20Ambiental%20Diagno%CC%81stico%20y%20Tendencias%20.pdf&tipo=paginas

Espinosa, L. F. (2010). Informe Nacional sobre el Estado del Ambiente Marino en los Países del Pacífico Sudeste. Caso Colombia. INVEMAR, CPPS. Santa Marta. http://cpps.dyndns.info/cpps-docs-web/planaccion/docs2010/oct/XVII_AG_GC/17.6.Informe.Final.Contaminacion.marina.Colombia-INVEMAR%202010.pdf

FAO-OMS. (2019). Codex Alimentariux CXS193-1995. *Norma general para los contaminantes y las toxinas presentes en los alimentos y piensos.* https://www.fao.org/fao-who-codexalimentarius/sh-proxy/en/?lnk=1&url=https%253A%252F%252Fworkspace.fao.org%252Fsites%252Fcodex%252FStandards%252FCXS%2B193-1995%252FCXS_193s.pdf

Fischer, W., Krupp, F., Schneider, W., Sommer, C., Carpenter, K. & Niem, V. (1995). *Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca: Pacífico centro-oriental*. *Plantas e invertebrados* (vol 1). FAO. Roma.

Frías-Espericueta, M. G., Osuna-López, J. I., Izaguirre-Fierro, G., Aguilar-Juárez, M. y Voltolina, D. (2010). Cadmio y Plomo en organismos de importancia comercial de la zona costera de Sinaloa, México: 20 años de estudios. *CICIMAR Oceánides*, *25*(2), 121-134. https://cibnor.repositorioinstitucional.mx/jspui/bitstream/1001/795/1/Frias-M.pdf

Gamboa-García, D. E., Duque, G., Cogua, P. & Marrugo-Negrete J. L. (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. https://doi.org/10.1007/s11356-019-06970-6

Gutiérrez, F. (1989). Diagnóstico de la contaminación marina en el Pacífico Sudeste por metales pesados, pesticidas y eutroficación. Consultor CPPS–Plan de Acción del Pacifico Sudeste, Bogotá, Colombia.

Gutiérrez-Mosquera, H., Shruti, V. C., Jonathan, M. P., Roy, P. D. & Rivera-Rivera, D. M. (2018). Metal concentrations in the beach sediments of Bahia Solano and Nuquí along the Pacific coast of Chocó, Colombia: A baseline study. *Marine pollution bulletin*, *135*, 1-8. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.06.060

Hernández-Sánchez, C. (2014). Estudio de acumulación de metales pesados en los sedimentos de jaulas de peces de crianza y en puertos de la isla de Tenerife. Tesis Doctoral. Universidad de La Laguna, España. http://riull.ull.es/xmlui/handle/915/59

Holt, E. A. & Miller, S. W. (2010). Bioindicators: Using Organisms to Measure Environmental Impacts. *Nature Education Knowledge*, *3*(10), 8. https://www.nature.com/scitable/knowledge/library/bioindicators-using-organisms-to-measure-environmental-impacts-16821310/

Hossain, M. S. & Khan, Y. S. A. (2001). Trace metals in Penaeid shrimp and Spiny lobster from the Bay of Bengal. *Science Asia*, *27*, 165-168. http://scienceasia.org/2001.27.n3/v27_165_168.pdf

INDERENA. (1987) Calidad de las aguas. Contenido de metales en aguas, sedimentos y organismos de la Ensenada de Tumaco y Bahía de Buenaventura. Cartagena, Colombia. Doc. CPPS/PNUMA.

Invemar. (2019). Diagnóstico y evaluación de la calidad de las aguas marinas y costeras en el Caribe y Pacífico colombianos. Espinosa, L. F y Garcés, O. (Eds). Red de vigilancia para la conservación y protección de las aguas marinas y costeras de Colombia – REDCAM: INVEMAR, MinAmbiente, CORALINA, CORPOGUAJIRA, CORPAMAG, CRA, CARDIQUE, CARSUCRE, CVS, CORPOURABÁ, CODECHOCÓ, CVC, CRC y CORPONARIÑO. Informe técnico 2018. Serie de Publicaciones Periódicas No. 4 del INVEMAR, Santa Marta. https://www.Invemar.org.co/documents/10182/43044/Informe+REDCAM_2018.pdf/49465eac-e85c-4193-bac3-b8382a6b9b05

Invemar. (2017). Diagnóstico y Evaluación de la Calidad de las Aguas Marinas y Costeras del Caribe y Pacífico Colombianos 2016. Informe Técnico RedCAM, (4), 260. https://doi.org/https://doi.org/10.21239/V9HW3X

Jara-Marini, M. E., García-Rico, L., García-Hernández, J. y Páez-Osuna, F. (2014). Transferencia de Cd, Cu, Hg, Pb y Zn en la trama trófica de un ecosistema lagunar subtropical de la región centro-este del Golfo de California. 241-266 p. En: Botello, A. V., Páez-Osuna, F., Mendez-Rodríguez, L., Betancourt-Lozano, M., Álvarez-Borrego, S. y Lara-Lara, R. (eds.). *Pacífico Mexicano. Contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias*. UAC, UNAM-ICMYL, CIAD-Mazatlán, CIBNOR, CICESE. https://cibnor.repositorioinstitucional.mx/jspui/bitstream/1001/1934/1/PUB-CAPITULOS-LIBROS-919.PDF

Jara-Marini, M. E., Molina-García, A., Martínez-Durazo, Á. & Páez-Osuna, F. (2020). Trace metal trophic transference and biomagnification in a semiarid coastal lagoon impacted by agriculture and shrimp aquaculture. *Environ Sci Pollut Res, 27*, 5323–5336. https://doi-org.ezproxy.unal.edu.co/10.1007/s11356-019-06788-2

Jorge-Panduro, C. B. (2018). Bioacumulación de Cadmio y Plomo en la especie *Hypostomus Oculeus* (Carachama) del Río Huallaga, Tingo María. Tesis de Grado, Facultad de Recursos Naturales Renovables, Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental, Universidad Nacional Agraria de La Selva. Tingo María, Perú. https://portal.unas.edu.pe/sites/default/files/epirnr/BIOACUMULACION%20DE%20CADMIO%20Y%20PLOMO%20EN%20LA%20ESPECIE%20Hypostomus%20oculeus%28CARACHAMA%29%20DEL%20R%C3%8DO%20HUALLAGA%2C%20TINGO%20MARIA.pdf

Kang, X., Mu, S., Li, W., & Zhao, N. (2012). Toxic Effects of Cadmium on Crabs and Shrimps. Toxicity and Drug Testing. *IntechOpen*, *4*,221-236. https://doi.org/10.5772/29775

Kumar, K. A. & Achyuthan, H. (2007). Heavy metal accumulation in certain marine animals along the East Coast of Chennai, Tamil Nadu, India. *Journal of Environmental Biology*, *28*(3), 637-643. http://www.jeb.co.in/journal_issues/200707_jul07/paper_19.pdf

Lemaitre, R. y Alvarez-León, R. (1992). Crustáceos decápodos del Pacífico colombiano: lista de especies y consideraciones zoogeográficas. *Inst. Invest. Mar. Punta Betín*, *21*, 33-76. https://repository.si.edu/bitstream/handle/10088/7335/IZ_Lemaitre1992CrustaceosDecapodosDelPacifico.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Lischka, A., Lacoue-Labarthe, T., Hoving, H. J. T., Javidpour, J., Pannell, J. L., Merten, V., Churlaud, C. & Bustamante, P. (2018). High cadmium and mercury concentrations in the tissues of the orange-back flying squid, Sthenoteuthis pteropus, from the tropical Eastern Atlantic. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *163*, 323-330. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.07.087

Loya-Salinas, D. H. y Escofet, A. (1990). Aportaciones al cálculo del Índice de Valor Biológico (Sanders, 1960). *Ciencias Marinas*, *16*(2), 97-115. https://cicese.repositorioinstitucional.mx/jspui/bitstream/1007/1791/1/4701.pdf

Lu, Y., Yuan, J., Lu, X., Su, C., Zhang, Y., Wang, C., Cao, X., Li, Q., Su, J., Ittekkot, V., Garbutt, R., Bush, S. Fletcher, S., Wagey, Y., Kachur, A. & Sweijd, N. (2018). Major threats of pollution and climate change to global coastal ecosystems and enhanced management for sustainability. *Environmental Pollution*, *239*, 670-680. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.04.016

Lucero-Rincón, C. H. (2019). Acumulación de mercurio y plomo, en el bivalvo *Anadara tuberculosa*, entre los años 2016 y 2018 en la desembocadura del río Dagua, Pacífico Colombiano. Tesis de Maestría en Educación Ambiental y Desarrollo Sostenible, Facultad de Educación. Universidad Santiago de Cali, Cali.

Luque Marín, J. A. (2003). Lago de Sanabria: un sensor de las oscilacionges climáticas del Atlántico Norte durante los últimos 6.000 años. Tesis Doctoral: Departamento de Geoquímica, Petrología y Prospección Geológica, Pontificia Universidad de Barcelona, Barcelona. http://diposit.ub.edu/dspace/handle/2445/34787

Marín-Guirao, L. (2007). Aproximación ecotoxicológica a la contaminación por metales pesados en la laguna costera del Mar Menor. Tesis Doctoral, Facultad de Biología, Departamento de Ecología e Hidrología. Universidad de Murcia. https://digitum.um.es/digitum/bitstream/10201/132/1/MarinGuirao.pdf

Mauro-Navarro, L. N. (2014). Estudio de los procesos de adsorción-desorción de los metales Cu, Mn, Pb y Zn en la cuenca del Río Maipo. Tesis de Maestría en Química, Facultad de Ciencias Químicas y Farmacéuticas, Universidad De Chile. Santiago, Chile. https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/138280

Mendoza-Díaz, F. (2010). Determinación de metales pesados, Cd, Cr, CU y Pb en *Farfantepenaeus aztecus* (Ives,1891) colectados en la Laguna de Tampamachoco, Veracruz. Tesis de Maestría en Manejo de Ecosistemas Marinos y Coseros. Facultad de Ciencias Biológicas, Campus Tuxpan, Universidad Veracruzana.

https://www.uv.mx/pozarica/mmemc/files/2012/10/Fernando-Mendoza.pdf

Mero-Valarezo, M. (2010). Determinación de metales pesados (Cd y Pb) en moluscos bivalvos de interés comercial de cuatro esteros del golfo de Guayaquil. Tesis de Maestría en Ciencias, Facultad de Ciencias Naturales. Universidad de Guayaquil, Ecuador. http://repositorio.ug.edu.ec/bitstream/redug/776/1/Determinaci%C3%B3n%20de%20metales%20pesados%20en%20moluscos%20bivalvos%20de%20inter%C3%A9s%20coemrcial%20de.pdf

Ministerio de Salud y Protección Social, Col. (2012). Resolución 122 del 26 de enero de 2012. *Por la cual se modifica parcialmente la Resolución número 776 de 2008. la cual se otorga una licencia ambiental y se toman otras determinaciones.* https://www.minsalud.gov.co/sites/rid/Lists/BibliotecaDigital/RIDE/DE/DIJ/resolucion-0122-de-2012.pdf

Munuera, P., Salvat-Leal, I., Belmonte, A. & Romero, D. (2021). Can microplastics influence the accumulation of Pb in tissues of blue crab?. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, *18*(7), 3599. https://doi.org/10.3390/ijerph18073599

Otero, L. (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*, *12*, 9-21. https://ojs.dimar.mil.co/index.php/CCCP/article/view/371/288

Páez-Osuna, F. (2011). *Metales en camarón de cultivo y silvestre: importancia, efectos y transferencia trófica. S*eries Lagunas costeras de Sinaloa. Universidad Nacional Autónoma de México, El colegio de Sinaloa, Universidad Politécnica de Sinaloa, Centro de Estudios Superiores del Estado de Sonora. México, 440 p.

Páez-Osuna, F. (2005). Fuentes de metales en la zona costera marina, p. 329-342. En: Botello, A. V, Rendón-Von, J. O, Gold-Bouchot, G. y Agraz-Hernández, C. (Eds.). *Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias,* (2a. ed). Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal.Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. https://epomex.uacam.mx/view/download?file=14/Golfo%20de%20Me%CC%81xico%20Contaminacio%CC%81n%20e%20Impacto%20Ambiental%20Diagno%CC%81stico%20y%20Tendencias%20.pdf&tipo=paginas

Páez-Osuna, F. & Ruiz-Fernández, C. (1995). Trace metals in the Mexican shrimp Penaeus vannamei from estuarine and marine environments. *Environmental Pollution*, *87*(2), 243-247 https://doi.org/10.1016/0269-7491(94)P2612-D

Palacio-León, Ó., Chávez-Porras, Á., Velásquez-Castiblanco, Y. L. (2017). Evaluación y comparación del análisis granulométrico obtenido de agregados naturales y reciclados. *Revista Tecnura*, *21*(53), 96-106. https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.tecnura.2016.4.a01

Peña-Salamanca, E. J. (2008). Dinámica espacial y temporal de la biomasa algal asociada a las raíces de mangle en la Bahía de Buenaventura, costa pacífica de Colombia. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, *37*, 55-70. http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0122-97612008000200004

Peña-Salamanca, E. J., Ospina-Alvarez, N., & Benitez, R. (2004). Estudio de la contaminación por plomo, cobre y mercurio en la bahía de Buenaventura (Pacifico colombiano) para la

identificación de algas bénticas como organismos indicadores. *Pub. CYTED*, 10, 167-176. http://www.scielo.org.co/pdf/racefn/v37n145/v37n145a04.pdf

Pourang, N., Dennis, J. H. & Ghourchian, H. (2004). Tissue distribution and redistribution of trace elements in shrimp species with the emphasis on the roles of metallothionein. *Ecotoxicology*, *13*, 519–533. https://doi.org/10.1023/B:ECTX.0000037189.80775.9c

Proaño-Alvarado, M. C. (2016). Análisis espacial de concentraciones de metales pesados en agua y sedimentos de la Reserva Ecológica Manglares de Churute. Tesis de Maestría en Manejo Sustentable de Biorecursos y Medio Ambiente, Facultad de Ciencias Naturales, Universidad De Guayaquil. Guayaquil, Ecuador. http://repositorio.ug.edu.ec/handle/redug/14817

Rajeshkumar, S., Liu, Y., Zhang, X., Ravikumar, B., Bai, G., & Li, X. (2018). Studies on seasonal pollution of heavy metals in water, sediment, fish and oyster from the Meiliang Bay of Taihu Lake in China. *Chemosphere*, *191*, 626–638. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.078

Sastre, M., Reyes, P., Ramos, H., Romero, R. & Rivera, J. (1999). Heavy metal bioaccumulation in Puerto Rican blue crabs (*Callinectes* spp.). *Bulletin of Marine Science*, *64*(2), 209-217. https://www.researchgate.net/publication/233626407_Heavy_Metal_Bioaccumulation_in_Puerto_Rican_Blue_Crabs_Callinectes_spp

Sepúlveda, C. H. (2018). Contenido de metales pesados (cobre, cromo, cadmio, níquel, plomo, arsénico, zinc y mercurio) en la almeja chocolata (*Megapitaria squalida*) de Bahía Altata, Sinaloa, y el riesgo potencial para la salud humana por su consumo. Tesis de Maestría en Recursos Naturales y Medio Ambiente, Instituto Politécnico Nacional - Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional Unidad Sinaloa. Sinaloa, México http://www.cienciasinaloa.ipn.mx/jspui/bitstream/123456789/291/1/4%20TESIS%20CARLOS%20HUMBERTO%20SEP%c3%9aLVEDA.pdf

Shulkin, V., Tishchenko, P., Semkin, P. & Shvetsova, M. (2018). Influence of river discharge and phytoplankton on the distribution of nutrients and trace metals in Razdolnaya River estuary, Russia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *211*, 166-176. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.09.024

Tejada, C., Castro, L., Navarrete, A., Cardona, T., Otero, L., Afanador, F., Mogollón, A. y Pedroza, W. (2003). Panorama de la Contaminación Marina del Pacífico Colombiano. Centro Control Contaminación del Pacífico Colombiano. Ed. DIMAR. Serie Publicaciones Especiales (Vol. 3), San Andrés de Tumaco. https://aquadocs.org/bitstream/handle/1834/14678/034_DIMAR.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Thinh, N. Van, Osanai, Y., Adachi, T., Thai, P. K., Nakano, N., Ozaki, A., Kuwahara, Y., Kato, R., Makio, M. & Kurosawa, K. (2018). Chemical speciation and bioavailability concentration of arsenic and heavy metals in sediment and soil cores in estuarine ecosystem, Vietnam. *Microchemical Journal*, *139*, 268-277. https://doi.org/10.1016/j.microc.2018.03.005

Ureña, R. (2007). Metalotioneinas en peces y gasterópodos: su aplicación en la evaluación de la

contaminación. Trabajo de Grado, Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad de Valencia. Valencia, España. https://www.tdx.cat/bitstream/handle/10803/9493/urena.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Velásquez, O. y 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. *Bol Científico CCCP*, *6*,57–61. https://doi.org/10.26640/01213423.6.57_61

Vázquez-Sauceda, M. L., Sánchez-Martínez, J. G., Rabago-Castro, J. L., Benavides-Gonzalez, F., Blanco-Martínez, Z., Garrido-Olvera, L. & Perez-Castaneda, R. (2020). Heavy metals in water, sediment and shrimp (*Litopenaeus setiferus*) from a tropical estuarine ecosystem of the Gulf of Mexico. *Fresenius Environmental Bulletin*. *28*, 7924-7932. https://www.researchgate.net/publication/343615514_HEAVY_METALS_IN_WATER_SEDIMENT_AND_SHRIMP_LITOPENAEUS_SETIFERUS_FROM_A_TROPICAL_ESTUARINE_ECOSYSTEM_OF_THE_GULF_OF_MEXICO

Vidal, G. (2009). Identificación de las variables que intervienen en la acumulación de Cadmio en los moluscos filtradores. Chile: Tesis de Grado: Licenciado en Bioquímica y Título Profesional de Bioquímica, Facultad de Ciencias. Universidad Austral de Chile, Valdivia-Chile. http://cybertesis.uach.cl/tesis/uach/2009/fcv649i/doc/fcv649i.pdf

Wentworth, C. K. (1922). A scale of grade and class terms for clastic sediments. *The Journal of Geology*, *30*(5), 377-392.

WoRMS. (2022). World Register of Marine Species. Editorial Board. Available from https://www.marinespecies.org at VLIZ. Accessed 2022-09-10. doi:10.14284/170

3. Recomendaciones

Se recomienda complementar este estudio con la cuantificación del contenido de Cd y Pb en otras estructuras biológicas, capaces de captar, acumular o depurar estos metales pesados. En el caso de los macroinvertebrados, los tejidos recomendados son: branquias, hepatopáncreas y caparazón. Esto permitiría discernir mejor la fuente de principal de acumulación del metal, bien sea por filtración de agua por vías respiratorias, por hábitos bentónicos al contacto directo por sedimentos, o por alimentación vía trófica.

En próximos estudios de contaminación por metales pesados, Cd y Pb, en la bahía de Buenaventura, se sugiere, realizar cuantificación del contenido metales en el agua, así como considerar las variables, solidos suspendidos y potencial redox. Para evaluar cómo y en qué condiciones está ocurriendo el proceso de transferencia de estos metales pesados, entre la matrices, agua, sedimento y biota. Además, considerar medir el metal en otros estados iónicos en que puedan estar mayormente biodisponibles.