



UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE COLOMBIA

Influencia de la calidad ambiental en la dinámica del ensamblaje de peces de interés comercial en la Bahía de Tumaco, Pacífico colombiano

Edwin Salcedo Quiñones

Universidad Nacional de Colombia
Facultad de Ingeniería y Administración, Departamento de Ingeniería
Palmira, Colombia

2022

Influencia de la calidad ambiental en la dinámica del ensamblaje de peces de interés comercial en la Bahía de Tumaco, Pacífico colombiano

Edwin Salcedo Quiñones

Tesis de investigación presentada como requisito parcial para optar al título de:
Magister en Ingeniería Ambiental

Director:

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

Codirector:

Andrés Esteban Molina Sandoval, M.Eng., D.Sc.

Línea de Investigación:

Monitoreo, modelación y gestión de recursos naturales

Grupo de Investigación:

Ecología y Contaminación Acuática (ECONACUA)

Universidad Nacional de Colombia

Facultad de Ingeniería y Administración, Departamento de Ingeniería

Palmira, Colombia

2022

A toda mi familia, mis padres Carmen Quiñones y Mario Salcedo, mi abuela María Georgina y de manera muy especial a Carolina Bermúdez, por brindarme su amor y comprensión.

Mientras duermes me quedo fijo mirando tu hermosura, y en ese acto le pregunto a mi cordura

¿Qué hice pa'que me bendigan desde la altura?

Es una mezcla increíble de amor, amistad y siempre lujuria...

Nos veo en la iglesia tú de blanco y frente a un cura o en algún rito de la religión yoruba.

Continuar amándonos, pero siempre con locura.

Mientras duermes, acaricio y siento tu piel

Me parece mentira y me cuesta creer...

Que no soy yo quien duerme y que esto un sueño es...

Agradecimientos

En primer lugar, quiero agradecer a Dios, por brindarme la vida, salud y el empeño para seguir adelante en este proceso. A los directores de mi tesis, los profesores Guillermo Duque y Andrés Molina por guiarme durante este proceso y al mismo tiempo brindarme su amistad, sin su apoyo esto no hubiera sido posible. A Esteban Gamboa por el apoyo en campo, las asesorías en el tratamiento de los datos, por contarme sus experiencias y levantarme el ánimo cuando todo se ponía difícil. A Karen Erazo, Jackeline Cañon, Camila Becerra, Nathalia Sánchez, Alejandro Vivas, Crhistian Portilla y demás compañeras del grupo de investigación ECONACUA, quienes apoyaron actividades en el laboratorio. Agradecerle a Carlos Madriñan del laboratorio de Análisis Ambiental y a Orlando Morales del laboratorio de Materiales.

Agradezco al Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación por la financiación del proyecto *“Evaluación de la biodiversidad y la dinámica ecosistémica para determinar prioridades de conservación y sustentabilidad de la pesca artesanal en la Bahía de Tumaco, Nariño”* del cual hace parte este trabajo de investigación. Además, agradezco a la Universidad Nacional de Colombia, Sede Palmira por el apoyo económico para la realización de esta tesis a través de la *“Convocatoria de apoyo a estudiantes de pregrado y posgrado para el fortalecimiento de la investigación e innovación de la Universidad Nacional de Colombia Sede Palmira 2020-2021”*.

Gracias a toda mi familia, principalmente a mis queridos padres Carmen Quiñonez y Mario Salcedo, mi mamita Georgina Hachito y a mi hermana Ingrid Salcedo. A mi compañera de vida Carolina Bermudez que ha estado en cada etapa de este proceso, apoyándome incondicionalmente, te agradezco infinitamente por todo. A mis amigos Christian Sánchez, Jesika Rivero, Alejandro Gotera, Jhon Rendon y todos los que estuvieron atentos a este maravilloso proceso.

Resumen

Influencia de la calidad ambiental en la dinámica del ensamblaje de peces de interés comercial en la Bahía de Tumaco, Pacífico colombiano

Los estuarios son ecosistemas altamente productivos, esenciales para soportar actividades como la pesca. Sin embargo, las actividades antrópicas impulsan cambios sobre estos ecosistemas, los cuales pueden afectar la calidad ambiental de los estuarios. En consecuencia, esto puede tener efectos en la disponibilidad de peces de interés comercial. El objetivo de esta investigación fue determinar la calidad ambiental de la Bahía de Tumaco y establecer su influencia sobre la biomasa y densidad de los peces de interés comercial en diferentes épocas climáticas y zonas del estuario. Para esto, se colectaron muestras de peces mediante red de arrastre artesanal. Además, se midieron variables fisicoquímicas, se determinó concentración de nutrientes y la composición granulométrica y porcentaje de materia orgánica en 2 zonas del estuario, que representan la variabilidad espacial del sistema, durante las épocas de lluvia y seca para representar la variabilidad temporal. Se usaron métodos multivariados y univariados para evaluar las variaciones espaciotemporales en la calidad ambiental, la riqueza de especies, la biomasa y la densidad de 6 especies seleccionadas a partir del Índice de Valor Biológico (IVB): *Ariopsis simonsi* (35 puntos), *Stellifer typicus* (34 puntos), *S. melanocheir* (30 puntos), *Achirus mazatlanus* (27 puntos), *Larimus argenteus* (21 puntos) y *S. fuerthii* (15 puntos). Se evaluó la influencia de las variaciones de la calidad ambiental sobre biomasa y densidad de peces de interés comercial mediante Modelos Aditivos Generalizados multivariados. Se observó un patrón temporal impulsado principalmente por el porcentaje de arenas finas, la concentración de fosfatos, temperatura, porcentaje de lodos y la salinidad. Los cuales pueden explicarse por la disminución del caudal de los ríos que descargan en la bahía de Tumaco y aumento en la evaporación durante la época seca, así como las actividades agrícolas desarrolladas en la zona. Se registraron valores altos de fosfatos y nitritos, así como valores bajos de oxígeno disuelto principalmente al interior de la bahía, durante la

época de lluvia. Se capturó un total de 1692 individuos, clasificados en 56 especies pertenecientes a 23 familias. La riqueza, biomasa y densidad no presentaron diferencias significativas por época, zona y la interacción de estos factores. La biomasa y densidad presentaron diferencias significativas de acuerdo con la interacción época y zona, fueron mayores en la época seca en la zona interna de la bahía. La biomasa y la densidad de peces de interés comercial fueron mayores en condiciones de baja calidad del agua, principalmente por la dominancia de *Ariopsis simonsi*, *Stellifer typicus* y *Achirus mazatlanus*. Lo que pudo favorecer a especies tolerantes que se alimentan del fondo e ingresan a la zona para alimentarse de invertebrados que se encuentran estresados y expuestos sobre el sedimento por la disminución de oxígeno. Asimismo, la biomasa y la densidad cuando se favoreció la difusión del oxígeno y hubo mayor influencia marina.

Palabras clave: Estuario tropical, calidad de agua, sedimentos, hipoxia, peces estuarinos, nutrientes

Abstract

Influence of environmental quality on the dynamics of the assemblage of fish of commercial interest in Tumaco Bay, Colombian Pacific

Estuaries are highly productive ecosystems, essential to support activities such as fishing. However, human activities drive changes in these ecosystems, which can affect the environmental quality of estuaries. Consequently, this may have effects on the availability of fish of commercial interest. The objective of this research was to determine the environmental quality of Tumaco Bay and establish its influence on the biomass and density of fish of commercial interest in different climatic periods and estuary zones. For this, fish samples were collected using an artisanal trawl net. In addition, physicochemical variables were measured, nutrient concentration and granulometric composition and percentage of organic matter were determined in 2 zones of the estuary, which represent the spatial variability of the system, during the rainy and dry seasons to represent temporal variability. Multivariate and univariate methods were used to assess spatio-temporal variations in environmental quality, species richness, biomass and density of 6 species selected from the Biological Index Value (BIV): *Ariopsis simonsi* (35 points), *Stellifer typicus* (34 points), *S. melanocheir* (30 points), *Achirus mazatlanus* (27 points), *Larimus argenteus* (21 points), and *S. fuerthii* (15 points). The influence of variations in environmental quality on biomass and density of fish of commercial interest was evaluated using multivariate Generalized Additive Models. A temporary pattern was observed driven mainly by the percentage of fine sand, the concentration of phosphates, temperature, percentage of sludge and salinity. Which can be explained by the decrease in the flow of the rivers that discharge into the Tumaco bay and the increase in evaporation during the dry season, as well as the agricultural activities developed in the area. High values of phosphates and nitrites were recorded, as well as low values of dissolved oxygen, mainly inside the bay, during the rainy season. A total of 1692 individuals were captured, classified into 56 species

belonging to 24 families. The richness, biomass and density did not present significant differences by season, zone and the interaction of these factors. Biomass and density showed significant differences according to the interaction between season and area, they were higher in the dry season in the internal zone of the bay. Biomass and density of fish of commercial interest were higher under conditions of low water quality, mainly due to the dominance of *Ariopsis simonsi*, *Stellifer typicus* and *Achirus mazatlanus*. What could favor tolerant species that feed on the bottom and enter the area to feed on invertebrates stressed and exposed on the sediment due to the decrease in oxygen. Likewise, biomass and density when oxygen diffusion was favored and there was greater marine influence.

Keywords: Tropical estuary, water quality, sediments, hypoxia, estuarine fish, nutrients

Contenido

	Pág.
Resumen	VII
Lista de figuras.....	XIII
Lista de tablas	XIV
Introducción	17
Bibliografía.....	19
1. Capítulo 1 Variación espaciotemporal de la calidad ambiental en la bahía de Tumaco	23
1.1 Introducción.....	23
1.2 Materiales y métodos	25
1.2.1 Área de estudio.....	25
1.2.2 Fase de campo.....	27
1.2.3 Fase de laboratorio.....	28
1.3 Resultados	29
1.3.1 Dinámica ambiental	29
1.3.2 Variables fisicoquímicas	31
1.3.3 Nutrientes	33
1.3.4 Composición granulométrica y contenido de materia orgánica del sedimento	35
1.4 Discusión	37
1.5 Conclusiones.....	42
1.6 Bibliografía	43
2. Capítulo 2 Influencia de las variaciones de la calidad ambiental sobre la biomasa y densidad peces de interés comercial en la bahía de Tumaco	51
2.1 Introducción.....	51
2.2 Materiales y métodos	53
2.2.1 Área de estudio.....	53
2.2.2 Fase de campo.....	55
2.2.3 Fase de laboratorio.....	55
2.2.4 Tratamiento de los datos	56
2.3 Resultados	57

XII Influencia de la calidad ambiental en la dinámica del ensamblaje de peces de interés comercial en la Bahía de Tumaco, Pacífico colombiano

2.3.1	Variación en las condiciones ambientales en la bahía de Tumaco	57
2.3.2	Composición general del ensamblaje de peces.....	61
2.3.3	Variación espaciotemporal de la riqueza de especies, biomasa y densidad de peces de interés comercial.....	63
2.3.4	Influencia de la variación de la calidad ambiental sobre la biomasa de las especies de peces comerciales	66
2.3.5	Influencia de la variación de la calidad ambiental sobre la densidad de las especies de peces comerciales	70
2.4	Discusión	75
2.5	Conclusiones	81
2.6	Bibliografía.....	83
3.	Conclusiones y recomendaciones	95
3.1	Conclusiones	95

Lista de figuras

	Pág.
Figura 1-1: Precipitación de la bahía de Tumaco.....	26
Figura 1-2: Zona de estudio en la bahía de Tumaco. T1 Frente a los ríos Rosario y Tablones, T2 Frente a Trujillo, T3 Punta Laura y T4 Frente a Isla Gallo.....	27
Figura 1-3: Análisis de componentes principales (ACP) de las variables ambientales por	31
Figura 2-1: Zona de estudio en la bahía de Tumaco. Zona interna (T1 yT2), Zona externa (T3 y T4).....	54
Figura 2-2: Variables ambientales a) salinidad b) oxígeno disuelto c) pH d) temperatura e) transparencia f) alcalinidad g) nitritos h) nitratos i) fosfatos. Promedios (barras grises) y error estándar (barras de error).	58
Figura 2-3: Promedios de porcentajes de (AG%) arenas gruesas, (AM%) arenas medias, (AF%) arenas finas, lodos y (MO%) materia orgánica.	60
Figura 2-4: Variables ambientales con correlación significativa en la biomasa de peces comerciales según el GAM multivariado. El eje Y representa la biomasa de peces bajo una función suavizada de las variables ambientales oxígeno disuelto (OD), salinidad (Sal), Lodos, Transparencia (Secchi), pH, Arenas finas, materia orgánica (MO) y Nitratos. Líneas punteadas muestran el rango de dos errores estándar. Las marcas de graduación intermedias en el eje X representan los datos observados.	69
Figura 2-5: Variables ambientales con correlación significativa en la densidad de peces comerciales según el GAM multivariado. El eje Y representa la densidad de peces bajo una función suavizada de las variables ambientales oxígeno disuelto (OD), materia orgánica (MO), salinidad (Sal), transparencia (Secchi), arenas finas, arenas gruesas y nitritos. Las líneas punteadas muestran el rango de dos errores estándar. Las marcas de graduación intermedias en el eje X representan los datos observados.	74

Lista de tablas

Pág.

Tabla 1-1: Resumen del aporte de las variables ambientales a los componentes principales. PC= Componente principal, Sal= Salinidad, OD=Oxígeno Disuelto, pH, T °C=Temperatura, Secchi=Transparencia, Alk= Alcalinidad, NO ₃ = Nitratos, NO ₂ = Nitritos, PO ₄ = Fosfatos, AG=% Arena gruesa, AM=% Arena Media, AF=% Arena Fina, Lodos, MO=% Materia Orgánica. En negrilla las variables escogidas.....	30
Tabla 1-2: Valores de las variables fisicoquímicas del agua entre sitios de muestreo, época y su interacción (promedio ± desviación estándar). Los resultados de la prueba Tukey (dos vías $p \leq 0.05$) son representados con letras para cada factor (sitio, época e interacción), las cuales son leídas verticalmente de menor valor (letra a) a mayor valor (letra f).	33
Tabla 1-3: Concentración de nutrientes en agua entre sitios de muestreo, época y su interacción (promedio ± desviación estándar). Los resultados de la prueba Tukey (dos vías $p \leq 0.05$) son representados con letras para cada factor (sitio, época e interacción), las cuales son leídas verticalmente de menor valor (letra a) a mayor valor (letra e).....	35
Tabla 1-4 Composición y contenido de materia orgánica entre sitios de muestreo, época y su interacción (promedio ± desviación estándar). Los resultados de la prueba Tukey (dos vías $p \leq 0.05$) son representados con letras para cada factor (sitio, época e interacción), las cuales son leídas verticalmente de menor valor (letra a) a mayor valor (letra d). Porcentajes de (AG%) arenas gruesas, (AM%) arenas medias, (AF%) arenas finas, lodos y (MO%) materia orgánica	37
Tabla 2-1: Listado de peces más abundantes en la bahía de Tumaco, IVB= Índice de Valor Biológico, (*) Peces de interés comercial, los números en negrilla indican las especies con mayor puntaje del IVB.	62
Tabla 2-2: Biomasa de 6 especies comerciales y su sumatoria (kg ha^{-1}) de acuerdo con la época y zonas del estuario (promedio ± error estándar). Las letras representan diferencias significativas determinadas por las pruebas <i>pos hoc</i> Permanova <i>pairwise test</i> ($p(\text{PERM}) < 0.05$).	64
Tabla 2-3: Densidad de 6 especies comerciales y su sumatoria (ind ha^{-1}) de acuerdo con la época y zona del estuario (promedio ± error estándar). Las letras representan	

diferencias significativas determinadas por las pruebas <i>pos hoc</i> Permanova <i>pairwise test</i> ($p(\text{PERM}) < 0.05$).	66
Tabla 2-4: Resultados de modelos aditivos generalizados (GAM) multivariados para evaluar la influencia conjunta de las variables de calidad ambiental sobre la biomasa cada una de las especies de peces de interés comercial y la biomasa total de especies de interés comercial. Las variables significativas de los modelos se indican con asteriscos ($p < 0.05^*$, $p < 0.01^{**}$ y $p < 0.001^{***}$).	67
Tabla 2-5: Resultados de modelos aditivos generalizados (GAM) multivariados para evaluar la influencia conjunta de las variables de calidad ambiental sobre la densidad cada una de las especies de peces de interés comercial y la densidad total de especies de interés comercial. Las correlaciones lineales se representan con los valores entre paréntesis. Las variables significativas de los modelos se indican con asteriscos ($p < 0.05^*$, $p < 0.01^{**}$ y $p < 0.001^{***}$).	73

Introducción

Los ecosistemas costeros tienen una importancia socioeconómica relevante a nivel mundial, con más de un tercio de la población del planeta viviendo en estas zonas (Burke *et al.*, 2001). Esto se debe a que estas áreas y sus dinámicas brindan una gran cantidad de ventajas para el desarrollo de actividades económicas como el transporte marítimo, el turismo, la industria y la pesca (Barragán & de Andrés, 2016; De Groot *et al.*, 2002). Entre estos ecosistemas se encuentra los estuarios, los cuales presentan una amplia variabilidad ambiental y son altamente productivos (Day *et al.*, 2012). Además, sirven de hábitats de crianza de especies marinas y dulceacuícolas (Mahoney & Bishop, 2017; Savage *et al.*, 2012). Por esta razón son esenciales para el mantenimiento de la pesca a escala industrial y artesanal.

A nivel mundial, se estima que en 2018 un 87.6 % de la pesca de captura provino de ambientes marinos, se prevé que para 2030 esta actividad a nivel mundial presentará un ligero aumento (FAO, 2020), sin embargo, entre las principales incertidumbres de estas predicciones se encuentran factores como el cambio climático y la variabilidad climática, los fenómenos meteorológicos extremos, la degradación medio y la pérdida de hábitats, las especies invasoras, la pesca excesiva, la gobernanza deficiente, enfermedades, entre otras (Burke *et al.*, 2001; FAO, 2020; Mahoney & Bishop, 2017). Esto implica un riesgo de impactos socioeconómicos negativos importantes, puesto que al menos un 90% de las oportunidades laborales en la pesca se encuentran en aguas costeras y plataformas continentales poco profundas (Caddy & Griffiths, 1995).

En la costa pacífica de Colombia, las comunidades asentadas presentan vínculos culturales y espirituales con el mar, el cual es un referente en la construcción de identidad e incluso de género (Correa *et al.*, 2012). Adicionalmente, la mayoría de las comunidades costeras dependen directa o indirectamente de los servicios de los ecosistemas para su mantenimiento y bienestar. La pesca artesanal juega un rol fundamental para la seguridad alimentaria de los colombianos en el litoral Pacífico (Villanueva & Flores, 2016) y el

desarrollo de esta actividad permite a la comunidad de pescadores obtener ingresos económicos para satisfacer sus necesidades básicas (Duarte, 2018), a través de los mercados locales y mediante intermediarios a ciudades del interior de país. Teniendo en cuenta que en el 2021 más del 80% de los productos de pesca comercializados en Buenaventura y Tumaco correspondieron a producción extractiva y que el 90 % de este producto fue de origen nacional (González-Porto *et al.*, 2021), se comprueba la importancia de los ecosistemas costeros y los estuarios para el abastecimiento e ingresos económicos de sus habitantes. De manera particular, en el estuario de la bahía de Tumaco la pesca artesanal es realizada por pescadores de escasos recursos (Tejada-Vélez *et al.*, 2003) por lo que es de gran importancia económica, ya que se estima que del desarrollo de actividad dependen al menos 3000 familias (INVERMAR *et al.*, 2006). Pese a la importancia de la funcionalidad de los ecosistemas costeros para el soporte, aprovisionamiento y prestación de servicios culturales, se experimenta una pérdida de la oferta ambiental en bahía de Tumaco, ligada a la disminución de calidad ambiental por diversas fuentes de contaminación como los vertimientos líquidos y sólidos de actividades industriales, mineras y agrícolas; los escurrimientos difusos, las descargas de los ríos, así como una inadecuada planificación del territorio (Garay-Tinoco *et al.*, 2006).

En cuanto a la oferta del recurso íctico, los cambios en las condiciones ambientales influyen en la distribución de la riqueza, abundancia y biomasa de peces (Sandoval-Huerta *et al.*, 2014). Debido a que los organismos usan las diferentes áreas del estuario de acuerdo con sus etapas de vida y rasgos fisiológicos (Sheaves *et al.*, 2017). Por ejemplo, en estos ambientes altamente variables la permanencia de los organismos depende de la tolerancia a esas condiciones (Barletta *et al.*, 2008). Alrededor del mundo se han documentado diversos trabajos enfocados en determinar la respuesta de la abundancia, biomasa y riqueza de especies a la perturbación natural del estuario (Akin *et al.*, 2005; Blaber & Blaber, 1980; Marshall & Elliott, 1998). Así como la respuesta a niveles de perturbación antrópica y la interacción de estas (Da Silva *et al.*, 2016; Duque *et al.*, 2020; Hwang *et al.*, 2017).

Con respecto a la influencia de la perturbación antrópica de estos ecosistemas se ha señalado por ejemplo la disminución de la riqueza de especies de peces cuando la calidad de agua fue baja (Duque *et al.*, 2020). Asimismo, se presentan cambios en la composición de especies; así como la dominancia de las mismas debido al aumento de nutrientes y el bajo oxígeno disuelto (Da Silva *et al.*, 2016). Además, la disponibilidad de otros organismos que tienen

importancia de interés económico y ecológico puede verse afectada por las concentraciones de nitratos, fosfatos, oxígeno disuelto, pH y salinidad (Duque *et al.*, 2021). En consecuencia, los estudios científicos indican que la comprensión de los estuarios es decisiva para la gestión de la pesca marina ya que muchas especies de importancia comercial dependen de estos ecosistemas (Krumme *et al.*, 2013; Sheaves *et al.*, 2015, 2017).

Debido a la importancia ecológica y socioeconómica del recurso íctico, es necesario indagar y comprender la dinámica de la calidad ambiental como factor que afecta la composición de peces de importancia comercial en la bahía de Tumaco. Para esto se planteó como objetivo general determinar la calidad ambiental de la Bahía de Tumaco y establecer su influencia sobre la biomasa y densidad de los peces de interés comercial en diferentes épocas climáticas y zonas del estuario. Este objetivo se abordó en dos capítulos en la presente investigación. En el primer capítulo se determinaron las variaciones espacio temporales de la calidad ambiental de la bahía de Tumaco; y en el segundo capítulo se determinaron las variaciones en la biomasa y densidad de los peces de interés comercial en la bahía y se evaluó la influencia de las variaciones de la calidad ambiental sobre la dinámica del ensamblaje peces de interés comercial.

Bibliografía

- Akin, S., Buhan, E., Winemiller, K. O., & Yilmaz, H. (2005). Fish assemblage structure of Koycegiz Lagoon-Estuary, Turkey: Spatial and temporal distribution patterns in relation to environmental variation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 64(4), 671-684. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.03.019>
- Barletta, M., Amaral, C. S., Corrêa, M. F. M., Guebert, F., Dantas, D. V., Lorenzi, L., & Saint-Paul, U. (2008). Factors affecting seasonal variations in demersal fish assemblages at an ecocline in a tropical-subtropical estuary. *Journal of Fish Biology*, 73(6), 1314-1336. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2008.02005.x>
- Barragán, J. M., & de Andrés, M. (2016). Expansión urbana en las áreas litorales de América Latina y Caribe. *Revista de geografía Norte Grande*, 64, 129-149.

<https://doi.org/10.4067/s0718-34022016000200009>

- Blaber, S. J. M., & Blaber, T. G. (1980). Factors affecting the distribution of juvenile estuarine and inshore fish. *Journal of Fish Biology*, 17(2), 143-162.
<https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1980.tb02749.x>
- Burke, L., Kura, Y., Kassem, K., Revenga, C., Spalding, M., & McAllister, D. (2001). Pilot Analysis of Global Ecosystems: Coastal ecosystems. En W. R. Institute (Ed.), *Encyclopedia of Earth Sciences Series*. https://doi.org/10.1007/978-0-387-36699-9_19
- Caddy, J. F., & Griffiths, R. C. (1995). Living marine resources and their sustainable development. *FAO Fisheries Technical Paper # 353*, 353, 167.
<https://www.fao.org/3/V5321E/V5321E02.htm>
- Correa, L., Turbay, S., & Madelene, V. (2012). Conocimiento ecológico local sobre ecosistemas marinos en dos comunidades costeras: El Valle y Sapzurro. *Gestión y Ambiente*, 15, 17-32.
<https://revistas.unal.edu.co/index.php/gestion/article/view/35334/39322>
- Da Silva, D. R., Paranhos, R., & Vianna, M. (2016). Spatial patterns of distribution and the influence of seasonal and abiotic factors on demersal ichthyofauna in an estuarine tropical bay. *Journal of fish biology*, 89(1), 821-846. <https://doi.org/10.1111/jfb.13033>
- Day, J., Crump, B., Kemo, Michael, & Yáñez-Aranciba, A. (2012). *Estuarine Ecology* (2nd ed., Vol. 47, Número 3). John Wiley & Sons, Inc.
- De Groot, R. S., Wilson, M. A., & Boumans, R. M. J. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41(3), 393-408. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00089-7](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00089-7)
- Duarte, L. O. (2018, enero 18). *El complejo balance del estado de la pesca artesanal en Colombia*. <https://sostenibilidad.semana.com/medio-ambiente/articulo/asi-esta-la-pesca-artesanal-en-colombia/39351>
- 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. *Environmental Science and Pollution Research*.
<https://doi.org/10.1007/s11356-020-08971-2>

Duque, G., Gamboa-García, D. E., Molina, A., & Cogua, P. (2021). Influence of water quality on the macroinvertebrate community in a tropical estuary (Buenaventura Bay). *Integrated Environmental Assessment and Management*, 00(00), 1-17.
<https://doi.org/10.1002/ieam.4521>

FAO. (2020). *Estado mundial de la pesca y la acuicultura 2020*. La sostenibilidad en acción. <https://doi.org/https://doi.org/10.4060/ca9229es>.

Garay-Tinoco, J., Gómez-López, D., & Ortiz-Galvis, J. (2006). *Diagnóstico Integral del Impacto biofísico y socio-económico 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 CC.

González-Porto, J., Rangel-Duran, M., & Manjarrés-Martínez, L. (2021). *Comercialización de productos pesqueros en 19 ciudades de Colombia durante el período enero - noviembre de 2021* (Vol. 2021).

Hwang, S.-W., Choi, K.-H., & Hwang, S.-D. (2017). Comparison of Fish Assemblages in Two Adjacent Macrotidal Estuaries Altered by Diking. *Journal of Coastal Research*, 33(5), 1113. <https://doi.org/10.2112/jcoastres-d-16-00142.1>

INVEMAR, CRC, & CRPONARIÑO. (2006). Unidad ambiental costera de la llanura Aluvial del Sur: Caracterización, Diagnóstico y Zonificación Ambiental. En Á. López (Ed.), *Invemar*. INVEMAR – CRC - CORPONARIÑO.

Krumme, U., Wang, T. C., & Wang, D. R. (2013). From food to feed: Assessment of the stationary lift net fishery of East Hainan, Northern South China Sea. *Continental Shelf Research*, 57, 105-116. <https://doi.org/10.1016/J.CSR.2012.04.011>

- 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>
- Marshall, S., & Elliott, M. (1998). Estuarine Coastal and Shelf Science Environmental influences on the fish assemblage of the Humber estuary, UK. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 46, 175-184. [https://doi.org/10.1016/S0274-7526\(98\)00126-0](https://doi.org/10.1016/S0274-7526(98)00126-0)
- Sandoval-Huerta, E. R., Madrigal-Guridi, X., Escalera-Vázquez, L. H., Medina-Nava, M., & Domínguez-Domínguez, O. (2014). Estructura de la comunidad de peces en cuatro estuarios del Pacífico mexicano central. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85(4), 1184-1196. <https://doi.org/10.7550/rmb.42105>
- Savage, C., Thrush, S. F., Lohrer, A. M., & Hewitt, J. E. (2012). Ecosystem services transcend boundaries: Estuaries provide resource subsidies and influence functional diversity in coastal benthic communities. *PLoS ONE*, 7(8), 1-8.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0042708>
- Sheaves, M., Baker, R., Abrantes, K. G., & Connolly, R. M. (2017). Fish Biomass in Tropical Estuaries: Substantial Variation in Food Web Structure, Sources of Nutrition and Ecosystem-Supporting Processes. *Estuaries and Coasts*, 40(2), 580-593.
<https://doi.org/10.1007/s12237-016-0159-0>
- Sheaves, M., Baker, R., Nagelkerken, I., & Connolly, R. M. (2015). True Value of Estuarine and Coastal Nurseries for Fish: Incorporating Complexity and Dynamics. *Estuaries and Coasts*, 38(2), 401-414. <https://doi.org/10.1007/S12237-014-9846-X/TABLES/1>
- Tejada-Vélez, C., Otero-Díaz, L. J., Castro-Suárez, L. Á., Afanador-Franco, F., Devis-Morales, A., Solano, J. E., & Fonseca-Camelo, A. L. (2003). *Aportes al entendimiento de la Bahía de Tumaco. Entorno oceanográfico, costero y de riesgos*. Editorial DIMAR: Editorial Sepia Ltda.
- Villanueva, J., & Flores, A. (2016). *La contribución de la pesca en pequeña escala a la seguridad alimentaria y el ingreso familiar en Chile, Colombia y Perú*. FAO.

1. Capítulo 1 Variación espaciotemporal de la calidad ambiental en la bahía de Tumaco

1.1 Introducción

Los estuarios son zonas en donde los cuerpos de agua dulce convergen con el mar, lo que hace que estos sistemas sean entornos dinámicos y complejos (Alonso *et al.*, 2008; Suganthi *et al.*, 2018), los cuales de manera natural exhiben una alta variabilidad ambiental (Monteiro *et al.*, 2016; Vieira Mourão *et al.*, 2020). El ser humano también impulsa cambios sobre estos ecosistemas (Boehmer-Christiansen, 1982), mediante el desarrollo de actividades económicas y el crecimiento de los asentamientos costeros. Estos cambios pueden resultar en detrimento de la calidad ambiental de los estuarios (Barletta y Lima, 2019; Mahoney y Bishop, 2017).

La calidad ambiental es el conjunto de variables abióticas que influyen directamente e indirectamente en las poblaciones de organismos (Rose, 2000). Entre estas se encuentran las variables fisicoquímicas y nutrientes que permiten evaluar el nivel de productividad y deterioro por aportes contaminantes de diferentes fuentes (Cortés & Silva, 2011), tales como aguas residuales, aportes de escorrentía superficial, residuos sólidos, entre otros (De Paula Filho *et al.*, 2015). Entre las variables ambientales que se pueden ver afectadas se encuentran la salinidad, temperatura, oxígeno disuelto, transparencia, pH, nutrientes (fosfatos nitritos y nitratos) (Quintero-Rendón *et al.*, 2011; Rose, 2000); así como características granulométricas del sedimento y contenido de materia orgánica (Salen-Picard y Arlhac, 2002). En este sentido, los sedimentos son importantes para los procesos ecosistémicos, debido a que la calidad de los sedimentos influye en la biota estuarina (Buzzi *et al.*, 2021), ya que son depósitos de contaminantes por lo que constituyen un testigo

confiable para la evaluación de la calidad ambiental (Casanova-Rosero *et al.*, 2006; Valdés y Castillo, 2014).

En lo concerniente a la calidad ambiental existen diversos estudios que describen las condiciones ambientales en ecosistemas estuarinos alrededor del mundo. Por ejemplo, se ha evaluado la influencia de la contaminación y la estacionalidad en las características fisicoquímicas y biológicas del estuario; encontrando que los parámetros fisicoquímicos se ven gravemente afectados por actividades antropogénicas como el dragado de sedimentos, los efluentes de la acuicultura, los desechos de la industria y las descargas de aguas residuales (Swain *et al.*, 2021). Asimismo, se ha evidenciado que la estacionalidad climática afecta de manera directa los parámetros fisicoquímicos de la columna de agua (Dutta y Choudhury, 2021; Vieira Mourão *et al.*, 2021, 2020). Por otro lado, los cambios en el uso del suelo generan impactos en las propiedades del agua y los ciclos biogeoquímicos en arroyos y estuarios adyacentes (Tanaka *et al.*, 2021).

En cuanto al pacífico colombiano se han realizado estudios relacionados con cambios en parámetros fisicoquímicos, microbiológicos, y tóxicos orgánicos en las aguas superficiales (Casanova *et al.*, 2015; CCCP, 1991; Celis *et al.*, 2008; Duque *et al.*, 2021, 2020; Guzmán *et al.*, 2014; INVEMAR, 2014; Marrugo-González, 1990; Marrugo González, 1995). Así como estudios relacionados con la variación temporal y espacial de la calidad del agua. Por ejemplo, en bahía Málaga se logró evidenciar que las mayores concentraciones de nutrientes estaban influenciada por las época de mayor precipitación y por las aguas provenientes de la bahía de Buenaventura debido a las corrientes marinas (Betancourt Portela *et al.*, 2011). Además, los cambios en la calidad ambiental influyen en la distribución de la abundancia y riqueza de especies de peces (Duque *et al.*, 2020; Molina *et al.*, 2020) como de macroinvertebrados (Duque *et al.*, 2020; Martínez *et al.*, 2019). Por otro lado, son limitados los trabajos de investigación que evalúan la calidad ambiental y sus variaciones espaciotemporales en el pacífico sur colombiano y específicamente para la bahía de Tumaco, mediante la medición y determinación de variables fisicoquímicas y nutrientes, así como descriptores del ensamblaje de fitoplancton (Bastidas *et al.*, 2008; Casanova *et al.*, 2015; Celis *et al.*, 2008; Guzmán *et al.*, 2014).

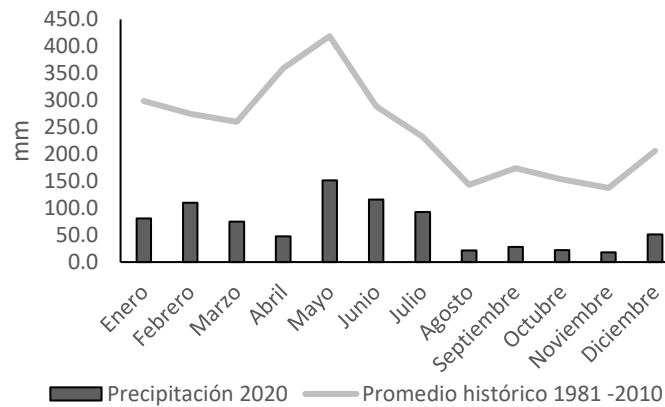
En el borde costero de la bahía de Tumaco se localiza el distrito de San Andrés de Tumaco, el cual tiene una población estimada de 257052 habitantes para el año 2020 (DANE, 2018).

Entre sus principales actividades económicas se destacan la minería y la pesca, se suman a estas la agricultura, la ganadería, el comercio, y las actividades portuarias (DIMAR-CCCP, 2012). Respecto a la actividad portuaria, Tumaco es el principal puerto petrolero del país, allí se encuentra el amarradero para el cargue de crudo a los buques-tanques, ubicado a 8 kilómetros de la costa (IIAP, 2012; Tejada-Vélez *et al.*, 2003). Por otra parte, el distrito no cuenta con planta de tratamiento de aguas residuales y se estima que al menos 50% las aguas residuales domésticas son vertidas directamente al mar, junto con aproximadamente el 40% de los residuos sólidos (Garay-Tinoco *et al.*, 2006), lo que puede generar problemas a la calidad ambiental en la bahía y ecosistemas adyacentes. Teniendo en cuenta este contexto el presente trabajo de investigación tiene como objetivo evaluar las tendencias espaciotemporales de la calidad ambiental y determinar las variables más influyentes en la dinámica ambiental para contribuir a la comprensión de los factores que impulsan estas tendencias en la bahía de Tumaco.

1.2 Materiales y métodos

1.2.1 Área de estudio

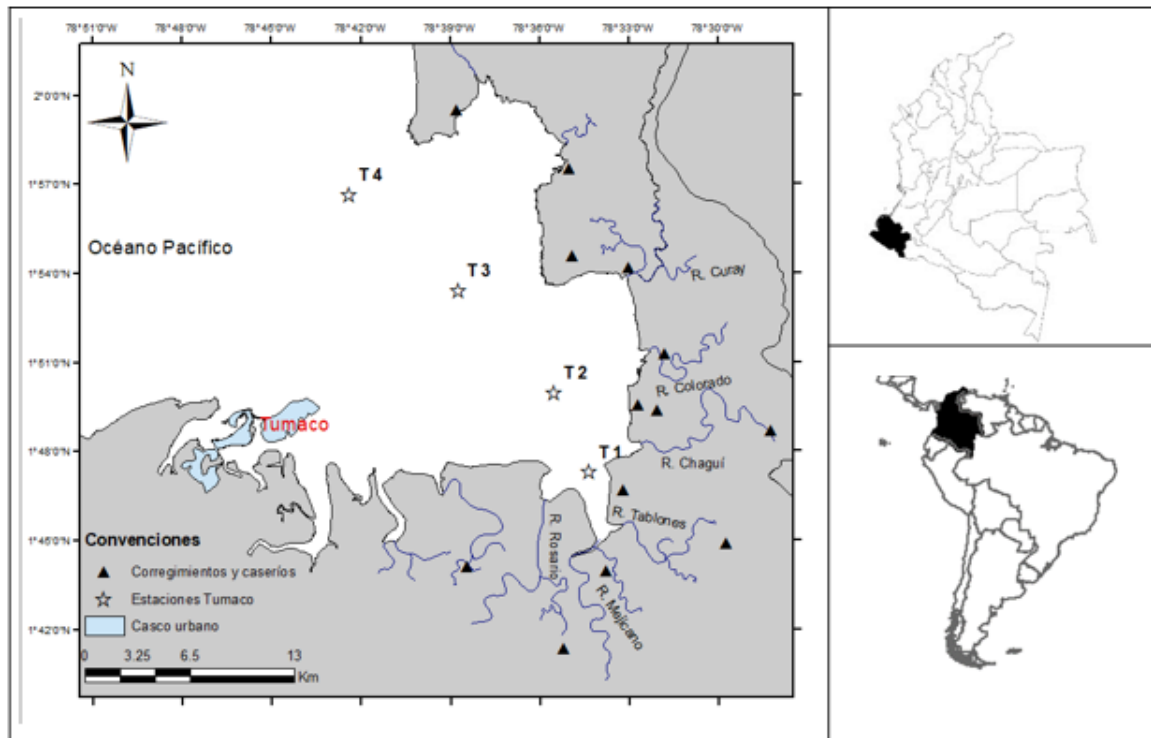
El presente trabajo de investigación se llevó a cabo en la bahía de Tumaco, ubicada entre las latitudes 1°45'00" y 2°00'00" N y las longitudes 78°30'00" y 78°45'00" W; con un área aproximada de 350 km² y que presenta profundidades que varían entre 0 y 50 m (Tejada-Vélez *et al.*, 2003). El clima de la bahía se encuentra marcado por su posición geográfica y por la influencia de la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT) (Garay-Tinoco *et al.*, 2006), se presentan dos épocas climáticas, una de mayor precipitación en el primer semestre del año y en el segundo semestre una época caracterizada por una disminución considerable de la precipitación (**figura 1-1**) (Tejada-Vélez *et al.*, 2003).

Figura 1-1: Precipitación de la bahía de Tumaco.

Fuente: Figura construida a partir de datos del IDEAM, 2010

Se seleccionaron 4 estaciones, 2 en la bahía interna y 2 en la zona externa de la misma, las cuales fueron representativas de un gradiente de condiciones ambientales en el estuario de la bahía de Tumaco (**figura 1-2**), observándose menor salinidad al interior de la bahía, debido a los aportes de agua dulce de los ríos Rosario, Mejicano y Tablones y mayor salinidad en la parte externa por la influencia marina (Bastidas *et al.*, 2008). El interior de la bahía se caracteriza principalmente por planos inundables, con bosques de manglar como vegetación predominante y la parte externa por acantilados con bosques secundarios principalmente (Bermúdez-Rivas *et al.*, 2014). Las estaciones se distribuyeron de manera que fueran representativas de los principales factores que afectan la calidad del agua en el estuario como las descargas de ríos, los vertimientos de aguas residuales domésticas, aguas oceánicas y escorrentía (Garay-Tinoco *et al.*, 2006).

Figura 1-2: Zona de estudio en la bahía de Tumaco. T1 Frente a los ríos Rosario y Tablones, T2 Frente a Trujillo, T3 Punta Laura y T4 Frente a Isla Gallo.



1.2.2 Fase de campo

Se realizaron dos muestreos durante el año 2020, uno en época de lluvia (febrero) y el otro en época seca (octubre); en cuatro sitios representativos de la variabilidad ambiental en la bahía de Tumaco (**figura 1-2**). En cada estación de muestreo se midieron parámetros fisicoquímicos del agua *in situ*, se tomaron muestras de agua para el análisis de nutrientes, muestras de sedimentos para la determinación de materia orgánica y granulometría.

Los parámetros fisicoquímicos que se midieron fueron: temperatura ($^{\circ}\text{C}$), salinidad (UPS), pH y oxígeno disuelto (mg L^{-1}). Se realizaron tres replicas por sitio. Estas mediciones se realizaron con una sonda multiparámetro portátil YSI 556. Adicionalmente, se determinó la transparencia mediante el uso de disco Secchi. También, se determinaron las coordenadas

geográficas con un GPS marca Garmin y se midió la profundidad con un ecosonda marca Garmin.

Las muestras de agua para la determinación de nutrientes se tomaron con ayuda de una botella Van Dorn marca Foresty. Se almacenaron en botellas ámbar previamente rotuladas de 250 ml. Seguidamente fueron conservadas en frío y transportadas a tierra firme. Finalmente, se determinó alcalinidad, nitritos, nitratos y fosfatos mediante un fotómetro marca YSI 9300, en un tiempo no mayor a 24 horas de haber sido tomada la muestra (APHA-AWWA-WEF, 2017). Para la determinación de materia orgánica y granulometría de los sedimentos, se colectaron muestras mediante un saca testigos de PVC de 3,81 cm de diámetro, se tomaron los primeros 5 cm (Gamboa-García *et al.*, 2018; Martínez *et al.*, 2019; Panesso, 2017). Seguidamente, se empacaron en bolsas de plásticas rotuladas previamente y se preservaron refrigeradas (4°C) hasta llegar al laboratorio.

1.2.3 Fase de laboratorio

Sedimentos: la determinación de granulometría y materia orgánica se realizaron siguiendo los procedimientos descritos por Danovaro (2010). Inicialmente, se homogenizó cada muestra y se extrajo entre 20 y 30 g de sedimento, se secó a 110 °C por 24 horas, y luego se realizó un tratamiento mecánico con un juego de tamices entre 63 y 1000 μm . Posteriormente, se hizo el pesaje de las partículas retenidas en cada tamiz y finalmente se usó la tabla de tamaño de grano de Wentworth. Para los análisis se usaron cuatro categorías: arenas gruesas ($> 500 \mu\text{m}$), arenas medianas ($> 250 \text{ y } \leq 500 \mu\text{m}$), arenas finas ($>63 \text{ y } \leq 250 \mu\text{m}$) y lodos ($\leq 63 \mu\text{m}$).

La materia orgánica se determinó mediante ignición, tomando una submuestra previamente homogenizada de 5 g de sedimento en un crisol. Se secó la muestra a 60 °C por 24 horas y luego se procedió a determinar el peso seco (DW). Finalmente, se llevó a una mufla 450 °C por 4 horas y se determinó el peso final (FW), donde la cantidad de materia orgánica se obtuvo de la diferencia entre el peso seco (DW) y peso final (FW) ecuación 2-1 (Danovaro, 2010).

Ecuación 1-1. Porcentaje de materia orgánica.

$$MO(\%) = \frac{DW - FW}{DW} * 100$$

Tratamiento de los datos: para identificar las variables que aportan mayor explicación a la variabilidad ambiental espacial y temporalmente, se realizó un análisis de componentes principales (ACP) con las variables ambientales (físicoquímicas y nutrientes en agua, granulometría y el contenido de materia orgánica en los sedimentos). Posteriormente, se realizó un análisis de varianza de dos vías para determinar diferencias significativas entre épocas y sitios de muestreo en las variables ambientales más relevantes de acuerdo con el resultado del ACP (Clarke, 1993; Clarke *et al.*, 2014; Panesso, 2017; Quinn y Keough, 2002). Previo al análisis de varianza se probó la normalidad y la homogeneidad de varianzas mediante las pruebas de Anderson-Darling y Bartlett respectivamente, cuando los datos no se ajustaron a una distribución normal, fueron transformados mediante el método de Box-Cox (Box y Cox, 1964; Osborne, 2010). Los datos de temperatura, pH, fosfatos y arenas medias no cumplieron los supuestos de normalidad. Por tanto, para determinar las diferencias significativas por época, sitios y la interacción se utilizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis. Cuando los análisis de varianza fueron significativos se realizaron las pruebas de Tukey para evaluar las diferencias entre pares de grupos. El ACP se realizó mediante el software PRIMER 7 y los demás análisis se realizaron mediante el uso de software R (R Development Core Team, 2008).

1.3 Resultados

1.3.1 Dinámica ambiental

La variabilidad ambiental de la bahía de Tumaco se explicó especialmente por los dos primeros componentes principales (**Tabla 1-1**), que en conjunto explicaron el 58.2% de la variabilidad. El primer componente principal (aportó el 31.4% de la variabilidad y estuvo correlacionado con el porcentaje de arenas finas y lodos; y valores de fosfatos y temperatura. El segundo componente explicó el 26.9% de la variabilidad del conjunto de

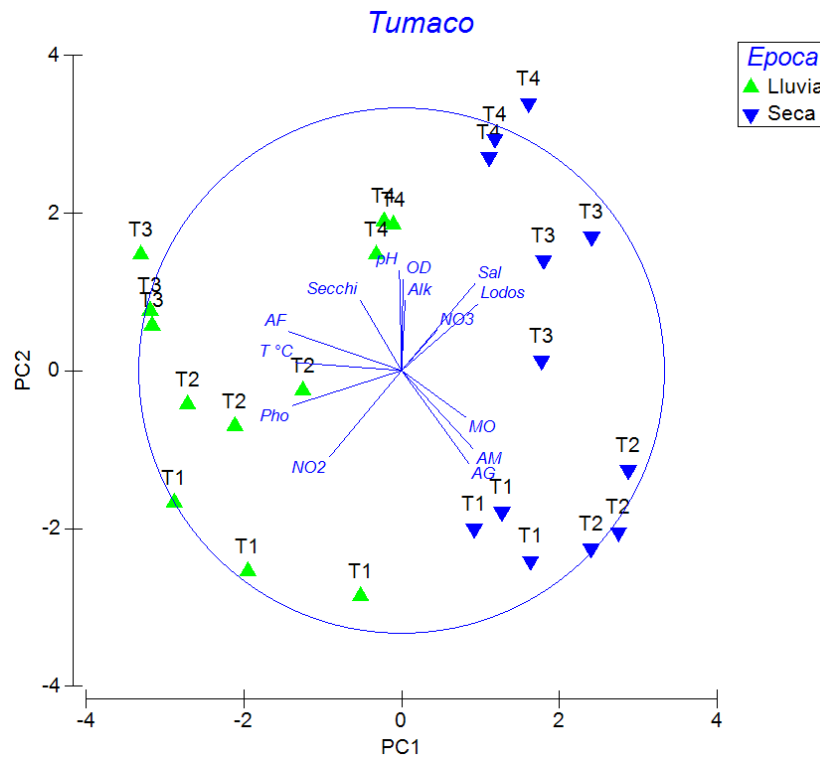
datos ambientales y se correlacionó con el pH, oxígeno disuelto y los porcentajes de arenas gruesas y arenas medias.

Tabla 1-1: Resumen del aporte de las variables ambientales a los componentes principales. PC= Componente principal, Sal= Salinidad, OD=Oxígeno Disuelto, pH, T °C=Temperatura, Secchi=Transparencia, Alk= Alcalinidad, NO₃= Nitratos, NO₂= Nitritos, PO₄= Fosfatos, AG=% Arena gruesa, AM=% Arena Media, AF=% Arena Fina, Lodos, MO=% Materia Orgánica. En negrilla las variables escogidas.

Variable	PC1	PC2
Sal	-0.28	0.33
OD	-0.01	0.35
pH	0.01	0.38
T °C	0.40	0.03
Alk	-0.01	0.27
NO ₃	-0.14	0.15
NO ₂	0.28	-0.33
Pho	0.42	-0.13
AG	-0.26	-0.35
AM	-0.27	-0.30
AF	0.43	0.15
Lodos	-0.29	0.25
MO	-0.24	-0.18
Secchi	0.16	0.27

Por otro lado, la época de muestreo exhibe un agrupamiento a través en el primer componente principal en la ordenación del análisis de componentes principales (ACP), el cual es impulsado por mayores valores del porcentaje de arenas finas, concentración de fosfatos y temperatura y menor porcentaje de lodos durante la época seca. Asimismo, se pudo observar patrones espaciales relacionados con el segundo componente principal inducidos por mayores valores de pH, oxígeno disuelto, alcalinidad y salinidad hacia la zona externa del estuario y mayores porcentajes de arenas gruesas, arenas medias y materia orgánica en la zona interna de la bahía de Tumaco (**Figura 1-3**).

Figura 1-3: Análisis de componentes principales (ACP) de las variables ambientales por épocas de muestreo en la bahía de Tumaco. Sal= Salinidad, OD=Oxígeno Disuelto, pH, T °C=Temperatura, Secchi=Transparencia, Alk= Alcalinidad, NO₃= Nitratos, NO₂= Nitritos, PO₄= Fosfatos, AG=% Arena gruesa, AM=% Arena Media, AF=% Arena Fina, Lodos, MO=% Materia Orgánica. Sitios de muestreo T1 Frente a los ríos Rosario y Tablones, T2 Frente a Trujillo, T3 Punta Laura y T4 Frente a Isla Gallo.



1.3.2 Variables fisicoquímicas

En la bahía de Tumaco se registraron promedios de salinidad comprendidos entre 16.55 y 28.81 UPS (**Tabla 1-2**). Este parámetro presentó diferencias significativas entre las épocas de muestreo (ANOVA, $p < 0.001$), observándose mayores valores durante la época seca

(26.0 ± 1.6 UPS). Espacialmente se presentaron diferencias significativas (ANOVA, $p < 0.001$), mostrando un gradiente de salinidad, con el valor más alto en el sitio T4, en la zona externa de la bahía (28.1 ± 0.7 UPS) y disminuyó hacia la parte interna, encontrándose el valor más bajo en el sitio T1 (20.1 ± 3.6 UPS). La interacción de época y sitio fue significativa (ANOVA, $p < 0.001$). El mayor valor de salinidad se presentó durante la época de lluvias en el sitio T4 (28.54 ± 0.78 UPS), seguida de la estación seca en el mismo sitio (27.63 ± 0.06 UPS) y las baja en época de lluvia en el sitio T1 (16.7 ± 0.7 UPS).

Por otro lado, la concentración del oxígeno disuelto no mostró diferencias significativas entre épocas (ANOVA, $p > 0.05$). En cuanto a la variación espacial, los análisis mostraron diferencias significativas (ANOVA, $p < 0.001$) marcadas por un gradiente, en donde la mayor concentración se presentó en la zona externa sitio T4 (7.5 ± 1.2 mg L⁻¹), disminuyendo hacia la parte interna, en el sitio T1 (4.1 ± 2.4 mg L⁻¹) (**Tabla 1-2**). Se presentaron diferencias significativas en la interacción época y sitio (ANOVA, $p < 0.001$). El análisis espaciotemporal mostró que los mayores valores se encontraron durante la época seca en el sitio T4 (8.67 ± 0.26 mg L⁻¹) y menores en el sitio T1 en la misma época (1.83 ± 0.21 mg L⁻¹).

En cuanto al pH, no se presentaron diferencias significativas de acuerdo con las épocas (Kruskal-Wallis, $p > 0.05$). El análisis espacial mostró diferencias significativas (Kruskal-Wallis, $p < 0.01$). Se observó que el mayor valor de pH se presentó en el sitio T4 (8.1 ± 0.1) (**Tabla 1-2**) y en la zona interna de la bahía se observaron los valores más bajos T1 (7.1 ± 0.5) y T2 (7.4 ± 0.3) dejando evidenciar un débil gradiente. La interacción entre la época y sitio presentó diferencias significativas (Kruskal-Wallis, $p < 0.01$) los valores más altos de pH se presentaron en la temporada de lluvias sitio T4 (8.15 ± 0.55) seguido de los sitios T4 (8.08 ± 0.11) y T3 (8.04 ± 0.08) en temporada seca y el valor promedio más bajo se encontró en época seca en el Sitio T1 (6.59 ± 0.07).

El análisis temporal de la temperatura evidenció diferencias significativas (Kruskal-Wallis, $p > 0.001$), el mayor promedio de temperatura se observó durante la época de lluvias (29.4 ± 0.3 °C) (**Tabla 1-2**). En el análisis espacial no se detectaron diferencias significativas (Kruskal-Wallis, $p < 0.05$). Por otra parte, la interacción entre épocas y sitio mostró diferencias significativas (Kruskal-Wallis, $p > 0.01$). Se evidenció que en época de lluvias se presentó mayor temperatura en todos los sitios (se resaltan los sitios T3 y T4 con 29.5 ± 0.24 y 29.38 ± 0.55 °C, respectivamente) en comparación con los mismos durante época seca.

La transparencia en la bahía de Tumaco presentó diferencias significativas por época (ANOVA, $p < 0.001$), siendo mayor durante la temporada de lluvias (72.7 ± 33.0 cm). Así mismo se encontraron diferencias significativas por sitio (ANOVA, $p < 0.001$), observándose una tendencia en esta variable, con mayor transparencia en la parte externa de la bahía T4 (84.5 ± 35.4 cm) y menores en el interior de la bahía T1 (34.5 ± 16.3 cm) (**Tabla 1-2**). El análisis espaciotemporal mostró diferencias significativas (ANOVA, $p < 0.05$). La transparencia fue mayor durante la época de lluvia en la zona externa de la bahía (Sitio **T4**, 118 ± 5.87 cm) y menor en época seca en la zona interna (Sitio **T1**, 21.67 ± 1.37 cm).

Tabla 1-2: Valores de las variables fisicoquímicas del agua entre sitios de muestreo, época y su interacción (promedio \pm desviación estándar). Los resultados de la prueba Tukey (dos vías $p \leq 0.05$) son representados con letras para cada factor (sitio, época e interacción), las cuales son leídas verticalmente de menor valor (letra a) a mayor valor (letra f).

Época	Sitio	Salinidad UPS	OD mg L ⁻¹	pH	Temperatura °C	Transparencia cm
Lluvias		22.1 ± 4.8^a	6.1 ± 0.5	7.7 ± 0.3	29.4 ± 0.3^b	72.7 ± 33.0^b
	Seca	26.0 ± 1.6^b	5.9 ± 2.7	7.5 ± 0.7	28.1 ± 0.4^a	39.3 ± 11.9^a
Lluvias	T1	20.1 ± 3.6^a	4.1 ± 2.4^a	7.1 ± 0.5^a	28.6 ± 0.7	34.5 ± 16.3^a
	T2	23.0 ± 3.7^b	5.7 ± 0.4^b	7.4 ± 0.3^a	28.7 ± 0.7	48.8 ± 14.6^b
	T3	25.1 ± 2.2^c	6.6 ± 1.1^c	7.7 ± 0.4^b	29.0 ± 0.6	56.0 ± 24.8^{bc}
	T4	28.1 ± 0.7^d	7.5 ± 1.2^d	8.1 ± 0.1^c	28.6 ± 0.9	84.5 ± 35.4^c
Lluvia	T1	16.7 ± 0.7^a	6.36 ± 0.44^c	7.62 ± 0.01^b	29.26 ± 0.19^c	47.33 ± 13.75^b
	T2	19.5 ± 0.6^b	6.01 ± 0.26^{bc}	7.51 ± 0.09^b	29.38 ± 0.14^c	57.67 ± 14.87^{bc}
	T3	23.82 ± 2.59^c	5.66 ± 0.37^{bc}	7.4 ± 0.19^b	29.5 ± 0.24^c	67.67 ± 31.95^{bc}
	T4	28.54 ± 0.78^f	6.39 ± 0.34^c	8.15 ± 0.05^c	29.38 ± 0.55^c	118 ± 6.87^c
Seca	T1	23.5 ± 0.22^c	1.83 ± 0.21^a	6.59 ± 0.07^a	27.95 ± 0.05^a	21.67 ± 1.37^a
	T2	26.42 ± 0.5^d	5.36 ± 0.28^b	7.18 ± 0.38^b	27.99 ± 0.08^a	40 ± 7.75^{ab}
	T3	26.46 ± 0.34^d	7.58 ± 0.59^d	8.04 ± 0.08^c	28.57 ± 0.37^b	44.33 ± 1.03^b
	T4	27.63 ± 0.06^e	8.67 ± 0.26^e	8.08 ± 0.11^c	27.91 ± 0.26^a	51 ± 4.73^b

1.3.3 Nutrientes

Las concentraciones de nitratos presentaron diferencias entre épocas (ANOVA, $p < 0.01$), la mayor concentración se observó durante la época seca (1.95 ± 0.01 mg NO₃ L⁻¹) (**Tabla 1-3**). Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas entre sitio, ni en la interacción entre época y sitio (ANOVA, $p > 0.05$). La concentración de nitritos presentó diferencias significativas de acuerdo con las épocas (ANOVA, $p < 0.001$). La mayor concentración se

observó durante la época de lluvias ($0.11 \pm 0.04 \text{ mg NO}_2 \text{ L}^{-1}$). En cuanto a la variación espacial, se evidenció que hubo diferencias significativas entre sitios (ANOVA, $p < 0.001$), donde la mayor concentración fue observada en la zona interna de la bahía en el sitio T1 ($0.16 \pm 0.04 \text{ mg NO}_2 \text{ L}^{-1}$), con una tendencia a disminuir conforme se avanza hacia el exterior de la bahía registrándose los menores valores en T4 ($0.03 \pm 0.02 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$). Adicionalmente, se encontraron diferencias significativas en la interacción de época y sitio (ANOVA, $p < 0.001$). La mayor concentración se presentó en la época de lluvias en el sitio T1 ($0.19 \pm 0.02 \text{ mg NO}_2 \text{ L}^{-1}$), y la menor se encontró en el sitio T4 en la misma época ($0.01 \pm 0.0 \text{ mg NO}_2 \text{ L}^{-1}$).

El análisis temporal de la concentración de fosfato mostró diferencias significativas (Kruskal-Wallis, $p < 0.001$), la mayor concentración se presentó durante la época de lluvias ($6.27 \pm 0.09 \text{ mg PO}_4 \text{ L}^{-1}$) (**Tabla 1-3**). Así mismo, el análisis espacial mostró diferencias significativas (Kruskal-Wallis, $p < 0.05$). Los sitios T1, T2 y T3 no presentaron diferencias significativas. No obstante, la mayor concentración se presentó en la zona interna, sitio T1 ($4.52 \pm 6.35 \text{ mg PO}_4 \text{ L}^{-1}$) y la menor en la zona externa, sitio T4 ($0.45 \pm 1.04 \text{ mg PO}_4 \text{ L}^{-1}$). Espaciotemporalmente, se presentaron diferencias significativas (Kruskal-Wallis, $p < 0.05$), los valores altos se presentaron durante la época de lluvias (promedios comprendidos entre 7.42 y $8.78 \text{ mg PO}_4 \text{ L}^{-1}$) en todos los sitios exceptuando el sitio T4, zona externa de la bahía. Además, se pudo evidenciar una alta variabilidad en las concentraciones de fosfatos durante la época de lluvia.

La alcalinidad en la bahía no presentó diferencia significativa entre épocas (ANOVA, $p < 0.05$). Con respecto a los cambios espaciales, se presentaron diferencias significativas entre sitios (ANOVA, $p > 0.01$). Se encontró que los mayores promedios se presentaron en los sitios T3 y T4 (97.7 ± 11.0 y $97.4 \pm 5.9 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$, respectivamente) (**Tabla 1-3**) y el promedio más bajo en la zona interna, sitio T2 ($83.95 \pm 16.42 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$). De acuerdo con la interacción entre época y sitio se observaron diferencias significativas (ANOVA, $p > 0.05$), con los mayores valores en época seca en T1, T4 y T3 (103.33 ± 8 ; 100.83 ± 5.85 y $98.33 \pm 10.8 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$, respectivamente) y una menor concentración en T2 en la misma época ($77.5 \pm 16.96 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$).

Tabla 1-3: Concentración de nutrientes en agua entre sitios de muestreo, época y su interacción (promedio \pm desviación estándar). Los resultados de la prueba Tukey (dos vías $p \leq 0.05$) son representados con letras para cada factor (sitio, época e interacción), las cuales son leídas verticalmente de menor valor (letra a) a mayor valor (letra e).

Época	Sitio	Alcalinidad mg CaCO ₃ L ⁻¹	Nitritos mg NO ₂ L ⁻¹	Nitratos mg NO ₃ L ⁻¹	Fosfato mg PO ₄ L ⁻¹
Lluvias		90.24 \pm 11.8	0.11 \pm 0.04 ^b	1.46 \pm 0.65 ^a	6.27 \pm 0.09 ^b
	Seca	95 \pm 14.89	0.06 \pm 0.01 ^a	1.95 \pm 0.01 ^b	0.17 \pm 0.01 ^a
	T1	91.45 \pm 14.78 ^{ab}	0.16 \pm 0.04 ^d	1.68 \pm 0.56	4.52 \pm 6.35 ^b
	T2	83.95 \pm 16.42 ^a	0.10 \pm 0.05 ^c	1.58 \pm 0.27	4.14 \pm 5.05 ^b
	T3	97.69 \pm 10.97 ^b	0.06 \pm 0.05 ^b	1.70 \pm 0.25	3.76 \pm 4.52 ^b
	T4	97.39 \pm 5.87 ^b	0.03 \pm 0.02 ^a	1.86 \pm 0.95	0.45 \pm 1.04 ^a
Lluvia	T1	79.57 \pm 8.09 ^{ab}	0.19 \pm 0.02 ^e	1.31 \pm 0.27	8.78 \pm 6.71 ^b
	T2	90.42 \pm 14.35 ^{abc}	0.15 \pm 0.02 ^d	1.51 \pm 0.24	8.1 \pm 4.31 ^b
	T3	97.06 \pm 12.14 ^{bc}	0.1 \pm 0.04 ^c	1.7 \pm 0.24	7.42 \pm 3.58 ^b
	T4	93.94 \pm 3.62 ^{abc}	0.01 \pm 0 ^a	1.31 \pm 0.45	0.78 \pm 1.45 ^a
Seca	T1	103.33 \pm 8.76 ^c	0.13 \pm 0.03 ^{cd}	2.04 \pm 0.54	0.27 \pm 0.11 ^a
	T2	77.5 \pm 16.96 ^a	0.05 \pm 0.01 ^{ab}	1.65 \pm 0.31	0.18 \pm 0.06 ^a
	T3	98.33 \pm 10.8 ^c	0.03 \pm 0.01 ^{ab}	1.69 \pm 0.29	0.11 \pm 0.06 ^a
	T4	100.83 \pm 5.85 ^c	0.05 \pm 0.01 ^b	2.41 \pm 1.02	0.11 \pm 0.04 ^a

1.3.4 Composición granulométrica y contenido de materia orgánica del sedimento

En la composición granulométrica del sedimento en la bahía de Tumaco principalmente predominaron las arenas finas. En los sitios internos fue mayor el porcentaje de arenas gruesas (ANOVA, $p < 0.0001$) y los sitios externos el porcentaje de arenas finas y lodos (ANOVA, $p < 0.01$). En cuanto a los cambios espaciotemporales se encontró que el porcentaje de arenas gruesas fue significativamente diferente (ANOVA, $p < 0.001$), el mayor porcentaje se presentó en la época seca en la zona interna, sitio T2 (28.85 \pm 4.30 %) (**Tabla 1-4**) y las menores en la zona externa, sitio T3 (0.64 \pm 0.20 %) durante la época de lluvias y T4 en época seca (1.01 \pm 0.20 %). Por otro lado, el porcentaje de arenas finas fue mayor en la época de lluvia en la zona externa, sitio de T3 (83.09 \pm 1.60 %) y menor en la época seca en la zona interna de la bahía, en el sitio T2 (26.48 \pm 3.06 %). Además, el porcentaje de

lodos presentó diferencias significativas de acuerdo con la época (ANOVA, $p < 0.05$), siendo mayor durante la época seca (35.16 ± 10.17 %). De acuerdo con el análisis espacial se encontró un mayor porcentaje de lodos en el sitio T4 (34.63 ± 14.47 %). El análisis espaciotemporal mostró diferencias significativas (ANOVA, $p < 0.001$), el mayor porcentaje de lodos durante la época seca en la zona externa de la bahía, en el sitio T4 (47.72 ± 2.43 %) y el menor porcentaje se registró en la zona interna en el sitio T1 (18.91 ± 3.99 %) durante la época de lluvias.

La materia orgánica en la bahía de Tumaco presentó diferencias significativas de acuerdo con las épocas (ANOVA, $p < 0.05$), observándose mayor promedio durante la época seca (9.42 ± 2.85 %) (**Tabla 1-4**). De acuerdo con el análisis espacial se observó diferencias entre los sitios (ANOVA, $p < 0.05$), con mayor porcentaje de materia orgánica en los sitios internos de la bahía, resaltando el sitio T2 (10.13 ± 2.31 %), y menor en el sitio T4, zona externa (6.84 ± 1.38 %). En la interacción entre épocas y sitios se encontraron diferencias significativas (ANOVA, $p > 0.001$). Se presentó un mayor porcentaje de materia orgánica durante la época seca en la zona externa en el sitio T3 (12.12 ± 1.23 %) y menor porcentaje se presentó durante la época de lluvia en la zona externa, sitio T3 (3.42 ± 0.49 %) seguido del sitio T4, misma zona (5.82 ± 0.82 %) durante la época seca.

Tabla 1-4 Composición y contenido de materia orgánica entre sitios de muestreo, época y su interacción (promedio \pm desviación estándar). Los resultados de la prueba Tukey (dos vías $p \leq 0.05$) son representados con letras para cada factor (sitio, época e interacción), las cuales son leídas verticalmente de menor valor (letra a) a mayor valor (letra d). Porcentajes de (AG%) arenas gruesas, (AM%) arenas medias, (AF%) arenas finas, lodos y (MO%) materia orgánica

Época	Sitio	% AG	% AM	% AF	% Lodos	% MO
Lluvias		6.32 \pm 6.86 ^a	9.11 \pm 6.39	63.39 \pm 14.46 ^b	21.18 \pm 6.55 ^a	7.54 \pm 2.86 ^a
	Seca	12.71 \pm 11.31 ^b	13.1 \pm 5.97	39.03 \pm 9.38 ^a	35.16 \pm 10.17 ^b	9.42 \pm 2.85 ^b
	T1	13.76 \pm 6.58 ^b	15.38 \pm 2.38	48.06 \pm 9.73 ^a	22.79 \pm 5.36 ^a	9.17 \pm 1.29 ^{ab}
	T2	15.77 \pm 14.6 ^b	12.2 \pm 6.91	44.39 \pm 20.77 ^a	27.64 \pm 5.95 ^{ab}	10.13 \pm 2.31 ^b
	T3	4.08 \pm 5.19 ^a	8.11 \pm 8.09	60.19 \pm 25.34 ^b	27.62 \pm 14.05 ^{ab}	7.77 \pm 4.84 ^{ab}
	T4	4.44 \pm 3.88 ^a	8.72 \pm 5.26	52.21 \pm 5.65 ^{ab}	34.63 \pm 14.47 ^b	6.84 \pm 1.38 ^a
Lluvia	T1	14.09 \pm 9.6 ^{cd}	15.94 \pm 2.48 ^c	51.06 \pm 12.83 ^{bc}	18.91 \pm 3.99 ^{ab}	8.87 \pm 1.22 ^{bc}
	T2	2.69 \pm 1.21 ^{ab}	6.22 \pm 1.7 ^b	62.3 \pm 10.31 ^c	28.78 \pm 8.38 ^{bc}	10.01 \pm 2.19 ^{bc}
	T3	0.64 \pm 0.2 ^a	0.78 \pm 0.06 ^a	83.09 \pm 1.6 ^d	15.48 \pm 1.57 ^{cd}	3.42 \pm 0.49 ^a
	T4	7.87 \pm 1.53 ^{bc}	13.48 \pm 0.74 ^c	57.11 \pm 2.31 ^c	21.55 \pm 1.97 ^{ab}	7.86 \pm 1 ^{abc}
Seca	T1	13.43 \pm 3.95 ^{cd}	14.82 \pm 2.66 ^c	45.07 \pm 6.71 ^{abc}	26.68 \pm 3.24 ^{bc}	9.47 \pm 1.56 ^{bc}
	T2	28.85 \pm 4.3 ^d	18.18 \pm 3.02 ^c	26.48 \pm 3.06 ^a	26.49 \pm 3.78 ^{bc}	10.25 \pm 2.92 ^{bc}
	T3	7.53 \pm 5.64 ^{bc}	15.43 \pm 1.65 ^c	37.29 \pm 5.34 ^{ab}	39.76 \pm 7.03 ^{cd}	12.12 \pm 1.23 ^c
	T4	1.01 \pm 0.2 ^a	3.96 \pm 0.85 ^{ab}	47.3 \pm 1.49 ^{bc}	47.72 \pm 2.43 ^d	5.82 \pm 0.82 ^{ab}

1.4 Discusión

Se identificaron patrones temporales y espaciales en la variabilidad ambiental de la bahía de Tumaco. Este tipo de tendencias se han identificado en otros estudios (Celis *et al.*, 2008; Lundberg *et al.*, 2009; Rojo *et al.*, 2021). La tendencia temporal fue impulsada principalmente por el porcentaje de arenas finas, la concentración de fosfatos, temperatura y porcentaje de lodos. Donde en la época de lluvias estuvo principalmente correlacionada positivamente con el porcentaje de arenas finas en el sedimento, fosfatos y la temperatura.

Asimismo, se observa una asociación negativa con el porcentaje de lodos y la salinidad. Lo anterior puede obedecer principalmente a la variación en el ingreso de agua dulce durante las épocas climáticas (Duque *et al.*, 2021; Rashed-Un-Nabi *et al.*, 2011). Por otro lado, la tendencia espacial mostró cambios en las condiciones ambientales impulsados principalmente por el pH, oxígeno disuelto, nitritos, porcentajes de arenas gruesas y arenas medias. Donde los sitios externos del estuario estuvieron asociados positivamente al pH y oxígeno disuelto y de manera negativa a las concentraciones de nitritos y fosfatos; además de los porcentajes de arenas gruesas y medianas. Tendencias similares se han reportado en otros estudios (Gamboa-García *et al.*, 2018; Molina Sandoval, 2020; Panesso, 2017).

La salinidad promedio del agua en la bahía de Tumaco fue alta durante la época seca, evidenciando una tendencia temporal. Este patrón se ha reportado en estudios anteriores en la bahía de Tumaco y se asoció con la disminución de la precipitación y el caudal de los ríos que desembocan en la bahía, así como el aumento de la evaporación y la influencia marina (Casanova *et al.*, 2015; Guzmán *et al.*, 2014; Morales Devis, 2003; Rodríguez-Cuitiva, 2011). En otros estuarios también se ha hecho evidente el mismo patrón (Díaz *et al.*, 2011; Sandoval-Huerta *et al.*, 2014; Swain *et al.*, 2021; Vieira Mourão *et al.*, 2021). Además, se observó un gradiente espacial típico de estuarios positivos, marcado por una mayor salinidad en la zona externa de la bahía donde existe mayor influencia oceánica y disminuye hacia la zona interna de la bahía donde hay una mayor influencia de la descarga de los ríos Rosario, Mejicano, Tablones y Curay.

El oxígeno disuelto es una variable de gran importancia para la vida acuática y tiene una gran variabilidad en este medio, debido a que se encuentra comprometido en numerosos procesos biogeoquímicos (Ibáñez *et al.*, 2009). En la bahía de Tumaco el oxígeno disuelto fue mayor cuando predominaron condiciones marinas, es decir, alta salinidad; así como mayor transparencia y pH. Al interior de la bahía se midieron bajas concentraciones de oxígeno disuelto, las cuales se han relacionado con la descarga de materia orgánica, aguas residuales y escurrimientos difusos de actividades agrícolas que son transportados al mar por los ríos (Vivas-Aguas *et al.*, 2012), ya que se han observado bajas concentraciones de oxígeno en las bocanas de los ríos Chagúí, Rosario y Mejicano (INVEMAR, 2008). Además, durante la época seca se presentó una medición por debajo del valor mínimo para la preservación de flora y fauna en aguas marinas y estuarinas (4 mg L^{-1}) Decreto 1594 de

1984 (Misterio de Agricultura de Colombia, 1984), dejando en evidencia condiciones extremas para la vida acuática. La tendencia espacial observada se ha logrado evidenciar en estudios anteriores en la zona de estudio (Casanova *et al.*, 2015; Castro *et al.*, 2001) así como en la bahía de Buenaventura (Duque *et al.*, 2020; Gamboa-García *et al.*, 2018; Molina *et al.*, 2020; Panesso, 2017).

En cuanto al pH, no se hallaron tendencias temporales y de acuerdo con la tendencia espacial se pudo observar un gradiente similar a salinidad, es decir, valores promedios menores en la zona de influencia de los ríos y mayores en la zona con mayor influencia oceánica (Dutta y Choudhury, 2021). La transparencia presentó una distribución espacial similar. El patrón espacial de pH y transparencia en la bahía de Tumaco se ha observado con anterioridad (Casanova *et al.*, 2015; Castro *et al.*, 2001), los valores bajos se han asociado con la descarga de agua dulce, el aumento del arrastre de sedimentos desde la cuenca alta y lugares donde se desarrollan actividades industriales (Mosquera-Mosquera, 1993). Asimismo en otros trabajos se ha identificado ese mismo gradiente (Akin *et al.*, 2005; Casanova *et al.*, 2015; Celis *et al.*, 2008; Duque *et al.*, 2020; Molina *et al.*, 2020). Se logró determinar un patrón temporal marcado por una mayor transparencia durante la época de lluvias. Estas diferencias pueden ser explicadas por las altura de mareas, ya que se ha evidenciado previamente que las mayores transparencias se presentan durante el periodo de pleamar (Castro *et al.*, 2001; Pinzón-Bedoya *et al.*, 2007).

Con respecto a las concentraciones de nitritos y fosfatos, fueron más altas durante la época de lluvias. Lo anterior concuerda con lo reportado en esta bahía (INVEMAR, 2017; Rodríguez-Cuitiva, 2011), así como estudios en otros ecosistemas estuarinos tropicales (Ke *et al.*, 2022; Mondragón, 2020; Rojo *et al.*, 2021). Lo que se puede atribuir al incremento en el flujo de estos nutrientes hacia la bahía por la mayor escorrentía y el posterior arrastre de sedimentos, materia orgánica y el lavado de fertilizantes debido a que en la zona se desarrollan actividades agrícolas como los cultivos de la palma africana (*Elaeis guineensis*) y el cacao (*Theobroma cacao*) a escala agroindustrial (Sánchez, 2012). De acuerdo con la variación espacial las mayores concentraciones se presentaron cerca a la descarga de los ríos, similar a lo que se ha documentado en anteriores estudios en la bahía de Tumaco (Casanova *et al.*, 2015; Rodríguez-Cuitiva, 2011). Asimismo, en otros estuarios tropicales se ha reportado la misma dinámica (Duque *et al.*, 2020; Mondragón, 2020; Suganthi *et al.*,

2018; Swain *et al.*, 2021; Vieira Mourão *et al.*, 2021). Es pertinente resaltar que los nitritos se han asociado principalmente a zonas con mayor influencia de la descarga de aguas residuales y fluviales, consecuencia de la descomposición de la materia orgánica (INVEMAR, 2019, 2017; Ramirez *et al.*, 2012; Troncoso *et al.*, 2009), debido a que son el producto intermedio de la transformación del amonio por las bacterias nitrificadoras. Además, por su baja estabilidad termodinámica el nitrito se transforma rápidamente a nitrato (Casanova *et al.*, 2015; Ramirez *et al.*, 2012), lo que explica la razón por la cual las concentraciones de nitritos sean mucho menores que los nitratos.

Por otro lado, la concentración de nitrato fue mayor durante la época seca. Esta tendencia temporal se ha registrado previamente para la bahía de Tumaco en zonas estuarinas (Garcés-Ordóñez *et al.*, 2016). Sin embargo, difiere de otros estudios en esta bahía (Rodríguez-Cuitiva, 2011; Vivas-Aguas *et al.*, 2015, 2014) y de lo encontrado en la bahía de Buenaventura, donde no se encontró diferencias significativas de acuerdo con las épocas (Mondragón, 2020). Este comportamiento se le atribuye a la remineralización de la materia orgánica (Ke *et al.*, 2022) y al mismo tiempo que se presenta una disminución del caudal de los ríos y permite una menor dilución de este nutriente. Asimismo, posiblemente también puede presentarse por cambios en la actividad metabólica de las bacterias quimioautotróficas, las cuales usan el amonio NH_4^+ como fuente de energía (Barbieri *et al.*, 2014). En el presente estudio no se encontraron tendencias espaciales en la concentración de nitratos, este resultado difiere de lo encontrado en otros estudios en la bahía de Tumaco donde la zona interna de la bahía evidenció valores altos de nitratos, disminuyendo hacia la zona externa (Bastidas *et al.*, 2008; Casanova y Betacourt, 1997; Castro *et al.*, 2001; Celis *et al.*, 2008).

Por otro lado, en lo concerniente a la calidad del agua en la bahía de Tumaco, más del 90% de las muestras analizadas superaron el valor de referencia de fosfatos para una condición óptima en ambientes estuarinos (oligotrófica $<0.01 \text{ mg PO}_4 \text{ L}^{-1}$) y más del 70% de las muestras se encontraron por encima de $0.1 \text{ mg PO}_4 \text{ L}^{-1}$, catalogándose como aguas eutróficas (Lemley *et al.*, 2017). Esto puede generar efectos adversos en la bahía de Tumaco, como lo es el aumento excesivo de la productividad primaria y a su vez disminución de los niveles de oxígeno y floración de algas nocivas, causando impactos negativos en la biodiversidad (Cloern, 2001).

En cuanto los valores de nitritos medidos en la zona interna durante la época de lluvia, fueron similares a los encontrados en estuarios caracterizados por recibir grandes descargas de aguas residuales domésticas e industriales, cercanos a $0.19 \text{ mg NO}_2 \text{ L}^{-1}$ (Monteiro *et al.*, 2016). Además, en estuarios considerados con niveles elevados de nutrientes las concentraciones de nitratos se encuentran por encima de $10.5 \text{ mg NO}_3 \text{ /L}$ (Jung *et al.*, 2021; Watson *et al.*, 2020). Sin embargo, en este estudio no se evidenciaron concentraciones de nitratos por encima de este valor, lo cual indica que no hay riesgo relacionado con este nutriente.

Respecto a la granulometría, que predominaran las arenas medianas y finas, es acorde a otros estudios realizados en la zona (Fonseca Camelo, 2001; Vélez-Tejada *et al.*, 2003). En la zona interna se encontró principalmente arenas gruesas y un mayor porcentaje de materia orgánica en el sedimento. Mientras que en la zona externa la composición granulométrica fue principalmente de arenas finas y el porcentaje de materia orgánica fue menor. Los porcentajes altos de materia orgánica se han relacionado con transporte de sedimentos, aguas residuales y residuos sólidos por parte de los ríos hacia la bahía (Garay-Tinoco *et al.*, 2006). Los resultados de materia orgánica difieren de los encontrados en la bahía de Tumaco donde se han encontrado porcentajes de materia orgánica comprendidos entre 3.6 y 23 % (Casanova-Rosero *et al.*, 2006) y son similares a lo registrado en la bahía de Buenaventura donde se reportan promedios comprendidos entre 1.63 y 9.40 % (Martínez *et al.*, 2019). Se han señalado como factores que causan pérdida de hábitats de peces a la variación en la composición granulométrica del sedimento y la disminución del porcentaje de materia orgánica debido a la deposición de material grueso (Reis-Filho y de Alcântara Santos, 2014). Por otro lado, cuando existe un incremento en la materia orgánica se estimula el metabolismo microbiano lo cual genera consumo de oxígeno y cambios drásticos en la química del sedimento (Cloern, 2001), lo que puede inducir cambios adversos en la bentónica.

1.5 Conclusiones

En este estudio se evidenció que la calidad ambiental en la bahía de Tumaco presentó una variabilidad espacial y temporal. Las variables que aportaron mayor explicación de la variabilidad de la calidad ambiental fueron fosfatos, nitritos, oxígeno disuelto, la temperatura, los porcentajes de arenas finas, gruesas, medianas y el porcentaje de lodos. Es preciso señalar que las variables fisicoquímicas presentaron diferencias significativas de acuerdo con las épocas, con mayor salinidad durante la época seca y los valores altos de temperatura, y transparencia durante la época de lluvias. Espacialmente se presentaron valores altos de salinidad, oxígeno disuelto, pH y transparencia en la zona externa de la bahía de Tumaco.

En cuanto a los nutrientes se presentaron las mayores concentraciones de nitritos y fosfatos durante la época de lluvia y las mayores concentraciones de nitratos se evidenciaron durante la época seca. Los nitritos y fosfatos presentaron mayores concentraciones en la zona interna de la bahía. En contraste la alcalinidad fue mayor en la zona externa de la bahía.

Por otra parte, los porcentajes de arenas gruesas, lodos y materia orgánica fueron mayores en época seca y el porcentaje de arenas finas fue mayor durante época de lluvias. Además, arenas gruesas y materia orgánica fueron mayores en la zona interna de la bahía, y las arenas finas y lodos fueron mayores en la zona externa.

Finalmente, los valores altos de fosfatos y nitritos, así como el bajo oxígeno disuelto en la columna de agua revelan susceptibilidad de la bahía de Tumaco a presentar una baja calidad del agua durante la época de lluvia y principalmente en la zona de mayor influencia de aguas continentales.

1.6 Bibliografía

- Akin, S., Buhan, E., Winemiller, K. O., & Yilmaz, H. (2005). Fish assemblage structure of Koycegiz Lagoon-Estuary, Turkey: Spatial and temporal distribution patterns in relation to environmental variation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 64(4), 671-684. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.03.019>
- Alonso, D., Ramírez, L., Segura-Quintero, C., Castillo-Torres, P., Diaz, J. M., & Walschburger, T. (2008). *Estado de los estuarios y lagunas costeras en Colombia año 2000*. http://www.invemar.org.co/redcostera1/invemar/docs/EAMC_2000/INVEMAR_INF_EAMC_2000_07.pdf
- APHA-AWWA-WEF. (2017). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. (23rd Editi).
- Barbieri, E., De Almeida Marques, H. L., Bondioli, A. C. V., Campolim, M. B., & Ferrarini, A. T. (2014). Concentrações do nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato em áreas de engorda de ostras no município de Cananeia-SP. *Mundo da Saude*, 38(1), 105-115. <https://doi.org/10.15343/0104-7809.20143801105115>
- Barletta, M., & Lima, A. R. A. (2019). Systematic Review of Fish Ecology and Anthropogenic Impacts in South American Estuaries: Setting Priorities for Ecosystem Conservation. *Frontiers in Marine Science*, 6(May). <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00237>
- Bastidas, G. D., Casanova Rosero, F., & Celis Melo, C. (2008). Correlación de parámetros fisicoquímicos con la dinámica en la Bahía de Tumaco. *Boletín Científico CCCP*, 15, 83-89.
- Bermúdez-Rivas, C., Álvarez-Machuca, M., & Niño-Pinzón, D. (2014). Caracterización de la geomorfología costera y sus coberturas vegetales asociadas , a través de sensores remotos , en la costa de Tumaco , Nariño. *Bol. Cient. CIOH*, 27-46.
- Betancourt Portela, J. M., Sánchez Díazgranados, J. G., Mejía-Ladino, L. M., & Cantera Kintz, J. R. (2011). Calidad de las aguas superficiales de bahía Málaga, pacífico colombiano. *Acta Agronomica*, 16, 175-192. http://www.ghbook.ir/index.php?name=فرهنگ و رسانه های نوین&option=com_dbook&task=readonline&book_id=13650&page=73&chkhask=ED9C9491B4&Itemid=218&lang=fa&tmpl=component
- Boehmer-Christiansen, S. (1982). The scientific basis of marine pollution prevention strategies. *Marine Policy*, 6(1), 2-10. <https://doi.org/10.1080/02757549508035327>
- Box, G. E. P., & Cox, D. R. (1964). An Analysis of Transformations. *Journal of the Royal Statistical Society. Series B (Methodological)*, 26(2), 211-252.
- Buzzi, N. S., Fernández, E. M., Fernández Severini, M. D., Truchet, D. M., Gilabert, A. S., Villagran, D. M., & Spetter, C. V. (2021). Environmental quality assessment by

- multiple biogeochemical indicators of an intertidal flat under anthropogenic influence from the southwest of Buenos Aires (Argentina). *Environmental Earth Sciences*, 80(7), 1-17. <https://doi.org/10.1007/s12665-021-09438-4>
- Casanova-Rosero, R., Castellón-Castrillón, E., & Zambrano-Ortiz, M. (2006). Evaluación de Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos en sedimentos superficiales de los esteros El Pajal y Cándamo de la Bahía de Tumaco. *Boletín Científico CCCP*, 13(13), 85-96. https://doi.org/10.26640/01213423.13.85_96
- Casanova, R., & Betacourt, J. (1997). Caracterización y evaluación de la calidad del agua de la ensenada de Tumaco. *Boletín Científico CCCP*, 45-55.
- Casanova, R., Suárez, N., & Zambrano, M. (2015). Valoración de algunas variables fisicoquímicas indicadoras de la calidad del agua en las principales bahías de la costa Pacífica colombiana-2009. *Boletín Científico CIOH*, 33, 195-214. <https://doi.org/10.26640/22159045.286>
- Castro, L. A., Betancourt, J. M., & Casanova, R. F. (2001). Influencia de la marea en la variación de los niveles de parámetros hidroquímicos en el pacífico Colombiano (Ensenada de Tumaco). *Boletín Científico CCCP*, 8, 52-62.
- CCCP. (1991). Sinopsis bioecológica de algunas sectores de la costa pacifica nariñense, con énfasis en estudios de calidad de agua. *Boletín Científico CCCP*, 2, 69-93.
- Celis, C., Casanova, R. F., & Bastidas, G. D. (2008). Evaluación estadística del comportamiento espacio-temporal de los parámetros fisicoquímicos determinantes de la calidad del agua en el litoral Pacífico colombiano. *Boletín Científico CCCP*, 15, 91-104.
- Clarke, K. R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18(1), 117-143. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x>
- Clarke, K. R., Gorley, R., Sommerfield, P. J., & Warwick, R. M. (2014). *Change in marine communities - statistical analysis*.
- Cloern, J. (2001). Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series*, 210, 223-253.
- Cortés, I., & Silva, A. (2011). "Armonización de criterios de muestreo y análisis tendientes a la modelación de la calidad ambiental de estuarios y bahías" Informe final consolidado. <http://www.cenma.cl>
- DANE. (2018). *Censo Nacional de Población y Vivienda 2018*. <https://www.dane.gov.co/index.php/estadisticas-por-tema/demografia-y-poblacion/censo-nacional-de-poblacion-y-vivenda-2018>
- Danovaro, R. (2010). *Methods for the study of deep-sea sediments, their functioning and biodiversity*. CRC Press Taylor & Francis Group.
- De Paula Filho, F. J., Marins, R. V., & de Lacerda, L. D. (2015). Natural and anthropogenic emissions of N and P to the Parnaíba River Delta in NE Brazil. *Estuarine, Coastal and*

Shelf Science, 166, 34-44. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.03.020>

Díaz, J. M., Vieira, C. A., & Melo, G. J. (2011). *Diagnóstico de las principales pesquerías del Pacífico colombiano*. Diagnóstico de las principales pesquerías del Pacífico colombiano.

DIMAR-CCCP. (2012). *Panorama de la Contaminación Marina de Pacífico Colombiano 2005-2010* (Dirección). DIMAR. Serie de Publicaciones Especiales Vol. 7.

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. *Environmental Science and Pollution Research*. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08971-2>

Duque, G., Gamboa-García, D. E., Molina, A., & Cogua, P. (2021). Influence of water quality on the macroinvertebrate community in a tropical estuary (Buenaventura Bay). *Integrated Environmental Assessment and Management*, 00(00), 1-17. <https://doi.org/10.1002/ieam.4521>

Dutta, S., & Choudhury, A. K. (2021). An assessment of the temporal alterations in the trophic status and habitat heterogeneity of the anthropogenically influenced Bhagirathi–Hooghly estuary in reference to phytoplankton community and environmental variables. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(35), 48681-48705. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-14005-2>

Fonseca Camelo, A. L. (2001). Caracterización preliminar del bentos de la ensenada de Tumaco, para el período junio - octubre de 2000. *Boletín Científico CCCP*, 08, 36-43.

Gamboa-García, D. E., Duque, G., & Cogua, P. (2018). Dinámica de la estructura y composición de macroinvertebrados y su relación con las variables ambientales en la bahía de Buenaventura. *Bulletin of Marine and Coastal Research*, 47(1), 67-83. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2018.47.1.738>

Garay-Tinoco, J., Gómez-López, D., & Ortiz-Galvis, J. (2006). *Diagnóstico Integral del Impacto biofísico y socio-económico 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 CC.

Garcés-Ordóñez, O., Vivas-Aguas, L., Martínez, M., Córdiba, T., Contreras, A., Obando, P., Moreno, Y., Muñoz, J., Nieto, Y., Ríos, M., Sánchez, J., & Sánchez, D. (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 (2016).

Guzmán, Á. I., Zambrano Ortiz, M. M., Casanova-Rosero, R. F., Selvaraj, J. J., & Martínez, A. (2014). La condición ecológica de la bahía de Tumaco (Pacífico colombiano): evaluación de la calidad del agua y del fitoplancton. *Boletín Científico CIOH*, 32(32), 3-16. <https://doi.org/10.26640/22159045.260>

- Ibáñez, C., Caiola, N., Nebra, A., & Wessels, M. (2009). *Estuarios* (y M. R. y M. Ministerio de Medio Ambiente (ed.); 1.ª ed.).
http://www.jolube.es/Habitat_Espana/documentos/1130.pdf
- IDEAM. (2010). *Promedios climatológicos 1981-2010*.
<http://www.ideam.gov.co/web/tiempo-y-clima/clima>
- IIAP, I. de I. A. del P. (2012). *Valoración Integral del Ecosistema de Manglar en el Municipio de San Andrés de Tumaco (Nariño)*.
- INVEMAR. (2008). Diagnóstico y Evaluación de la Calidad de Aguas Marinas y Costeras en el Caribe y Pacífico Colombianos. En *Informe técnico. INVEMAR. Santa Marta*.
- INVEMAR. (2014). *Análisis de amenazas y vulnerabilidad por contaminación orgánica y microbiológica de la población y los ecosistemas en la bahía de Buenaventura*.
- INVEMAR. (2017). Diagnóstico y evaluación de la calidad de las aguas marinas y costeras en el Caribe y Pacífico colombianos. En *Red de vigilancia para la conservación y protección de las aguas marinas y costeras de Colombia –REDCAM*.
<http://ir.obihiro.ac.jp/dspace/handle/10322/3933>
- INVEMAR. (2019). Diagnóstico y Evaluación de la Calidad de las Aguas Marinas y Costeras en el Caribe y Pacífico Colombianos. En L. Espinosa & O. Garcés (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).
- Jung, H. B., Richards, J., & Fitzgerald, A. (2021). Temporal and spatial variations of water quality in the Newark Bay Estuary. *Regional Studies in Marine Science*, 41, 101589.
<https://doi.org/10.1016/j.rsma.2020.101589>
- Ke, S., Zhang, P., Ou, S., Zhang, J., Chen, J., & Zhang, J. (2022). Spatiotemporal nutrient patterns, composition, and implications for eutrophication mitigation in the Pearl River Estuary, China. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 266(August 2021), 107749.
<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2022.107749>
- Lemley, D. A., Adams, J. B., Strydom, N. A., Lemley, D. A., & Adams, J. B. (2017). *Testing the efficacy of an estuarine eutrophic condition index: Does it account for shifts in flow conditions?* <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.11.034>
- Lundberg, C., Jakobsson, B. M., & Bonsdorff, E. (2009). The spreading of eutrophication in the eastern coast of the Gulf of Bothnia, northern Baltic Sea - An analysis in time and space. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 82(1), 152-160.
<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2009.01.005>
- 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>
- Marrugo-González, A. (1990). Estudio de la contaminación marina por hidrocarburos en el

Litoral Sur Pacífico Colombiano. *Boletín Científico CCCP*, 1(1), 41-54.
https://doi.org/10.26640/01213423.1.41_54

Marrugo González, A. J. (1995). Estudio de la contaminación marina por hidrocarburos en áreas críticas de la costa Pacífica colombiana. *Boletín Científico CCCP*, 5(5), 121-144. https://doi.org/10.26640/01213423.5.121_144

Martínez, O., Molina, A. E., & Duque, G. (2019). Influencia de la materia orgánica en la abundancia de poliquetos (Annelida: Polychaeta) de la bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano. *Ciencias del mar - Una mirada desde la Universidad Nacional de Colombia*, September, 228.

Misterio de Agricultura de Colombia. (1984). Decreto 1594 de 1984. En *Diario Oficial No. 36.700* (p. 55).

Molina, A., Duque, G., & Cogua, P. (2020). Influences of environmental conditions in the fish assemblage structure of a tropical estuary. *Marine Biodiversity*, 50(1), 1-13. <https://doi.org/10.1007/s12526-019-01023-0>

Molina Sandoval, A. E. (2020). Influencia de los ensamblajes de peces bentónicos en la dinámica del mercurio en un estuario tropical. En *Doctorado en Ciencias-Biología*.

Mondragón, L. F. (2020). *Influence of environmental variables on the spatio-temporal dynamics of water quality*. Universidad Nacional de Colombia.

Monteiro, M. C., Jiménez, J. A., & Carneiro-Pereira, L. C. (2016). Natural and human controls of water quality of an Amazon estuary (Caeté-PA, Brazil). *Ocean & Coastal Management*, 124, 42-52. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.01.014>

Morales Devis, A. (2003). Análisis de las condiciones oceanográficas y meteorológicas de la bahía de Tumaco y su relación con eventos de escala global. *Boletín Científico CCCP*, 9, 1-21.

Mosquera-Mosquera, A. (1993). Estado actual de la eutrofización en las áreas costeras de la ensenada de Tumaco y diagnóstico en la bahía de Buenaventura. *Boletín Científico CCCP*, 4, 19-26.

Osborne, J. W. (2010). Improving your data transformations: Applying the Box-Cox transformation. *Practical Assessment, Research and Evaluation*, 15(12).

Panesso, M. (2017). *Influencia de las variables ambientales en la estructura de las comunidades bentónicas y su relación con el flujo de mercurio en la bahía de Buenaventura*. Universidad Nacional de Colombia.

Pinzón-Bedoya, M. L., García-Castellanos, A. K., & Casanova Rosero, R. F. (2007). Seguimiento a la Influencia de la marea, condiciones meteorológicas y factores antropogénicos sobre la variabilidad diaria de parámetros fisicoquímicos en la bahía de Tumaco (Colombia). *BISTUA*, 5(2), 5-16.

Quinn, G. P., & Keough, M. J. (2002). *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511806384>

- Quintero-Rendón, L., Agudelo, E., Quintana-Hernandez, Y., Cardona-Gallo, S., & Osorio-Arias, A. (2011). Determinación de indicadores para la calidad de agua, sedimentos y suelos, marinos y costeros en puertos colombianos. *Gestión y Ambiente*, 13(3), 51-64.
- R Development Core Team. (2008). *R: A Language and Environment for Statistical Computing* (Vol. 2). <https://www.r-project.org/>
- Ramirez, H., Navarro, J. M., & Barrios, H. (2012). Dinámica ambiental de ecosistemas acuáticos costeros: elementos y ejemplos prácticos de diagnóstico. En H. Ramírez-León, J. M. Navarro-Pineda, & H. A. Barrios-Piña (Eds.), *Dinámica ambiental de ecosistemas acuáticos costeros: elementos y ejemplos prácticos de diagnóstico* (Primera ed). Instituto Politécnico Nacional.
- Rashed-Un-Nabi, M., Abdulla, M. A. M., Hadayet, M. U., & Mustafa, M. G. (2011). Temporal and spatial distribution of fish and shrimp assemblage in the bakkhali river estuary of Bangladesh in relation to some water quality parameters. *Marine Biology Research*, 7(5), 436-452. <https://doi.org/10.1080/17451000.2010.527988>
- Reis-Filho, J. A., & de Alcântara Santos, A. C. (2014). Effects of substratum type on fish assemblages in shallow areas of a tropical estuary. *Marine Ecology*, 35(4), 456-470. <https://doi.org/10.1111/maec.12102>
- Rodríguez-Cuitiva, D. (2011). Distribución De Enterococos Como Indicadores De Contaminación Fecal En Aguas De La Bahía De Tumaco, Pacífico Colombiano. *Revista Cubana de Higiene y Epidemiología*, 50(2), 136-148.
- Rojo, C., Lumbi, D., Aguilar, A., Palacios, K., Osorio, K., & Ruiz, P. (2021). The river influence controls water quality and spatio-temporal microalgal distribution in pacific estuaries (Padre ramos and salinas grandes) of nicaragua. *Water*, 13(12), 1712. <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/w13121712>
- Rose, K. A. (2000). Why are quantitative relationships between environmental quality and fish populations so elusive? *Ecological Applications*, 10(2), 367-385. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[0367:WAQRBE\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[0367:WAQRBE]2.0.CO;2)
- Salen-Picard, C., & Arlhac, D. (2002). Long-term changes in a Mediterranean benthic community: Relationships between the polychaete assemblages and hydrological variations of the Rhône River. *Estuaries*, 25(6), 1121-1130. <https://doi.org/10.1007/BF02692209>
- Sánchez. (2012). *Caracterización y diagnóstico socioeconómico y ambiental de la Costa Pacífica del departamento de Nariño*. https://repositorio.sena.edu.co/bitstream/11404/2594/1/Caracterización_y_diagnóstico_socioeconómico_y_ambiental.pdf
- Sandoval-Huerta, E. R., Madrigal-Guridi, X., Escalera-Vázquez, L. H., Medina-Nava, M., & Domínguez-Domínguez, O. (2014). Estructura de la comunidad de peces en cuatro estuarios del Pacífico mexicano central. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85(4), 1184-1196. <https://doi.org/10.7550/rmb.42105>
- Suganthi, A., Venkatraman, C., Bharath, B., & Perinbam, K. (2018). Influence of Physio-

Chemical Parameters on Fish Diversity in Muthupet Estuary , Southeast Coast of India. *International Journal of Scientific Research in Biological Sciences*, 5(4), 66-75.

- Swain, S., Kumar, B., Pattanaik, S., Kumar, R., Majhi, A., Ranjan, D., Ranjan, C., & Roy, R. (2021). Anthropogenic influence on the physico-chemical parameters of Dhamra estuary and adjoining coastal water of the Bay of Bengal. *Marine Pollution Bulletin*, 162(October 2020), 111826. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111826>
- Tanaka, Y., Minggat, E., & Roseli, W. (2021). The impact of tropical land-use change on downstream riverine and estuarine water properties and biogeochemical cycles : a review. *Ecological Processes*, 10, 2-21. <https://doi.org/doi.org/10.1186/s13717-021-00315-3>
- Tejada-Vélez, C., Otero-Díaz, L. J., Castro-Suárez, L. Á., Afanador-Franco, F., Devis-Morales, A., Solano, J. E., & Fonseca-Camelo, A. L. (2003). *Aportes al entendimiento de la Bahía de Tumaco. Entorno oceanográfico, costero y de riesgos*. Editorial DIMAR: Editorial Sepia Ltda.
- Troncoso, W., Vivas Aguas, L. J., Sánchez, J., Narvaez, S., Echeverry, L., & Parra, J. (2009). Diagnóstico y Evaluación de la Calidad de las Aguas Marinas y Costeras del Caribe y Pacífico Colombianos 2009. En *Informe técnico. INVEMAR. Santa Marta*.
- Valdés, J., & Castillo, A. (2014). Evaluación de la calidad ambiental de los sedimentos marinos en el sistema de bahías de Caldera (27°S), Chile. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 42(3), 497-513.
- Vélez-Tejada, C. E., Otero-Díaz, L. J., Castro-Suárez, L. Á., Devis-Morantes, A., & Fonseca Camelo, A. L. (2003). Aportes al Entendimiento de la Bahía de Tumaco. En *Dirección General Marítima*.
- Vieira Mourão, F., de Souza Santos, L., Sousa Campos, P. H., Denise Cristina, de S. R., & Souza Gadelha, E. (2021). Dinâmica Sazonal de Nutrientes em Estuário Amazônico. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 01(2020), 372-381.
- Vieira Mourão, F., S. Rosa de Sousa, C. A., da Luz Mendes, R. M., Mesquita Castro, K., Costa da Silva, A., El-Robrini, M., de Oliveira Salomão, U., & Rodrigues Pereira, J. A. (2020). Water quality and eutrophication in the Curuçá estuary in northern Brazil. *Regional Studies in Marine Science*, 39, 101450. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2020.101450>
- Vivas-Aguas, L., Ibarra, K., Sánchez, J., Martínez, M., Nieto, Y., Moreno, Y., Cuadrado, I., Obando, P., Garces, O., Sánchez, D., Villarraga, M., & Sierra, O. (2015). *Diagnóstico y evaluación de la Calidad ambiental marina en el Caribe y Pacífico colombiano. Red de vigilancia para la conservación y protección de las aguas marinas y costeras de Colombia. Diagnóstico nacional y regional 2015*.
- Vivas-Aguas, L., Sánchez, J., Betancourt, J. M., Quintero, M., Moreno, Y., Cuadrado, I., Ibarra Gutierrez, K., Obando, P. S., & Sánchez, D. (2014). *Diagnóstico y Evaluación de la Calidad de Aguas Marinas y Costeras en el Caribe y Pacífico Colombianos*. 314. http://www.invemar.org.co/redcostera1/invemar/docs/INFORME_REDCAM_2013_4.p

df

Vivas-Aguas, L., Tosić, M., Sánchez, J., Narvaéz, S., Cadavid, B., Bautista, P., Betacourt, J., Parra, J., Carvajalino, M., & Espinosa, L. (2012). *Diagnóstico y evaluación de la Calidad ambiental marina en el Caribe y Pacífico colombiano. Red de vigilancia para la conservación y protección de las aguas marinas y costeras de Colombia. Diagnóstico nacional y regional 2011*. 235.

Watson, S. C. L., Beaumont, N. J., Widdicombe, S., & Paterson, D. M. (2020). Comparing the network structure and resilience of two benthic estuarine systems following the implementation of nutrient mitigation actions. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 244(November 2018), 106059. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.12.016>

2. Capítulo 2 Influencia de las variaciones de la calidad ambiental sobre la biomasa y densidad peces de interés comercial en la bahía de Tumaco

2.1 Introducción

Los estuarios son ecosistemas costeros que se encuentran entre los más productivos del planeta, teniendo un valor ecológico y económico importante, debido a la cantidad de bienes y servicios que aportan a la humanidad (Costanza *et al.*, 1997; Hossain *et al.*, 2012), tales como protección costera, depuración de agua, producción primaria y servicios culturales (Boerema & Meire, 2017), así como la actividad pesquera, soportada por el gran número de especies de peces que utilizan estos ecosistemas como hábitats de crianza (Savage *et al.*, 2012). Se puede señalar que los estuarios están caracterizados por presentar fuertes cambios en las condiciones ambientales (Akin *et al.*, 2005), esto se debe principalmente a la hidrología que varía debido a las fluctuaciones estacionales (Bishop *et al.*, 2017). Esta variabilidad en el entorno implica una gran demanda fisiológica para muchos organismos (Teichert *et al.*, 2017). Sin embargo, muchas especies de peces se encuentran bien adaptadas a estas condiciones, lo que les permite reproducirse y desarrollarse en estas áreas (Blaber & Blaber, 1980; Hossain *et al.*, 2012). Es por esto, que las poblaciones de muchas especies explotadas comercialmente son dependientes de los estuarios (Mahoney & Bishop, 2017; Savage *et al.*, 2012).

Por otro lado, a nivel mundial los recursos marinos suministraron cerca del 17% de la proteína animal, observándose que la proporción de pescado en la dieta fue de hasta el 50% en países en desarrollo (FAO, 2018, 2020). En Colombia, los recursos pesqueros tienen gran relevancia para la seguridad alimentaria, principalmente en las poblaciones de la región pacífica, donde se registra un consumo per cápita anual mucho mayor al del

interior del país (Villanueva & Flores, 2016). Del mismo modo, son de importancia para la región ya que constituye una de las principales actividades económicas (Zambrano *et al.*, 2018). De manera específica, en la bahía de Tumaco la pesca artesanal es una de las principales formas de aprovechamiento de los recursos marinos (Tejada-Vélez *et al.*, 2003). El 80% de la pesca artesanal se realiza dentro de la bahía y en esteros adyacentes; y al menos unas 3000 familias dependen del desarrollo de esta actividad (INVERMAR *et al.*, 2006). Sin embargo, estos recursos pueden verse comprometidos por la variación indeseada en la calidad ambiental, como cambios en los factores físicos, químicos y biológicos (Duque *et al.*, 2020; Elliott & Quintino, 2007; Franco *et al.*, 2009; Yabsley *et al.*, 2020). Estos cambios pueden ser inducidos de manera natural o por actividades antrópicas, que a su vez modifican los ciclos biogeoquímicos, alteraciones en hábitats e incrementa la pérdida de biodiversidad (Burke *et al.*, 2001).

Una condición fundamental para el bienestar de las comunidades de peces es la calidad de los diferentes componentes ambientales, como el agua, el sustrato y la interfaz de estos (Marcand *et al.*, 2002). La calidad del agua se ha valorado mediante el uso de variables fisicoquímicas, ya que ofrecen información acerca de los diferentes componentes químicos presentes en el agua y de sus propiedades físicas (Prince-Flores & Espinosa-Bouchot, 2021; Rose, 2000; Samboni-Ruiz *et al.*, 2007). Además, la calidad del agua es una condición dinámica espacial y temporalmente, y no puede determinarse a partir de un solo parámetro (Carr & Neary, 2008). Entre los parámetros considerados en los estudios de calidad del entorno acuático se incluyen salinidad, temperatura, oxígeno disuelto, nutrientes y sedimentos, entre otros, los cuales pueden ser modificados de manera natural o por la acción del hombre (Elliott & Quintino, 2007; Ministerio de Medio Ambiente de España, 2000; Paerl, 2006). Este último, demanda mayor preocupación en los estuarios debido al aumento de los asentamientos y actividades antropogénicas (Mathews & Fisher, 2008).

Frente a las variaciones de calidad ambiental, los organismos responden de forma diferente según su ciclo de vida, longevidad, sus estrategias demográficas, y sus rasgos fisiológicos (Sheaves *et al.*, 2017; Teichert *et al.*, 2017). La influencia de los diferentes factores ambientales en los ensamblajes de peces se han documentado tanto en estuarios templados (Marshall & Elliott, 1998; Pombo *et al.*, 2005; Wagner & Austin, 1999), como en estuarios subtropicales y tropicales (Da Silva *et al.*, 2016; Rashed-Un-Nabi *et al.*, 2011; Roshni *et al.*, 2021; Sandoval-Huerta *et al.*, 2014). Por ejemplo, la construcción de diques influye en el

cambio de la composición de especies, debido a la acceso limitado, las migraciones, y los cambio en los flujos de agua dulce (Hwang *et al.*, 2017). Por otro lado, las diferentes respuestas de los organismos de la comunidad generan una dinámica espaciotemporal en su estructura, composición y biomasa (Duque *et al.*, 2021; Gamboa-García *et al.*, 2018; Molina *et al.*, 2020; Sheaves *et al.*, 2017). En particular, en la parte interna del estuario bahía Guanabara el oxígeno disuelto, fosforo y amonio indicaron un estado de deterioro y se registró la menor riqueza de especies, no obstante, se encontró mayor abundancia debido a la dominancia de una especie de bagre se resultó favorecida (Da Silva *et al.*, 2016).

Análogamente, en la bahía de Buenaventura se encontró un descenso en la riqueza cuando la calidad del agua disminuye y el efecto contrario con la biomasa de peces. Lo cual se puede explicar porque el estuario estuvo dominado por especies tolerantes a una inadecuada calidad del agua (Da Silva *et al.*, 2016). Es pertinente resaltar que el aumento descontrolado de nutrientes el agua puede generar floraciones de algas, acumulación de materia orgánica y con ellas condiciones críticas de oxígeno disuelto, las cuales pueden resultar letales para la vida acuática (Cortés & Silva, 2011; de Mutsert *et al.*, 2016; Justic *et al.*, 2003; Paerl, 2006). A pesar de lo anterior, hay poca información sobre el efecto de cambios en la calidad ambiental sobre las comunidades de peces para la bahía de Tumaco. Por lo tanto, debido a la importancia ecológica y económica del recurso íctico, es importante realizar estudios que permitan comprender la dinámica de la calidad ambiental como factor que modula la estructura de peces de importancia comercial en la bahía de Tumaco. De acuerdo con lo anterior, este trabajo de investigación pretendió determinar la influencia de las variaciones en la calidad ambiental sobre la dinámica de la biomasa y densidad del ensamblaje de peces de interés comercial en la bahía de Tumaco.

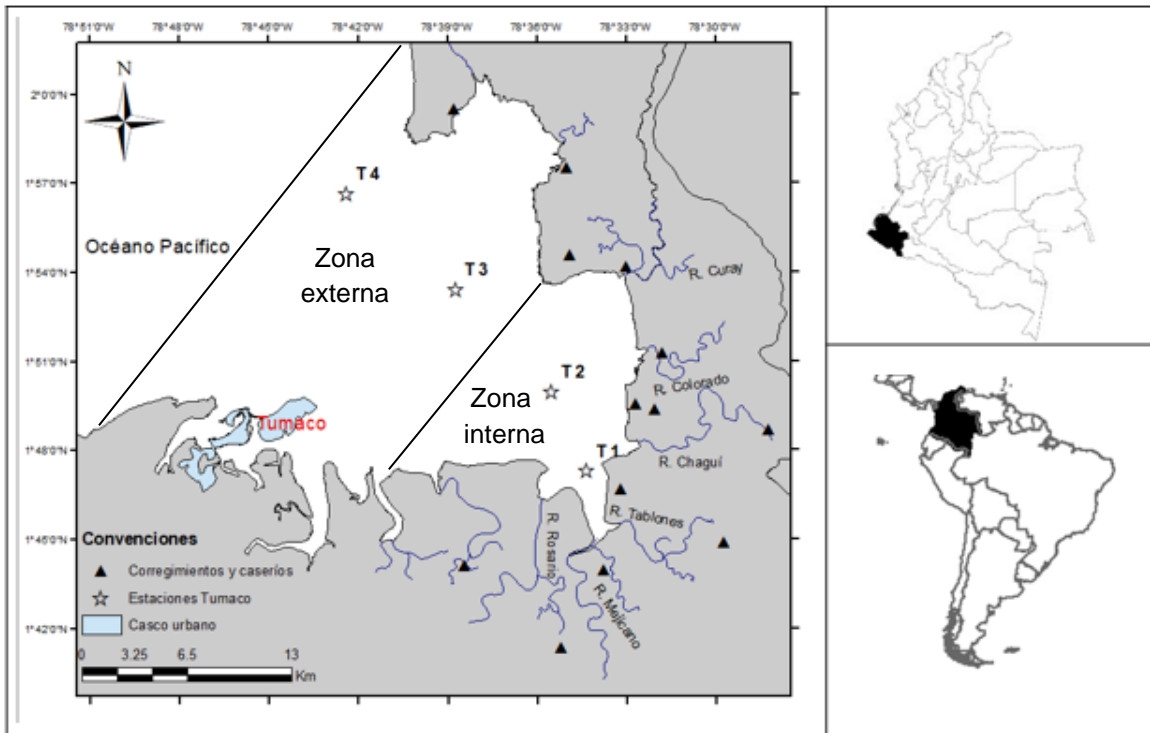
2.2 Materiales y métodos

2.2.1 Área de estudio

El presente estudio se llevó a cabo en la bahía de Tumaco, ubicada en el sur occidente colombiano, la cual se encuentra ubicada entre las latitudes 1°45'00" y 2°00'00" N y las longitudes 78°30'00" y 78°45'00" W; tiene un área aproximada de 350 km² (Mosquera Mosquera, 1992; Tejada-Vélez *et al.*, 2003). El régimen climático de la zona se encuentra

bajo la influencia de la zona de convergencia intertropical (ZCIT) y se caracteriza por presentar dos épocas climáticas, una de mayor precipitación durante el primer semestre del año y en el segundo semestre se presenta una disminución considerable en la precipitación de la zona (época “seca”) (Garay-Tinoco *et al.*, 2006; Morales Devis, 2003; Tejada-Vélez *et al.*, 2003). La bahía de Tumaco presenta rangos de salinidad que van desde 2.3 a 30.9 UPS, con los valores bajos en la zona hacia la zona interna de la bahía, sector adyacente a las desembocaduras de los ríos Rosario, Mexicano y Tablones (Casanova *et al.*, 2015). Además, presenta un gradiente espacial de los nutrientes, con mayores concentraciones en la zona interna de la bahía y disminuye hacia la zona externa donde existe mayor influencia marina (Casanova *et al.*, 2015; Robinson Casanova & Betacourt, 1997; Castro *et al.*, 2001; Celis *et al.*, 2008).

Figura 2-1: Zona de estudio en la bahía de Tumaco. Zona interna (T1 yT2), Zona externa (T3 y T4)



2.2.2 Fase de campo

Se realizaron dos campañas de muestreos durante el año 2020, uno en época de lluvia (febrero) y el otro en época seca (octubre). Se seleccionaron 4 sitios, de los cuales 2 se encuentran en la zona externa de la bahía y presentaron mayor influencia marina y 2 sitios en la zona interna donde se presentó mayor influencia de la descarga de los ríos, actividades agrícolas y así como descargas de aguas residuales (Celis *et al.*, 2008) (**figura 1-1**).

Por cada época y sitio se realizó la recolección de muestras de peces mediante el uso de una red de arrastre artesanal (changa), con un tamaño de ojo de red de 2,54 cm y un ancho efectivo de 6 m. Los arrastres se ejecutaron de forma independiente durante 10 minutos, colectando 3 réplicas por sitio. A las muestras en campo se les realizó una preclasificación y se almacenaron en bolsas plásticas, fueron refrigeradas y transportadas al laboratorio para su tratamiento respectivo (Duque *et al.*, 2020; Molina *et al.*, 2020). Los sitios de muestreo se ubicaron haciendo uso de un GPS marca Garmin, además, las muestras fueron tomadas en sitios con profundidades menores a 7 m.

De igual forma, en cada sitio de muestreo se midieron las variables fisicoquímicas del agua: temperatura (°C), salinidad (UPS), pH y oxígeno disuelto ($\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$), utilizando una sonda multiparamétrica YSI 556 MPS. Así como transparencia con un disco Secchi y la profundidad con una Ecosonda Garmin. Por otra parte, para la determinación de alcalinidad, nitritos, nitratos y fosfatos, se tomaron muestras de agua para el análisis de nutrientes utilizando una botella Van Dorn marca Foresty y se realizaron las mediciones mediante un fotómetro marca YSI 9300, en un período no mayor a 24 horas de tomada la muestra (APHA-AWWA-WEF, 2017). Asimismo, se tomaron muestras de sedimentos de los primeros 5 cm para la determinación de materia orgánica y granulometría mediante un saca testigos de PVC de 3,81 cm de diámetro (Gamboa-García *et al.*, 2018; Martínez *et al.*, 2019; Panesso, 2017).

2.2.3 Fase de laboratorio

Peces: En laboratorio los peces fueron contados e identificados taxonómicamente mediante las claves taxonómicas FAO de Fischer *et al.* (1995), Robertson & Allen, (2015) y bases de datos FishBase de Froese & Pauly, (2021) y el Instituto *Smithsonian* de

Investigaciones Tropicales por Robertson & Allen, (2015). Posteriormente, se pesaron los individuos, asimismo, se les midió la talla. Esta información se llevó a una base de datos para su posterior tratamiento.

Sedimentos: Para los análisis granulométricos se usaron los procedimientos descritos por Danovaro (2010), se extrajo entre 20 y 30 g de sedimento, se secó a 110 °C por 24 horas, y luego se realizó un tratamiento mecánico con un juego de tamices entre 63 y 1000 μm . Posteriormente, se realizó el pesaje de las partículas retenidas en cada tamiz y finalmente se usó la tabla de tamaño de grano de Wentworth. Para los análisis se utilizaron cuatro categorías: arenas gruesas ($> 500 \mu\text{m}$), arenas medianas (> 250 y $\leq 500 \mu\text{m}$), arenas finas (>63 y $\leq 250 \mu\text{m}$) y lodos ($\leq 63 \mu\text{m}$). Finalmente, la materia orgánica se determinó mediante ignición a 450 °C por 4 horas después de haber sido previamente secada a 60 °C durante 24 horas o hasta que alcanzara peso constante.

2.2.4 Tratamiento de los datos

Para determinar la variabilidad ambiental se realizaron análisis de varianza de dos vías entre épocas y zonas de estuario (Clarke, 1993; Clarke *et al.*, 2014; Panesso, 2017; Quinn & Keough, 2002). Se realizaron las pruebas de Anderson-Darling y Bartlett para probar la normalidad y la homogeneidad de varianzas, respectivamente. Cuando no cumplieron los supuestos para análisis paramétricos los datos se transformaron mediante el método de Box-Cox (Box & Cox, 1964; Osborne, 2010). Sin embargo, los datos de temperatura, pH, fosfatos y arenas medias no cumplieron los supuestos de normalidad. Por tanto, se usó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis. Además, cuando los análisis de varianza fueron significativos se realizaron las pruebas de Tukey para evaluar las diferencias entre pares de grupos.

Para identificar las especies de peces comerciales se realizó una búsqueda bibliográfica para contrastar las especies capturadas con las que están categorizadas como de interés comercial. Además, se realizó el cálculo del Índice de Valor Biológico (IVB) el cual ordena las especies por importancia asignando unos puntajes que están en función de la abundancia de las especies y la frecuencia de ocurrencia (Loya-Salinas & Escofet, 1990; Sanders, 1960). Se evaluaron las diferencias en la riqueza total de especies, así como la biomasa y densidad de especies de interés. Usando las variables transformadas ($\log(x+1)$),

se construyó una matriz de similitud con la cual se realizaron análisis de varianzas basados en permutaciones (PERMANOVA) con las épocas y zonas del estuario como factores. La transformación de variables y PERMANOVA se realizaron mediante el software PRIMER & PERMANOVA 7 (Clarke, 1993; Clarke *et al.*, 2014; G. Quinn & Keough, 2002).

Posteriormente, para evaluar la influencia de las variaciones de la calidad ambiental sobre el ensamblaje peces de interés comercial se realizaron Modelos Aditivos Generalizados multivariados (Step GAM), teniendo en cuenta que estos modelos son útiles para evaluar relaciones no lineales y complejas (Duque *et al.*, 2021; França *et al.*, 2012; Hastie & Tibshirani, 1990). El Criterio de Información de Akaike (AIC) se usó para comparar y determinar los modelos apropiados, teniendo en cuenta $\Delta AIC < 2$. Los GAMs se realizaron mediante el uso de software R (R Development Core Team, 2008).

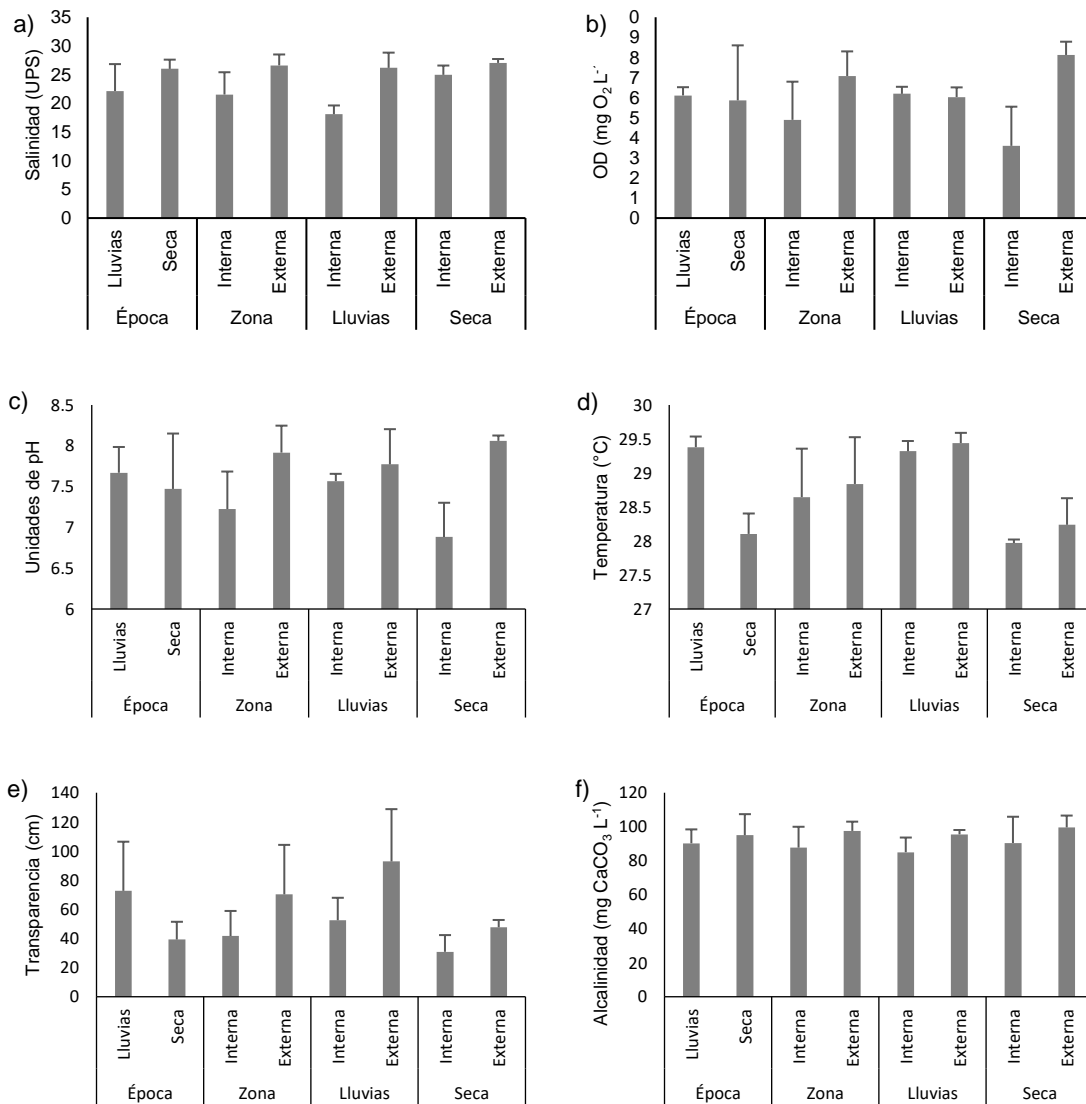
2.3 Resultados

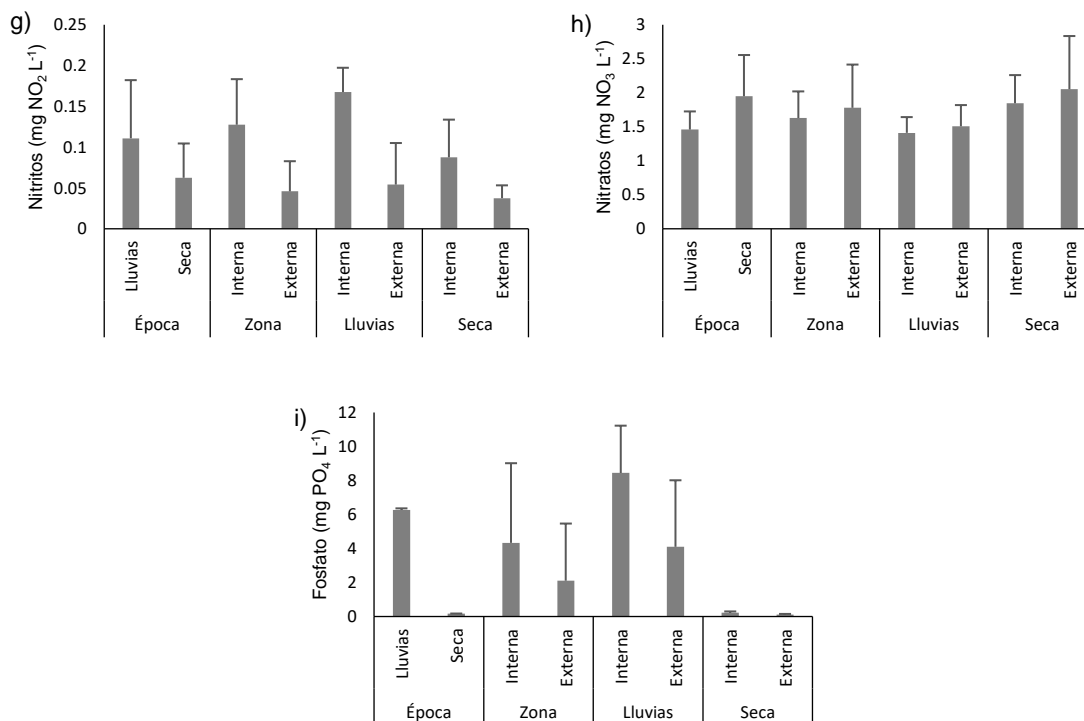
2.3.1 Variación en las condiciones ambientales en la bahía de Tumaco

En este estudio, la bahía de Tumaco presentó una variabilidad temporal y espacial en las variables ambientales medidas. Se observó mayor salinidad durante la época seca (26.0 ± 1.6 UPS, ANOVA, $p < 0.001$). Se presentó mayor salinidad en la zona externa de la bahía (26.6 ± 1.9 UPS) y disminuyó hacia la parte interna (ANOVA, $p < 0.001$). El oxígeno disuelto no presentó diferencias significativas entre épocas (ANOVA, $p > 0.05$) y el análisis espacial mostró que la mayor concentración se presentó en la zona externa (7.1 ± 1.2 mg L⁻¹), y la menor en la zona interna (4.9 ± 1.9 mg L⁻¹) (ANOVA, $p < 0.001$). En lo referente al pH, no hubo diferencias significativas de acuerdo con las épocas de muestreo (Kruskal-Wallis, $p > 0.05$). En el análisis espacial se observó el mayor valor de pH en la zona externa (7.9 ± 0.3) y en la zona interna de la bahía se observaron los valores más bajos (7.2 ± 0.5) (Kruskal-Wallis, $p < 0.001$). Por otro lado, la temperatura fue mayor durante la época de lluvias (29.4 ± 0.3 °C) (Kruskal-Wallis, $p < 0.001$), además, no se evidenciaron diferencias significativas espaciales (Kruskal-Wallis, $p > 0.05$). La transparencia fue mayor durante la temporada de lluvias (72.7 ± 33.0 cm) (ANOVA, $p < 0.001$). Así mismo, se encontró un patrón espacial, con

una mayor transparencia en la parte externa de la bahía (70.3 ± 34.0 cm) y menor en el interior de esta (41.7 ± 17.2 cm) (ANOVA, $p < 0.001$) (**Figura 1-2**).

Figura 2-2: Variables ambientales a) salinidad b) oxígeno disuelto c) pH d) temperatura e) transparencia f) alcalinidad g) nitritos h) nitratos i) fosfatos. Promedios (barras grises) y error estándar (barras de error).

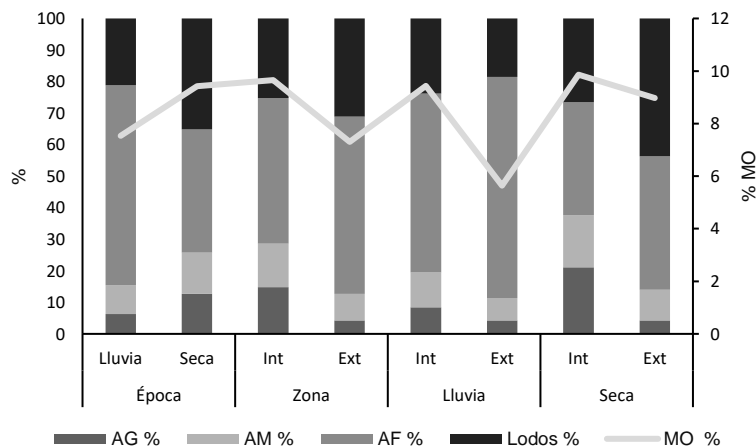




Por otro lado, respecto a las concentraciones de nutrientes, los nitratos presentaron la mayor concentración durante la época seca ($1.95 \pm 0.01 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$) (ANOVA, $p < 0.01$). Sin embargo, no hubo diferencias significativas entre sitio (ANOVA, $p > 0.05$). No obstante, presentó mayor promedio en la zona externa, con una mayor variabilidad ($1.78 \pm 0.64 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$). La concentración de nitritos fue mayor durante la época de lluvias ($0.11 \pm 0.04 \text{ mg NO}_2 \text{ L}^{-1}$) (ANOVA, $p < 0.001$). En cuanto a la variación espacial la mayor concentración fue observada en la zona interna de la bahía ($0.13 \pm 0.06 \text{ mg NO}_2 \text{ L}^{-1}$), se registraron las menores concentraciones en zona externa ($0.05 \pm 0.04 \text{ mg NO}_2 \text{ L}^{-1}$) (ANOVA, $p < 0.001$). El análisis temporal de la concentración de fosfato mostró que la mayor concentración se presentó durante la época de lluvias ($6.27 \pm 0.09 \text{ mg PO}_4 \text{ L}^{-1}$) (Kruskal-Wallis, $p < 0.001$). El análisis espacial no evidenció diferencias significativas en la concentración de fosfatos, sin embargo, se presentó mayor promedio en la zona interna ($4.33 \pm 4.69 \text{ mg PO}_4 \text{ L}^{-1}$) (Kruskal-Wallis, $p > 0.05$). La alcalinidad en la bahía no presentó diferencias significativas entre épocas (ANOVA, $p > 0.05$). En el análisis espacial se encontró que el mayor promedio se presentó en la zona externa ($97.54 \pm 5.45 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$) (ANOVA, $p > 0.01$) (**Figura 1-2**).

En la composición granulométrica del sedimento en la bahía de Tumaco principalmente predominaron las arenas finas. Los porcentajes de arenas gruesas y lodos fueron significativamente mayores durante la época seca (12.71 ± 11.31 y 35.16 ± 10.17 %, respectivamente) (ANOVA, $p < 0.001$), el porcentaje de arenas finas fue mayor durante la época de lluvias (63.39 ± 14.46 %) (ANOVA, $p < 0.05$). El porcentaje de arenas gruesas fue mayor la zona interna (ANOVA, $p < 0.0001$) y el porcentaje de arenas finas en la zona externa (ANOVA, $p < 0.01$). El porcentaje de lodos no presentó diferencias significativas por zonas del estuario (ANOVA, $p > 0.05$). El porcentaje de arenas finas no presentó diferencias significativas de acuerdo con la época por zona (ANOVA, $p > 0.05$), sin embargo, fue mayor en la época de lluvia en la zona externa (70.1 ± 14.34 %) y menor en la época seca en la zona interna de la bahía (35.77 ± 11.2 %). Las arenas gruesas no presentaron diferencias significativas de acuerdo con la interacción época y zona, pero fueron mayores durante la época seca en la zona interna (21.14 ± 9.22 %). La materia orgánica en la bahía de Tumaco fue mayor durante la época seca (9.42 ± 2.85 %) (ANOVA, $p < 0.05$) (**Figura 1-3**). Asimismo, el análisis espacial evidenció que el mayor porcentaje de materia orgánica se presentó en la zona interna de la bahía (9.65 ± 1.85 %) (ANOVA, $p < 0.05$). El porcentaje de materia orgánica no presentó diferencias significativas de acuerdo con la interacción épocas zona (ANOVA, $p < 0.05$). Sin embargo, se presentó mayor promedio en la época de lluvia en la zona interna (9.44 ± 1.7 %).

Figura 2-3: Promedios de porcentajes de (AG%) arenas gruesas, (AM%) arenas medias, (AF%) arenas finas, lodos y (MO%) materia orgánica.



2.3.2 Composición general del ensamblaje de peces

Se capturó un total de 1692 individuos, clasificados en 56 especies pertenecientes a 23 familias. Las familias con mayor representación de especies fueron Sciaenidae y Ariidae con 17 y 4 especies respectivamente, seguidas de Tetradontidae, Batrachoididae y Serranidae con 3 especies cada una, y el resto de las familias presentaron entre 1 y 2 especies. Por otro lado, el peso total muestreado fueron 44913.6 g, la familia Sciaenidae presentó mayor biomasa (25.4 %), seguidas de las familias Ariidae, Haemulidae y Achiridae con el 13.6; 12.7 y 12.2 % respectivamente. El 91.4 % de la abundancia total estuvo integrada por 7 familias. Las familias más abundantes fueron Sciaenidae (27.4 %), Tetradontidae (19.8 %), Haemulidae (11.8 %), Ariidae (9.4 %), Cynoglosidae (8.8 %), Engraulidae (8.3 %) y Achiridae (5.9 %).

Un total de 32 especies de peces fueron categorizadas como de interés comercial para la pesca artesanal. De las cuales se seleccionaron las 6 especies más representativas, de acuerdo con la puntuación del IVB, estas fueron *Ariopsis simonsi* (canchimalo, 35 puntos), *Stellifer typicus* (loca, 34 puntos), *S. melanocheir* (loca, 30 puntos), *Achirus mazatlanus* (lenguado, 27 puntos), *Larimus argenteus* (cajero, 21 puntos) y *S. fuerthii* (loca, 15 puntos) (**Tabla 2-1**). En general el promedio de tallas de las especies de las seis especies de interés comercial en la época de lluvia y seca fueron de $(12 \pm 3.3$ y 13.8 ± 3.2 cm, respectivamente) y en las zonas interna y externa $(13.3 \pm 3.1$ y 12.4 ± 3.7 cm, respectivamente). Las especies *Ariopsis simonsi*, *Stellifer typicus*, *S. fuerthii* y *S. melanocheir* presentaron mayores tallas promedios.

Tabla 2-1: Listado de peces más abundantes en la bahía de Tumaco, IVB= Índice de Valor Biológico, (*) Peces de interés comercial, los números en negrilla indican las especies con mayor puntaje del IVB.

Especies	Densidad (Ind ha ⁻¹)			IVB	(%)
	Lluvia	Seca	Total	Puntuación	Abu Total
<i>Sphoeroides trichocephalus</i>	164.2	4.9	169.1	42	18.9
<i>Stellifer typicus</i> *	104.0	0.0	104.0	34	11.6
<i>Haemulopsis nitidus</i> *	32.2	82.4	114.6	9	11.7
<i>Symphurus chabanaudi</i>	13.7	74.4	88.2	47	8.8
<i>Cetengraulis mysticetus</i> *	1.6	83.6	85.2	14	8.3
<i>Ariopsis simonsi</i> *	23.2	43.9	67.2	35	6.9
<i>Stellifer melanocheir</i> *	45.4	5.5	50.9	30	5.6
<i>Stellifer walkeri</i> *	0.0	37.8	37.8	13	3.7
<i>Achirus klunzingeri</i>	18.0	15.9	33.8	26	3.5
<i>Larimus argenteus</i> *	22.7	6.1	28.8	21	3.1
<i>Achirus mazatlanus</i> *	12.7	9.2	21.8	27	2.3
<i>Notarius troschellii</i> *	4.8	11.6	16.3	12	1.7
<i>Stellifer fuerthii</i> *	7.4	0.0	7.4	15	1.4
<i>Parapsettus panamensis</i> *	7.4	3.1	10.4	8	1.1
<i>Sphoeroides annulatus</i> *	6.9	1.2	8.1	10	0.9
<i>Urotrygon rogersi</i>	6.9	0.0	6.9	11	0.8
<i>Lile stolifera</i>	6.3	0.6	6.9	8	0.8
<i>Batrachoides pacifici</i>	3.2	3.7	6.8	6	0.7
<i>Selene peruviana</i> *	6.3	0.0	6.3	6	0.7
<i>Centropomus armatus</i> *	4.2	1.2	5.4	6	0.5
<i>Bagre pinnimaculatus</i> *	0.0	5.5	5.5	12	0.6
<i>Daector dowi</i>	3.7	1.2	4.9	6	0.5
<i>Citharichthys gilberti</i>	2.1	3.1	5.2	1	0.5
<i>Ilisha fuerthii</i>	0.0	4.9	4.9	15	0.5
<i>Rypticus nigripinnis</i>	0.0	4.3	4.3	8	0.4
<i>Stellifer zestocarus</i> *	3.7	0.0	3.7	5	0.4
Otros	16.4	25.6	42.0	-	4.3
Total	517.0	429.5	946.5	-	100

2.3.3 Variación espaciotemporal de la riqueza de especies, biomasa y densidad de peces de interés comercial

La riqueza total de especies no presentó diferencias significativas entre épocas ($p(\text{perm}) > 0.05$). Sin embargo, se presentó mayor riqueza durante la época de lluvias (10 ± 5.06 especies). Espacialmente no se encontraron diferencias significativas entre los sitios de muestreo ($p(\text{perm}) > 0.05$), aunque la riqueza fue mayor en la zona externa de la bahía (10.58 ± 5.63 especies) y menor riqueza se presentó en la zona interna (8.92 ± 4.32 especies). Además, no se presentaron diferencias significativas de acuerdo con la interacción época zona del estuario ($p(\text{perm}) > 0.05$). De manera general se presentó mayor riqueza en la época de lluvia en la zona externa (11.83 ± 6.65 especies) y menor en época de lluvia en la zona interna (8.17 ± 2.04 especies). A pesar de que no se presentaron diferencias significativas en la riqueza de especies, se presentaron cambios en la composición de las especies de acuerdo con las épocas evidenciando que 21 especies fueron frecuentes durante las dos épocas y 33 especies fueron frecuentes en las dos zonas del estuario.

La biomasa y densidad de especies de interés comercial no presentaron diferencias significativas de acuerdo con las épocas ($p(\text{PERM}) > 0.05$). Sin embargo, se presentaron los mayores promedios de biomasa y densidad durante la época seca ($32.3 \pm 9.2 \text{ kg ha}^{-1}$ y $133.6 \pm 37.8 \text{ ind ha}^{-1}$, respectivamente) (**Tabla 2-2 y 2-3**). Además, no se presentaron diferencias significativas de acuerdo con las zonas del estuario ($p(\text{PERM}) > 0.05$). No obstante, los mayores valores se encontraron en la zona interna de la bahía ($30.9 \pm 8.4 \text{ kg ha}^{-1}$ y $150.8 \pm 36.5 \text{ ind ha}^{-1}$). En el análisis espaciotemporal se observó que hubo diferencias significativas ($p(\text{PERM}) < 0.05$). Encontrándose los mayores promedios en época seca en la zona interna ($36.7 \pm 14.8 \text{ kg ha}^{-1}$ y $146.3 \pm 57.1 \text{ ind ha}^{-1}$) y menores promedios en la época de lluvia en la zona externa de la bahía ($13.6 \pm 2.5 \text{ kg ha}^{-1}$ y $47.3 \pm 8.1 \text{ ind ha}^{-1}$), respectivamente.

La biomasa y densidad de *Ariopsis simonsi* no presentaron diferencias significativas por época ($p(\text{PERM}) > 0.05$). A pesar de esto, presentaron mayores promedios durante la época seca ($7.6 \pm 3.1 \text{ kg ha}^{-1}$ y $39.2 \pm 12.5 \text{ ind ha}^{-1}$) (**Tabla 2-2 y 2-3**). Así mismo, los análisis espaciales de la biomasa y densidad de *Ariopsis simonsi* no mostraron diferencias

significativas entre las zonas del estuario ($p(\text{PERM}) > 0.05$), no obstante, se observaron mayores promedios de biomasa y densidad en la zona interna de la bahía de Tumaco ($10.4 \pm 5.2 \text{ kg ha}^{-1}$ y $41.3 \pm 14.2 \text{ ind ha}^{-1}$). En cuanto a la interacción época por zona, la densidad presentó diferencias significativas ($p(\text{PERM}) < 0.05$), con mayor densidad de *Ariopsis simonsi* en la época seca en la zona interna ($146.3 \pm 57.1 \text{ ind ha}^{-1}$). Por otro lado, la biomasa de esta especie no presentó diferencias significativas de acuerdo con la época y la zona del estuario ($p(\text{PERM}) > 0.05$). Sin embargo, la tendencia espaciotemporal fue similar a la densidad de esta especie.

Tabla 2-2: Biomasa de 6 especies comerciales y su sumatoria (kg ha^{-1}) de acuerdo con la época y zonas del estuario (promedio \pm error estándar). Las letras representan diferencias significativas determinadas por las pruebas *pos hoc* Permanova *pairwise test* ($p(\text{PERM}) < 0.05$).

	Biomasa	<i>A. simonsi</i>	<i>L. argenteus</i>	<i>S. typicus</i>	<i>S. fuerthii</i>	<i>S. melanocheir</i>	<i>A. mazatlanus</i>
Lluvias	19.3 \pm 4.7	5.3 \pm 2	0.6 \pm 0.3	10.2 \pm 4.9	0.4 \pm 0.1	3.6 \pm 1.3 ^b	0.4 \pm 0.2 ^a
Seca	32.3 \pm 9.2	7.6 \pm 3.1	0.3 \pm 0.2	21.9 \pm 6.9	-	1.4 \pm 0.7 ^a	2.4 \pm 0.5 ^b
Interna	30.9 \pm 8.4	8 \pm 3.0	0.2 \pm 0.2	20 \pm 6.5	0.2 \pm 0.2	1.9 \pm 1	1.8 \pm 0.5
Externa	20.7 \pm 6.2	4.6 \pm 2	0.7 \pm 0.3	12.1 \pm 5.7	0.1 \pm 0.1	3.1 \pm 1.2	1.2 \pm 0.5
Lluvialnt	25 \pm 8.9 ^{ab}	5.2 \pm 2.9 ^{ab}	0.3 \pm 0.3 ^a	17.7 \pm 1.8	0.5 \pm 0	2.6 \pm 1.7 ^{ab}	-
LluviaExt	13.6 \pm 2.5 ^a	5.5 \pm 3 ^{ab}	0.9 \pm 0.5 ^b	2.7 \pm 8.9	0.3 \pm 0.3	4.7 \pm 2 ^b	0.6 \pm 0.4 ^a
Secalnt	36.7 \pm 14.8 ^b	10.4 \pm 5.2 ^b	-	22.3 \pm 10.3	-	1.1 \pm 1.1 ^a	3 \pm 0.6 ^b
SecaExt	27.9 \pm 12 ^{ab}	3.4 \pm 2.7 ^a	0.6 \pm 0.4 ^a	21.6 \pm 10.3	-	1.7 \pm 1.1 ^a	1.8 \pm 0.8 ^b

La densidad y biomasa de *Larimus argenteus* no fueron diferentes significativamente de acuerdo con las épocas de muestreo ($p(\text{PERM}) > 0.05$), sin embargo, fueron mayores durante la época de lluvia ($0.6 \pm 0.3 \text{ kg ha}^{-1}$ y $3.2 \pm 1.6 \text{ ind ha}^{-1}$) (**Tabla 2-2 y 2-3**). De acuerdo con las zonas se presentaron diferencias significativas en la biomasa y densidad de *Larimus argenteus* ($p(\text{PERM}) < 0.05$), siendo mayores en la zona externa del estuario ($0.7 \pm 0.3 \text{ kg ha}^{-1}$ y $3.8 \pm 1.8 \text{ ind ha}^{-1}$). De acuerdo con la interacción época y zona, la biomasa y la densidad de *L. argenteus* presentaron diferencias significativas ($p(\text{PERM}) < 0.05$), con

mayores promedios durante la época de lluvias en la zona externa de la bahía de Tumaco ($0.9 \pm 0.5 \text{ kg ha}^{-1}$ y $5.4 \pm 2.8 \text{ ind ha}^{-1}$, respectivamente).

La biomasa y densidad de *Stellifer typicus* no presentaron diferencias significativas de acuerdo con la época de muestreo ($p(\text{PERM}) > 0.05$), pese a esto fueron mayores durante la época seca ($21.9 \pm 6.9 \text{ kg ha}^{-1}$ y $78 \pm 24.7 \text{ ind ha}^{-1}$) (**Tabla 2-2 y 2-3**). Asimismo, de acuerdo con las zonas del estuario no se presentaron diferencias significativas ($p(\text{PERM}) > 0.05$); a pesar de eso, se encontraron mayores promedios en la zona interna de la bahía ($20 \pm 6.5 \text{ kg ha}^{-1}$ y $72 \pm 23.9 \text{ ind ha}^{-1}$). El comportamiento espaciotemporal de la biomasa no presentó diferencias significativas ($p(\text{PERM}) > 0.05$), contrario a este comportamiento, la densidad de *Stellifer typicus* fue significativamente diferente en la época seca y la zona externa del estuario, donde se registró el promedio más bajo ($10.5 \pm 6.7 \text{ ind ha}^{-1}$). Por otra parte, la especie *Stellifer fuerthii* solo se presentó en época de lluvias con valores de biomasa y densidad de ($0.4 \pm 0.1 \text{ kg ha}^{-1}$ y $1.7 \pm 1 \text{ ind ha}^{-1}$). Adicionalmente, no se presentó diferencias de acuerdo con las zonas del estuario, siendo ligeramente mayor en la zona interna ($0.2 \pm 0.2 \text{ kg ha}^{-1}$ y $0.9 \pm 0.8 \text{ ind ha}^{-1}$).

La biomasa y densidad de la especie de *Stellifer melanocheir* presentaron diferencias significativas de acuerdo con la época de muestreo ($p(\text{PERM}) < 0.05$), encontrándose mayores promedios durante la época de lluvias ($3.6 \pm 1.3 \text{ kg ha}^{-1}$ y $15.1 \pm 5.6 \text{ ind ha}^{-1}$) (**Tabla 2-2 y 2-3**). No se presentaron diferencias significativas de acuerdo con las zonas del estuario ($p(\text{PERM}) > 0.05$). De acuerdo con la interacción época y zona de muestreo la biomasa presentó diferencias significativas ($p(\text{PERM}) < 0.05$), evidenciando mayor promedio durante la época de lluvias en la zona externa de la bahía ($4.7 \pm 2 \text{ kg ha}^{-1}$). Por el contrario, la densidad no presentó diferencias significativas de acuerdo con la interacción, sin embargo, fue mayor durante la época de lluvias, en ambas zonas del estuario (16.3 ± 7.5 y $14.1 \pm 6.3 \text{ ind ha}^{-1}$ zonas externa e interna, respectivamente) (**Tabla 2-3**).

Finalmente, en la biomasa y densidad de *Achirus mazatlanus* se presentaron diferencias significativas por épocas de muestreo ($p(\text{PERM}) < 0.05$), evidenciado mayores promedios durante la época seca ($2.4 \pm 0.5 \text{ kg ha}^{-1}$ y $10.5 \pm 2.8 \text{ ind ha}^{-1}$, respectivamente) (**Tabla 2-2 y 2-3**). Además, la biomasa de esta especie presentó diferencias significativas en relación con las zonas ($p(\text{PERM}) < 0.05$), observándose mayor promedio en la zona interna (1.8 ± 0.5

kg ha⁻¹). En contraste, la densidad no presentó diferencias significativas de acuerdo con las zonas del estuario ($p(\text{PERM}) > 0.05$), aunque fue mayor el promedio en la zona interna de la bahía. Por otra parte, tanto la biomasa y la densidad de *Achirus mazatlanus* presentaron diferencias significativas en la interacción época sitio ($p(\text{PERM}) < 0.05$), permitiendo observar mayor promedio durante la época seca en la zona interna de la bahía.

Tabla 2-3: Densidad de 6 especies comerciales y su sumatoria (ind ha⁻¹) de acuerdo con la época y zona del estuario (promedio \pm error estándar). Las letras representan diferencias significativas determinadas por las pruebas *pos hoc* Permanova *pairwise test* ($p(\text{PERM}) < 0.05$).

	Densidad	<i>A. simonsi</i>	<i>L. argenteus</i>	<i>S. typicus</i>	<i>S. fuerthii</i>	<i>S. melanocheir</i>	<i>A. mazatlanus</i>
Lluvia	82.3 \pm 26.4	24.2 \pm 10.9	3.2 \pm 1.6	37.4 \pm 18.6	1.7 \pm 1	15.1 \pm 5.6 ^b	3.5 \pm 2.2 ^a
Seca	133.6 \pm 37.8	39.2 \pm 12.5	1.2 \pm 1.1	78 \pm 24.7	-	4.8 \pm 2.7 ^a	10.5 \pm 2.8 ^b
Interna	150.8 \pm 36.5	41.3 \pm 14.2	0.9 \pm 0.9 ^a	72 \pm 23.9	0.9 \pm 0.8	9.3 \pm 5	9 \pm 3
Externa	134.8 \pm 28.5	22 \pm 8.2	3.8 \pm 1.8 ^b	43.3 \pm 20.5	0.7 \pm 0.6	10.2 \pm 4.2	5.9 \pm 2.4
Lluvialnt	117.2 \pm 45.8 ^b	35.7 \pm 14.5 ^a	1.8 \pm 1.3 ^a	64.2 \pm 24.3 ^b	2 \pm 1.1	14.1 \pm 6.3	-
LluviaExt	47.3 \pm 8.1 ^a	12.6 \pm 7 ^a	5.4 \pm 2.8 ^b	10.5 \pm 6.7 ^a	1.4 \pm 1.3	16.3 \pm 7.5	5.8 \pm 3.7 ^a
Secalnt	146.3 \pm 57.1 ^b	47 \pm 21.3 ^b	-	79.8 \pm 36.1 ^b	-	4.5 \pm 4.5	15.1 \pm 3.9 ^b
SecaExt	120.8 \pm 54.5 ^b	31.4 \pm 14.5 ^a	2.6 \pm 2.4 ^{ab}	76.1 \pm 37.1 ^b	-	5.1 \pm 3.6	6 \pm 3.3 ^a

2.3.4 Influencia de la variación de la calidad ambiental sobre la biomasa de las especies de peces comerciales

Para evaluar la influencia de interacción de las diferentes variables sobre la biomasa de las especies (GAM multivariados), se generaron modelos para la biomasa total de las seis especies comerciales, el mejor modelo incluye correlaciones significativas ($p < 0.05$) no lineales con el oxígeno disuelto y la salinidad, así como correlación significativa ($p < 0.05$) con ajuste lineal negativo con la variable nitratos y por último también se incluyeron los nitritos y fosfatos, las cuales no fueron significativas y presentaron un ajuste lineal. Los mayores valores de biomasa se presentaron cuando el oxígeno disuelto fue inferior a 3 mg L⁻¹ y entre 6.5 y 8.5 mg L⁻¹ cuando la salinidad estuvo por encima de 23 UPS (**Tabla 2-4, Figura 1-4**).

Tabla 2-4: Resultados de modelos aditivos generalizados (GAM) multivariados para evaluar la influencia conjunta de las variables de calidad ambiental sobre la biomasa cada una de las especies de peces de interés comercial y la biomasa total de especies de interés comercial. Las variables significativas de los modelos se indican con asteriscos ($p < 0.05^*$, $p < 0.01^{**}$ y $p < 0.001^{***}$).

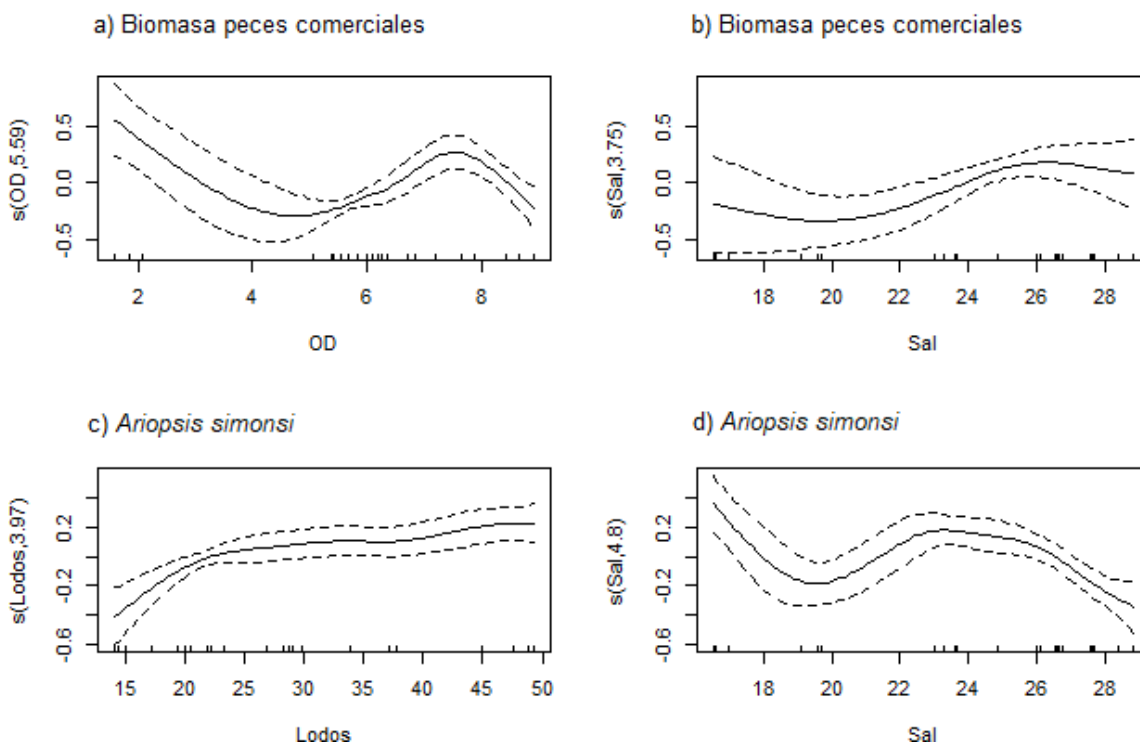
	Biomasa especies comerciales	<i>A. simonsi</i>	<i>L. argenteus</i>	<i>S. typicus</i>	<i>S. fuerthii</i>	<i>S. melanocheir</i>	<i>A. mazatlanus</i>
R ² ajustado	0.94	0.754	0.189	0.864	0.897	0.335	0.564
Desviación explicada (%)	97.4	88	29.4	94.1	95.5	49.5	74.5
AIC	-56.7029	-46.779	-107.497	-35.653	-136.101	-12.580	-78.659
Coeficiente o grado del polinomio							
Salinidad	3.898 ^{**}	4.802 ^{***}	-	(-1.391E-2)	-	(2.475E-2) *	4.576 ^{**}
pH	-	-	-	3.75 [*]	-	-	-
Temperatura	-	(2.957E-1) ^{**}	-	(10.978E-2)	-	-	-
Oxígeno disuelto	6.190 ^{***}	-	-	-	-	-	-
Transparencia (Secchi)	-	-	(3.7E-4) *	-	-	-	(-1.15E-3) *
Nitratos	(-1.2473E-1) *	-	-	-	4.058 ^{**}	2.55	-
Nitritos	(2.842)	-	(-5.671E-2)	1.251	(2.23E-1) ^{***}	-	-
Fosfatos	(1.079E-2)	(-3.30E-2)*	-	-	-	-	(1.46E-3)
Alcalinidad	-	-	-	-	-	-	(1.66E-3)
AG	-	-	-	(-2.522E-2) *	(-5.02E-3) ^{***}	-	-
AF	-	(1.06E-03)	-	4.239 ^{**}	(3.54E-3) ^{**}	(6.98E-3) *	(-1.1E-4)
Lodos	-	3.973 [*]	-	(-1.93E-2) *	(4.39E-3) ^{***}	-	(-3.15E-3) *
MO	-	-	(-0.95E-3)	-	4.955 ^{**}	(2.657E-2)	-

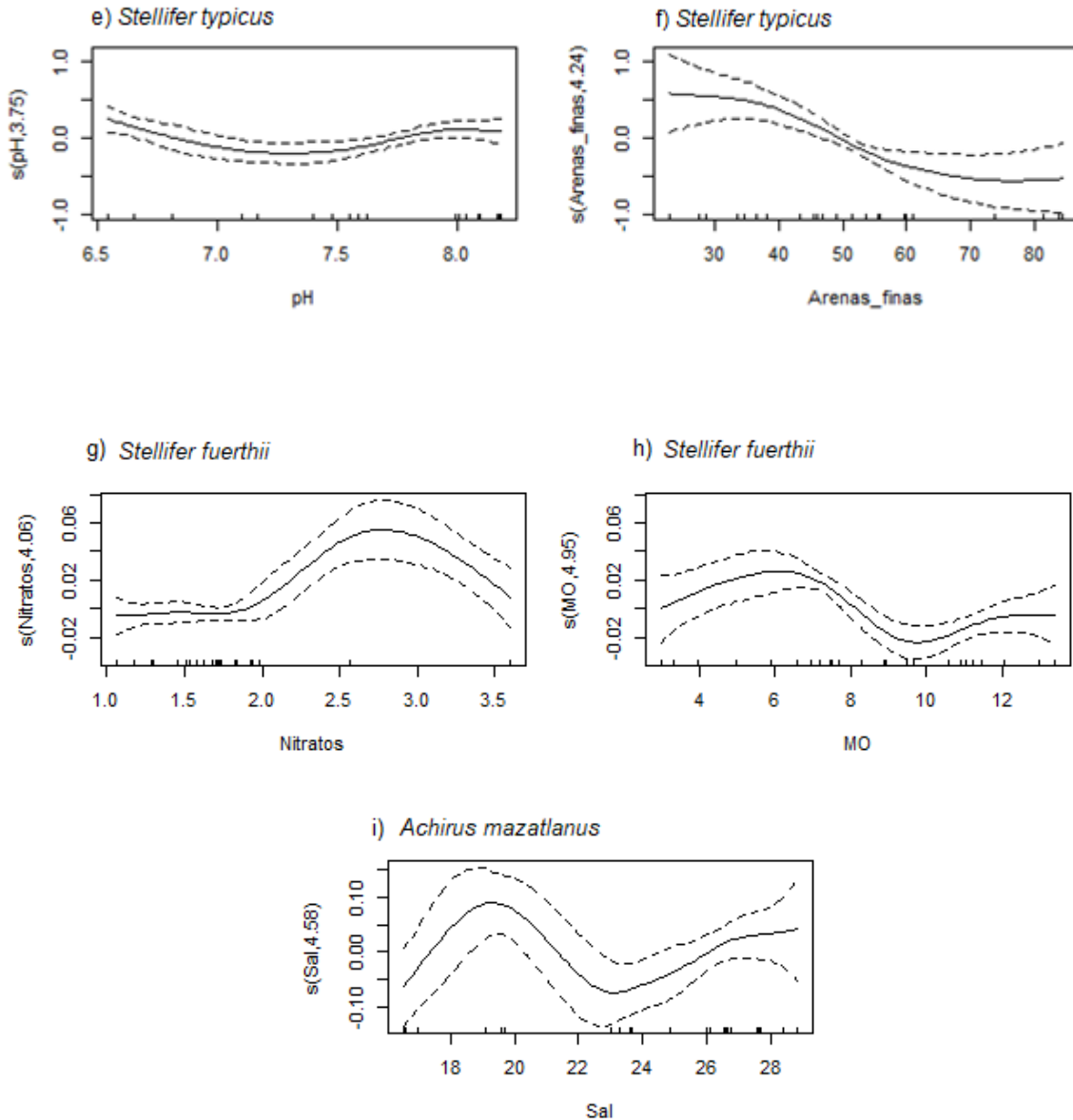
En cuanto a la biomasa de *Ariopsis simonsi* el mejor modelo incluye correlaciones significativas con la salinidad y el porcentaje de lodos en sedimentos ($p < 0.05$, no lineales); así como correlaciones lineales significativas con la temperatura y concentración de fosfatos y, una correlación no significativa con el porcentaje de arenas finas en sedimentos (lineal), observándose mayores valores de biomasa en salinidades comprendidas entre 23 y 26 UPS y menores a 17 UPS y lodos por encima de 40 %. El modelo de la biomasa de la especie *Ariopsis simonsi* explicó el 88 % de la desviación y presentó un ajuste considerado como bueno (Adj. $R^2 = 0.754$) (**Tabla 2-4, Figura 2-4**).

El modelo que explicó mejor la biomasa de *Larimus argenteus* incluyó a la transparencia con ajuste lineal positivo y estadísticamente significativo ($p < 0.05$), mientras que nitritos y materia orgánica con ajuste lineal y no significativa. El modelo explicó el 29.4 % de la desviación y presentó un ajuste bajo (Adj. $R^2 = 0.189$) (**Tabla 2-4, Figura 2-4**). Por otro lado, el modelo que mejor explicó la biomasa de *Stellifer typicus* incluye las variables porcentaje de arenas finas y pH ($p < 0.05$, no lineales), porcentajes de arenas gruesas y lodos ($p < 0.05$, lineales), salinidad, temperatura y nitritos de manera lineal pero no significativa ($p > 0.05$). Este modelo explicó un 94.1 % de la desviación y un muy buen ajuste (Adj. $R^2 = 0.864$). Se observó mayor biomasa de esta especie cuando los valores de arenas finas estuvieron comprendidos entre 20 y 35 %, así como valores de pH inferiores a 6.8 y superiores a 7.8 unidades de pH. La biomasa del *Stellifer fuerthii* se explicó por un modelo que incluyó las variables nitratos y materia orgánica, las cuales fueron estadísticamente significativas y presentaron un ajuste no lineal. Asimismo, fueron significativas las variables nitritos, arenas finas y lodos con correlaciones positivas y arenas gruesas presentó correlación negativa. El modelo explicó 95.5 % de la desviación y tuvo un ajuste muy bueno (Adj. $R^2 = 0.89$). La mayor biomasa de *Stellifer fuerthii* se presentó cuando la concentración de nitratos estaba entre 2.5 y 3.1 mg $\text{NO}_3 \text{ L}^{-1}$ y 4 y 7 % de contenido de materia orgánica (**Tabla 2-4, Figura 2-4**). Con respecto al modelo multivariado que explicó mejor la biomasa de *Stellifer melanocheir* este incluyó correlaciones positivas con el porcentaje de arenas finas y salinidad, las cuales fueron significativas ($p < 0.05$, lineales) y nitratos (no lineal) y materia orgánica (lineal) las cuales no fueron significativas. El modelo explicó el 49.5 % de la desviación y tuvo un ajuste considerado como bajo (Adj. $R^2 = 0.335$) (**Tabla 2-4, Figura 2-4**).

Finalmente, la biomasa de *Achirus mazatlanus* fue explicada por el mejor modelo que incluyó la salinidad (no lineal) y la transparencia y el porcentaje de lodos (lineal), las cuales fueron significativas ($p < 0.05$), asimismo, fosfatos, alcalinidad y arenas finas, las cuales fueron lineales y no significativas. Este modelo explicó el 74.5 % de la desviación y el (Adj. $R^2 = 0.564$). la mayor biomasa se presentó entre 18 y 21 UPS (Tabla 2-4, Figura 2-4).

Figura 2-4: Variables ambientales con correlación significativa en la biomasa de peces comerciales según el GAM multivariado. El eje Y representa la biomasa de peces bajo una función suavizada de las variables ambientales oxígeno disuelto (OD), salinidad (Sal), Lodos, Transparencia (Secchi), pH, Arenas finas, materia orgánica (MO) y Nitratos. Líneas punteadas muestran el rango de dos errores estándar. Las marcas de graduación intermedias en el eje X representan los datos observados.





2.3.5 Influencia de la variación de la calidad ambiental sobre la densidad de las especies de peces comerciales

La influencia de interacción de las diferentes variables sobre la densidad de las 6 especies comerciales se evaluó mediante los GAM multivariados; el mejor modelo incluye correlaciones significativas ($p < 0.05$) no lineales con el oxígeno disuelto y la temperatura y correlaciones significativas lineales positivas con fosfatos, arenas gruesas, así como correlación significativa ($p < 0.05$) con ajuste lineal negativo con el porcentaje de lodos y por

último, también se incluyó el pH, el cual no fue significativo y presentó un ajuste lineal. Los mayores valores de densidad se presentaron cuando el oxígeno disuelto fue inferior a 3.5 mg L⁻¹, además, se presentó un ligero aumento con concentraciones de oxígeno superiores a 6.4 mg L⁻¹ y valores de temperatura comprendidos entre 28.3 y 29 °C (**Tabla 2-5, Figura 2-5**).

En cuanto a la densidad de *Ariopsis simonsi* se explicó por un modelo en el que se incluye una correlación no lineal y significativa con el oxígeno disuelto ($p < 0.05$), asimismo una correlación no lineal no significativa con la concentración de fosfatos ($p > 0.05$); así como correlaciones lineales significativas con el porcentaje de lodos y arenas finas. También, se incluye en el modelo una correlación lineal no significativa con la salinidad. Se observó la mayor densidad cuando el oxígeno disuelto se mantuvo por debajo de 3 mg L⁻¹ y valores superiores a 6.5 mg L⁻¹. El modelo de la densidad de la especie *Ariopsis simonsi* explicó el 94.3 % de la desviación y presentó un ajuste considerado como bueno (Adj. $R^2 = 0.887$) (**Tabla 2-5, Figura 2-5**).

El mejor modelo para la representación de la densidad de *Larimus argenteus* incluyó ajuste no lineal significativo con los nitratos y la materia orgánica ($p < 0.05$), correlación con ajuste lineal positiva significativa con la transparencia ($p < 0.05$). Por otro lado, el modelo también incluyó correlaciones lineales con la concentración de nitritos, salinidad y porcentaje de arenas finas las cuales no fueron significativas ($p > 0.05$). La mayor densidad de *Larimus argenteus* se presentó cuando los valores de nitratos estuvieron entre 2.0 y 2.7 mg NO₃ L⁻¹ y materia orgánica por debajo de 10 %. El modelo explicó el 78.3 % de la desviación y presentó un buen ajuste de (Adj. $R^2 = 0.62$) (**Tabla 2-5, Figura 2-5**). El modelo que mejor explicó la densidad de *Stellifer typicus*, incluye a las variables porcentaje de oxígeno disuelto y salinidad ($p < 0.05$, no lineales), así como a la temperatura y el porcentaje de arenas gruesas ($p < 0.05$, lineales positivas). Se observó mayor densidad de esta especie cuando los valores de oxígeno disuelto fueron inferiores a 3 mg L⁻¹ y valores superiores a 6.5 mg L⁻¹; así como valores de salinidad inferiores a 27 UPS. Este modelo explicó un 93 % de la desviación y un muy buen ajuste (Adj. $R^2 = 0.874$) (**Tabla 2-5, Figura 2-5**). La densidad de *Stellifer fuerthii* se explicó por un modelo que incluyó el porcentaje de materia orgánica, el cual fue estadísticamente significativas y presentó un ajuste no lineal. Asimismo, fueron significativas las variables arenas finas y lodos con ajuste positivo y arenas gruesas que presentó un ajuste lineal negativo, sumado a las variables nitratos y

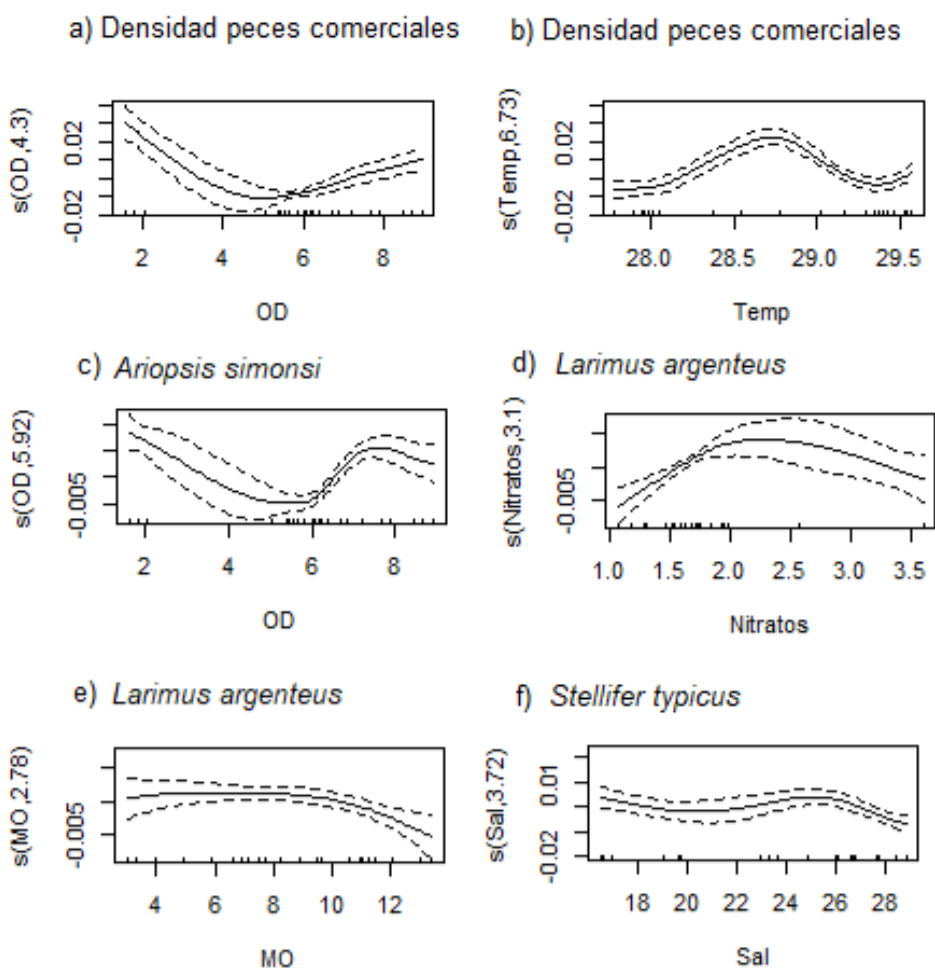
salinidad que presentaron ajuste lineal y no fueron significativas. El modelo explicó 83.5 % de la desviación y tuvo un ajuste muy bueno (Adj. $R^2 = 0.71$). La mayor densidad de *Stellifer fuertii* se presentó cuando la materia orgánica estaba entre 5 y 8 % (**Tabla 2-5, Figura 2-5**). Con respecto al modelo multivariado que explicó mejor la densidad de *Stellifer melanocheir* incluyó la salinidad, arenas finas y concentración de nitratos las cuales fueron no significativas ($p > 0.05$, lineales) y nitratos (no lineal) y materia orgánica (lineal) las cuales no fueron significativas. El modelo explicó el 37.8 % de la desviación y tuvo un ajuste considerado como bajo (Adj. $R^2 = 0.237$) (**Tabla 2-4, Figura 2-5**).

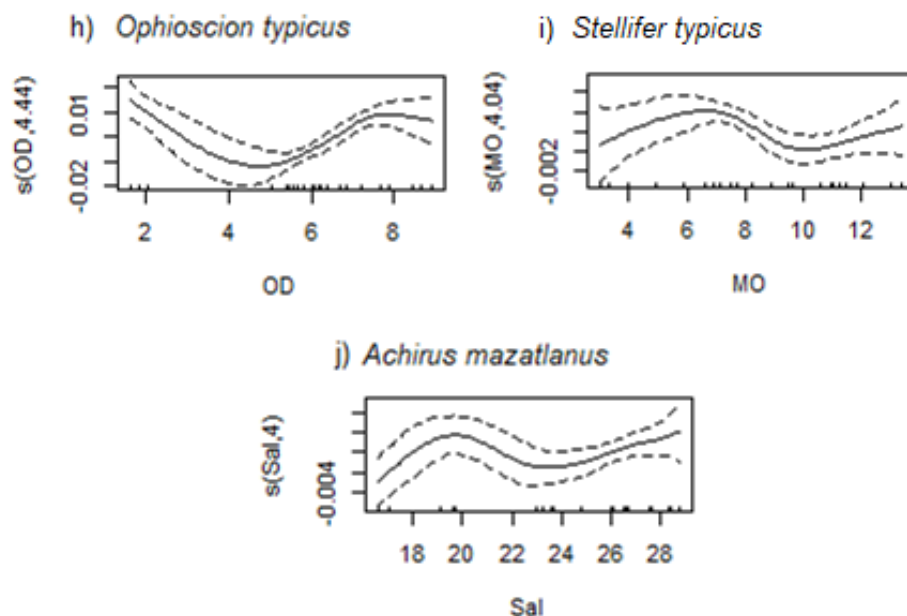
Finalmente, la densidad de *Achirus mazatlanus* fue explicada por el mejor modelo que incluyó la salinidad (no lineal), la cual fue significativa ($p < 0.05$), por otro lado, fosfatos, alcalinidad, transparencia, porcentaje de lodos y arenas finas, las cuales fueron lineales y no significativas. Este modelo explicó el 63.8% de la desviación y el ajuste del modelo (Adj. $R^2 = 0.405$). La mayor densidad de *Achirus mazatlanus* se presentó entre 18 y 21 UPS y superior a 27 UPS (**Tabla 2-4, Figura 2-5**).

Tabla 2-5: Resultados de modelos aditivos generalizados (GAM) multivariados para evaluar la influencia conjunta de las variables de calidad ambiental sobre la densidad cada una de las especies de peces de interés comercial y la densidad total de especies de interés comercial. Las correlaciones lineales se representan con los valores entre paréntesis. Las variables significativas de los modelos se indican con asteriscos ($p < 0.05^*$, $p < 0.01^{**}$ y $p < 0.001^{***}$).

	Densidad especies comerciales	<i>A. simonsi</i>	<i>L. argenteus</i>	<i>S. typicus</i>	<i>S. fuerthii</i>	<i>S. melanocheir</i>	<i>A. mazatlanus</i>
R2 ajustado	0.978	0.887	0.62	0.874	0.707	0.237	0.405
Desviación explicada (%)	99.2	94.3	78.3	93	83.5	37.8	63.8
AIC	-205.46	-230.742	-231.1489	-221.3298	-264.26	-165.5399	-241.2386
Coeficiente o grado del polinomio							
Salinidad	-	2.06E-04	(-9.782 E-04)	3.722**	5.48E-05	7.51E-04	4.003*
pH	(3.038E-03)	-	-	-	-	-	-
Temperatura	6.733***	-	-	(6.881 E-03) *	-	-	-
Oxígeno disuelto	4.301***	5.917***	-	4.439***	-	-	-
Transparencia (Secchi)	-	-	(1.014E-04) ***	-	-	-	-3.26E-05
Nitratos	-	-	3.096**	-	6.20E-04	2.256	-
Nitritos	-	-	-5.17E-02	-	1.56E-02	-	-
Fosfatos	(1.475E-03) ***	2.452	-	-	-	-	1.56E-04
Alcalinidad	-	-	-	-	-	-	2.18E-05
Arenas gruesas	(5.990E-04) ***	-	-	(4.247 E-04)	(-2.142E-04) *	-	-
Arenas finas	-	(-1.531 E-04)	-9.07E-05	-	(1.407E-04) *	1.47E-04	-2.58E-05
Lodos	(-2.543E-04) *	(-2.2.98 E-04) **	-	-	(1.939E-04) **	-	-8.97E-05
Materia Orgánica	-	-	2.783*	-	4.042*	-	-

Figura 2-5: Variables ambientales con correlación significativa en la densidad de peces comerciales según el GAM multivariado. El eje Y representa la densidad de peces bajo una función suavizada de las variables ambientales oxígeno disuelto (OD), materia orgánica (MO), salinidad (Sal), transparencia (Secchi), arenas finas, arenas gruesas y nitritos. Las líneas punteadas muestran el rango de dos errores estándar. Las marcas de graduación intermedias en el eje X representan los datos observados.





2.4 Discusión

Los peces capturados hacen parte de la fauna acompañante de la pesca de arrastre artesanal cuyo principal objetivo es el camarón (Díaz-Ochoa *et al.*, 1997; Díaz-Ochoa, 1997). Sin embargo, la pesca en la bahía de Tumaco se clasifica como multiespecífica, caracterizada por una alta diversidad de especies de peces que pueden explotarse comercialmente (CCCP, 1991; Tejada-Vélez *et al.*, 2003; Velasco & Wolff, 2000). Se evidenció que las familias más representativas en cuanto a número de individuos para la pesca artesanal fueron Sciaenidae, Haemulidae, Ariidae, Engraulidae y Achiridae. Una característica común de estas familias es que presentan hábitos costeros y de poca profundidad, la familia Engraulidae (pelágica-nerítica), Sciaenidae y Haemulidae (demesar-pelagicas) y finalmente Ariidae y Achiridae (bentónicas) (Ayala-Perez *et al.*, 2017; Velasco & Wolff, 2000). Estos resultados difieren un poco a los encontrados en desembarques de la pesca artesanal en la bahía de Tumaco, donde las familias Sciaenidae, Ariidae y Carangidae tuvieron mayor aporte a la abundancia (Díaz-Ochoa, 1997). Esto puede deberse a cambios en la composición de la ictiofauna por múltiples factores como la contaminación, la sobrepesca y la destrucción del hábitat (Acero & Polanco, 2017). Por otra parte, al norte del pacífico colombiano en el departamento del Chocó se han reportado las familias Scombridae y Carangidae con aportes de más de 20 % y 12 % de la biomasa,

respectivamente. Sin embargo, estas discrepancias se pueden explicar por distintos factores como los artes de pesca utilizados, batimetría, tipo de sustrato y hábitats (Díaz *et al.*, 2016). Asimismo, existe concordancia con lo encontrado en el Pacífico centro colombiano (bahías de Buenaventura y Málaga) en la pesca de arrastre artesanal donde se encontraron que las familias más abundantes fueron Sciaenidae y Ariidae (Duque *et al.*, 2020; Mejía-Falla *et al.*, 2018; Molina *et al.*, 2020).

La bahía de Tumaco no presentó tendencias espaciotemporales en la riqueza total de especies. Sin embargo, la menor riqueza de peces se presentó en la zona interna de la bahía, lo que puede estar explicado por los cambios intensos de salinidad debido a la gran demanda fisiológica que esto implica (Teichert *et al.*, 2017), lo cual ha sido reportado en otros estudios (Selleslagh & Amara, 2008; Sosa-López *et al.*, 2007), así como en la bahía de Buenaventura, en el pacífico colombiano (Duque *et al.*, 2020; Molina *et al.*, 2020). De igual forma, no se presentaron cambios temporales significativos en la biomasa y densidad en el conjunto de peces de interés comercial. Además, no hubo una tendencia espacial en la biomasa y densidad. No obstante, los mayores valores de biomasa y densidad se observaron en la zona interna de la bahía de Tumaco. Estos resultados son similares a los encontrados en la bahía de Buenaventura donde los valores se asociaron a los amplios cambios ambientales a través de las áreas de muestreo, especialmente la salinidad y temperatura (Molina *et al.*, 2020).

El presente estudio representa un nuevo aporte al conocimiento de las seis especies de peces de interés comercial para la pesca artesanal de manera general y en especial para el Pacífico colombiano. Aunque se han documentados estudios relacionados con múltiples temas relacionados con la pesca artesanal como los son: caracterización de la pesca y pescadores, sus efectos en el ambiente, aspectos socioeconómicos, la pesca incidental, evaluación de artes más selectivos (Cabrera-Namora *et al.*, 2009; Díaz-Ochoa *et al.*, 1997; Martínez *et al.*, 2014; Musiello-Fernandes *et al.*, 2021; Reyna-González *et al.*, 2019; Tejada-Vélez *et al.*, 2003). Sin embargo, la información de la influencia ambiental sobre las especies explotadas con fines comerciales por la pesca artesanal es incipiente.

Las biomásas y densidades de especies de peces comerciales presentaron diferentes niveles de influencia de las variables ambientales de acuerdo con los análisis GAM multivariados. De manera general se presentó mayor biomasa y densidad total de especies

comerciales cuando se presentaron valores de oxígeno disuelto fueron contrastantes $< 3 \text{ mg L}^{-1}$ y entre 6.5 y 8.5 mg L^{-1} al parecer por la contribución de las especies comerciales *Ariopsis simonsi* y *Stellifer typicus* las cuales presentaron el mismo comportamiento de acuerdo con los modelos que explicaron su variación junto con la especie *Achirus mazatlanus*. El comportamiento con niveles altos de oxígeno disuelto estuvo principalmente asociado a individuos de tallas más grandes en zonas donde la hidrodinámica permitió la difusión de este gas a la columna de agua. Por otra parte, el comportamiento con oxígenos bajos se ha evidenciado en estuarios y mares semicerrados, donde las capturas de peces se han visto aumentadas durante eventos de hipoxia (de Mutsert *et al.*, 2016; Duque *et al.*, 2020). Esta condición puede ser explicada por un aumento en la producción de peces planctívoros, así como peces que se alimentan del fondo pueden verse favorecidos al ingresar a la zona para alimentarse de invertebrados bentónicos que se encuentran estresados y expuestos sobre el sedimento por la disminución de oxígeno disuelto (Breitburg, 2002).

Además, de manera sinérgica el modelo de la biomasa total de las seis especies incluyó una correlación con salinidad mostrando los mayores valores cuando estuvo por encima de 23 UPS lo cual se asocia con la época seca por la disminución de la influencia de descargas de ríos, y el aumento de la influencia marina. Este resultado concuerda con lo que se ha evidenciado en otros estuarios tropicales donde la mayor cantidad de peces en las zonas donde se presentó mayor influencia marina (Díaz-Ruiz *et al.*, 2018; Dolbeth *et al.*, 2016; Sreekanth *et al.*, 2019), lo cual sugiere que los individuos se mueven hacia estas zonas cuando alcanzan mayor tamaño, es decir cuando alcanzan la adultez. Del mismo modo, la sumatoria de biomasa de las especies de interés también presentó correlación con los nitratos, siendo mayor la biomasa a medida que disminuye la concentración de este nutriente, indicando una mayor biomasa cuando la calidad del agua es mejor. No obstante, el nitrato es considerado un nutriente de baja toxicidad para los peces (Cárdenas Calvachi & Sánchez Ortiz, 2013; Gutiérrez-Estrada *et al.*, 2008). Por otro lado, la densidad total de las seis especies de interés comercial presentó correlaciones con las arenas gruesas y lodos, observándose la mayor densidad cuando se encontró mayor porcentaje de arenas gruesas y menor porcentaje de lodos. La distribución de estas especies puede responder no solo a la presencia de presas sino también a otras conductas como la evasión de predadores. Además, tuvo una correlación positiva con la concentración de fosfatos. Esto

puede explicarse mediante la teoría clásica de control trófico *bottom-up* (de abajo hacia arriba) por la cual el ingreso de este nutriente podría estar estimulando la producción primaria y a su vez, esta, estimulará la producción secundaria (Kang & Oh, 2021; Nelson *et al.*, 2019).

De manera específica la biomasa de *Ariopsis simonsi* fue mayor en ambientes mesohalinos (5-18 UPS) y polihalinos (18-30 UPS), concretamente en salinidades menores a 17 UPS y entre 23 y 26 UPS. Un comportamiento similar se ha reportado para la familia Ariidae, particularmente la especie *Cathorops multiradiatus* se encontró distribuida a lo largo de la bahía de Buenaventura con mayor uso de zonas contrastantes del estuario (Molina *et al.*, 2020). Por otra parte, la cantidad de lodos también es significativa para explicar la variación de la biomasa de *Ariopsis simonsi* fue mayor cuando el porcentaje de lodos fue mayor al 40 %. Asimismo, el modelo incluyó la temperatura del agua, la concentración de fosfatos y arenas finas. Se ha documentado para estuarios tropicales que las fluctuaciones en variables ambientales salinidad, temperatura y oxígeno disuelto influyen en la distribución de la familia Ariidae (Barletta *et al.*, 2005; Mário Barletta *et al.*, 2003; Dantas *et al.*, 2010). A estos factores se adiciona la cantidad de lodos presentes en el sedimento. Esta característica del sustrato puede estar relacionada de manera directa con la disponibilidad de presas de la familia Ariidae por ser peces que se alimentan principalmente de fauna bentónica. En la Ciénaga Grande de Santa Marta el sustrato de conchas explicó la densidad de *Cathorops spixii* y se atribuyó a la alta abundancia de macroinvertebrados y larvas de peces, que constituyen la fuente básica de alimentación (Rueda, 2001). Por lo cual, la biomasa de *Ariopsis simonsi* podría verse afectada por actividades como los dragados (Reyes-Rojas, 2016) y por deposición de sedimentos gruesos (Reis-Filho & de Alcântara Santos, 2014).

Por otro lado, la biomasa de *Ariopsis simonsi* fue mayor cuando la concentración de fosfatos disminuyó. Esto puede atribuirse a que el aumento descontrolado de nutrientes puede generar efectos negativos en los peces mediante estrés fisiológico, generar cambios morfológicos y de comportamiento en organismos acuáticos (Kunigelis & Wilbur, 2012; Rueda-Jasso *et al.*, 2014; Strauch *et al.*, 2019). Adicionalmente, se puede presentar la alteración de la relación depredador-presa, haciendo a las presas resistentes a la depredación (Davis *et al.*, 2010; Nelson *et al.*, 2019). En cuanto a la densidad de *Ariopsis*

simonsi además de ser explicada por niveles contrastantes de oxígeno disuelto en la columna de agua, también se explicó por las correlaciones negativas con el porcentaje de lodos en el sedimento y presentó una amplia distribución en la bahía de Tumaco. Esto apunta a que es una especie residente del estuario capaz de tolerar fuertes cambios en las condiciones ambientales, como se ha descrito para otras especies de la misma familia (Barletta & Blaber, 2007; Dantas *et al.*, 2010; Molina *et al.*, 2020; Walton *et al.*, 2022), en este caso pudo soportar bajo nivel de oxígeno disuelto, y su preferencia por sedimentos más gruesos puede estar relacionado con la presencia de presas.

Por otra parte, la biomasa y densidad de *Larimus argenteus* presentaron correlaciones lineales positivas con la transparencia. Esto puede obedecer a que el género *Larimus* tiene como hábito principalmente el consumo de zooplancton y camarones peneidos (Bessa *et al.*, 2014; Chao & Musick, 1977; Herrera-Rengifo, 2022; Ramírez-Luna *et al.*, 2008), los cuales han registrado mayor abundancia y biomasa en las zonas con mayor influencia marina (Duque *et al.*, 2021; Gamboa-García *et al.*, 2018; Vásquez-Yeomans *et al.*, 2012), que se caracterizan por presentar mayor transparencia y salinidades altas. Por lo tanto, sugiere una mayor cantidad de presas para estas especies. En consecuencia, el aumento en la deforestación en las cuencas que vierten sus aguas a la bahía, así como las descargas de aguas servidas con alto contenido de sólidos en suspensión podrían influenciar negativamente la presencia de esta especie importante para la pesca artesanal. Análogamente, el modelo que describió el comportamiento de la densidad de *Larimus argenteus* incluyó la concentración de nitratos. De la misma forma que con *Ariopsis simonsi* al incrementar las concentraciones de nutrientes puede generar un aumento en la producción secundaria (Nelson *et al.*, 2019), sin embargo, el aumento exacerbado de nitratos podría ocasionar efectos negativos en la población de esta especie. Por ejemplo, se ha documentado para la removilización y resuspensión de contaminantes puede afectar la dieta de peces y una disminución del ancho del nicho de peces estuarinos (Andrades *et al.*, 2021). Además, la densidad de *Larimus argenteus* fue mayor cuando el porcentaje de materia orgánica en el sedimento permaneció por debajo del 10%, valores que se asocian a estuarios típicos no perturbados (Reis-Filho & de Alcântara Santos, 2014).

Paralelamente, *Stellifer typicus* presentó mayor biomasa cuando los valores de arenas finas estuvieron comprendidos entre 20 y 35 % y valores de pH inferiores a 6.8 unidades de pH.

Las cuales fueron condiciones típicas del estuario interno, así como valores superiores a 7.8 unidades de pH que es característico de la zona de influencia marina del estuario. La densidad de esta especie presentó comportamiento similar a la de *Ariopsis simonsi* con el oxígeno disuelto; además correlación positiva con la temperatura, esta última se ha observado como uno de los factores importantes en la distribución de peces estuarinos (Blaber & Blaber, 1980); además afecta la concentración del oxígeno disuelto (Day *et al.*, 2012). Por otro lado, esta especie se ha descrito como dependiente del estuario marino en la bahía de Buenaventura (Molina *et al.*, 2020). Sin embargo, en el presente trabajo se presentó una amplia distribución en el área de estudio.

La biomasa y densidad de *Stellifer fuerthii* presentaron influencia de la composición del sedimento, así como de la materia orgánica presente en el mismo. Con correlaciones positivas con la fracción fina del sedimento (arenas finas y lodos). Además, se evidenció que la densidad de esta especie fue mayor cuando la materia orgánica estuvo entre 5 y 8 %. Adicional a esto se observó que el comportamiento de la biomasa de *S. fuerthii* fue similar al de su densidad. Sin embargo, el modelo de la biomasa incluyó adicionalmente la concentración de nitratos, observándose los mayores valores cuando los nitratos estuvieron entre 2.5 y 3.1 mg NO₃ L⁻¹. Siendo estas dos funciones complementarias, dado que cuando la biomasa de *S. fuerthii* aumentó en función de la materia orgánica disminuyó en función de los nitratos. Este comportamiento puede estar asociado a procesos de liberación de nutrientes desde el sedimento, teniendo en cuenta que se ha descrito que los sedimentos funcionan como sumideros de nutrientes y otras sustancias (Casanova-Rosero *et al.*, 2006; Paerl, 2006) que pueden pasar a la columna de agua a través de los diferentes factores como los cambios en la competencia catiónica y el metabolismo bacteriano (Jung *et al.*, 2021; Tan *et al.*, 2019; Tanaka *et al.*, 2021). Adicionalmente, el modelo de la biomasa de *S. fuerthii* mostró correlación positiva con nitritos, lo que sugiere la presencia de esta especie en lugares con tendencias eutróficas.

Con respecto a la biomasa de *Stellifer melanocheir* los análisis muestran que se presenta influenciada positivamente por el porcentaje de arenas finas y la salinidad. Este resultado difiere de lo registrado en la bahía de Buenaventura donde la presencia de esta especie se asoció con bajas salinidades (Molina *et al.*, 2020). Estas diferencias en la distribución temporal del estuario se pueden atribuir a que las diferentes etapas ontogénicas. Debido a

que juveniles y adultos responden de manera diferente a las variaciones ambientales (Barletta *et al.*, 2008). En la bahía de Caraguatatuba en Brasil, se ha reportado que juveniles del género *Stellifer* se mueven a áreas de mayor influencia marina a medida que llegan a la talla de madurez (Pombo *et al.*, 2012). Por otra parte, la biomasa y la densidad de *Achirus mazatlanus* presentaron los mayores valores en condiciones mesohalinas y polihalinas. Esto puede obedecer a cambios ontogénicos en la ocupación del hábitat (Aguirre-León *et al.*, 2014). Los modelos multivariados que explicaron el comportamiento de la biomasa y la densidad de *Achirus mazatlanus* incluyeron la acción conjunta del porcentaje de lodos y transparencia del agua. De manera general, la especie se distribuyó a lo largo de la bahía de Tumaco y en ambas épocas. Esto se atribuye a que ha sido catalogada como una especie residente del estuario que presenta una alta tolerancia a los cambios ambientales (Molina *et al.*, 2020). Además, se ha registrado mayor abundancia de la especie en zonas donde predomina los sustratos fangosos relacionados con mayor contenido de materia orgánica (Páez *et al.*, 2018). Esto es consecuente con el hecho de que en la bahía de Buenaventura, *Achirus mazatlanus* se alimentó principalmente de detritos y pequeños peces (Tafurt Villarraga *et al.*, 2021).

2.5 Conclusiones

La biomasa de especies comerciales fue mayor cuando se presentaron condiciones de oxígeno disuelto alto, baja concentración de nitratos y hubo mayor salinidad, lo cual se asoció a individuos de mayores tallas. Además, cuando se presentaron condiciones de bajo oxígeno hubo un aumento de la biomasa debido a una mayor dominancia de las especies *Ariopsis simonsi*, *Stellifer typicus* y *Achirus mazatlanus* las cuales fueron tolerantes a esas condiciones y se distribuyeron en ambas zonas del estuario.

La densidad de especies comerciales fue mayor cuando la concentración de OD fue mayor, estos valores estuvieron asociados a individuos de mayores tamaños. En contraste, en condiciones donde hubo mayor influencia de ríos (altas concentraciones de fosfatos, bajo nivel de oxígeno disuelto y mayor porcentaje de arenas gruesas) se encontró mayor densidad y estuvo asociado a individuos de tallas pequeñas.

La biomasa de las especies *Ariopsis simonsi* y *Achirus mazatlanus* fueron mayores en condiciones de aguas mesohalinas y polihalinas; La especie *Achirus mazatlanus* siguió esta tendencia cuando la transparencia y el porcentaje de lodos fueron bajos.

Las densidades de las especies *Ariopsis simonsi* y *Stellifer typicus* fueron mayores en condiciones de bajo oxígeno disuelto; asimismo cuando la concentración del oxígeno fue alta. Además, la densidad de *Ariopsis simonsi* fue más alta con mayor porcentaje del sedimento fino y bajas concentraciones de fosfatos. Sin embargo, para *Stellifer typicus* sucedió con temperaturas altas y salinidad baja a intermedia.

La biomasa de *Stellifer typicus* fue mayor cuando se presentó menor proporción de arenas finas, mayor temperatura y valores de pH bajos que correspondieron a zonas de mayor influencia de agua dulce y pH altos que correspondieron a un mayor dominio de aguas oceánicas.

La biomasa y densidad de *Larimus argenteus* fueron mayores en condiciones de mayor transparencia, con concentraciones de nitrato y porcentaje de materia orgánica intermedios.

La densidad y biomasa de *Stellifer fuerthii* fue mayor en cuando en la bahía de Tumaco predominaron los sedimentos finos, valores bajos a intermedio de materia orgánica y mayor concentración de nitritos. En contraste la otra especie de este género, *S. melanocheir*, presentó mayor biomasa conforme aumentó el porcentaje de arenas finas y la salinidad, lo cual se asoció a condiciones marinas. Además, no hubo modelo significativo para explicar el comportamiento de la densidad de esta especie.

2.6 Bibliografía

- Acero, A., & Polanco, A. (2017). Biodiversidad íctica de los mares colombianos: riqueza amenazada. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 41(159), 200. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.480>
- Aguirre-León, A., Elín Pérez-Ponce, H., & Díaz-Ruiz, S. (2014). Heterogeneidad ambiental y su relación con la diversidad y abundancia de la comunidad de peces en un sistema costero del Golfo de México. *Rev. Biol. Trop. (Int. J. Trop. Biol. ISSN, 62(1)*, 145-163.
- Akin, S., Buhan, E., Winemiller, K. O., & Yilmaz, H. (2005). Fish assemblage structure of Koycegiz Lagoon-Estuary, Turkey: Spatial and temporal distribution patterns in relation to environmental variation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 64(4), 671-684. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.03.019>
- Andrades, R., Martins, R. F., Guabiroba, H. C., Rodrigues, V. L. A., Szablak, F. T., Bastos, K. V., Bastos, P. G. P., Lima, L. R. S., Vilar, C. C., & Joyeux, J. C. (2021). Effects of seasonal contaminant remobilization on the community trophic dynamics in a Brazilian tropical estuary. *Science of The Total Environment*, 801, 149670. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2021.149670>
- APHA-AWWA-WEF. (2017). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. (23rd Editi).
- Ayala-Perez, L. A., Ramos Miranda, J., Flores Hernández, D., Sosa Lopez, A., & Martinez Romero, G. E. (2017). Ictiofauna marina y costera de Campeche. En *Epomex* (Vol. 53, Número 9).
- Barletta, M., Amaral, C. S., Corrêa, M. F. M., Guebert, F., Dantas, D. V., Lorenzi, L., & Saint-Paul, U. (2008). Factors affecting seasonal variations in demersal fish assemblages at an ecocline in a tropical-subtropical estuary. *Journal of Fish Biology*, 73(6), 1314-1336. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2008.02005.x>
- Barletta, M., Barletta-Bergan, A., Saint-Paul, U., & Hubold, G. (2005). The role of salinity in structuring fish assemblages in a prairie stream system. *Journal of Fish Biology*, 66(1), 45-72. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-0844-7>
- Barletta, Mário, Barletta-Bergan, A., Saint-Paul, U., & Hubold, G. (2003). Seasonal changes in density, biomass, and diversity of estuarine fishes in tidal mangrove creeks of the lower Caeté Estuary (northern Brazilian coast, east Amazon). *Marine Ecology Progress Series*, 256, 217-228. <https://doi.org/10.3354/meps256217>
- Barletta, Mário, & Blaber, S. J. M. (2007). Comparison of fish assemblages and guilds in tropical habitats of the Embley (Indo-West Pacific) and Caeté (Western Atlantic) Estuaries. *Bulletin of Marine Science*, 80(3), 647-680.
- Bessa, E., Santos, F. B., Pombo, M., Denadai, M., Fonseca, M., & Turra, A. (2014). Population ecology, life history and diet of the shorthead drum *Larimus breviceps* in a

- tropical bight in southeastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 94(3), 615-622. <https://doi.org/10.1017/S0025315413001690>
- Bishop, K. A., McClelland, J. W., & Dunton, K. H. (2017). Freshwater Contributions and Nitrogen Sources in a South Texas Estuarine Ecosystem: a Time-Integrated Perspective from Stable Isotopic Ratios in the Eastern Oyster (*Crassostrea virginica*). *Estuaries and Coasts*, 40(5), 1314-1324. <https://doi.org/10.1007/s12237-017-0227-0>
- Blaber, S. J. M., & Blaber, T. G. (1980). Factors affecting the distribution of juvenile estuarine and inshore fish. *Journal of Fish Biology*, 17(2), 143-162. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1980.tb02749.x>
- Boerema, A., & Meire, P. (2017). Management for estuarine ecosystem services: A review. *Ecological Engineering*, 98, 172-182. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.10.051>
- Box, G. E. P., & Cox, D. R. (1964). An Analysis of Transformations. *Journal of the Royal Statistical Society. Series B (Methodological)*, 26(2), 211-252.
- Breitburg, D. (2002). Effects of hypoxia, and the balance between hypoxia and enrichment, on coastal fishes and fisheries. *Estuaries*, 25(4), 767-781. <https://doi.org/10.1007/BF02804904>
- Burke, L., Kura, Y., Kassem, K., Revenga, C., Spalding, M., & McAllister, D. (2001). Pilot Analysis of Global Ecosystems: Coastal ecosystems. En W. R. Institute (Ed.), *Encyclopedia of Earth Sciences Series*. https://doi.org/10.1007/978-0-387-36699-9_19
- Cabrera-Namora, R., dos Santos-Motta, F., & Fazzano-Gadig, O. (2009). CARACTERIZAÇÃO DA PESCA ARTESANAL NA PRAIA DOS PESCADORES, MUNICÍPIO DE ITANHAÉM, COSTA CENTRO-SUL DO ESTADO DE SÃO PAULO. *Arquivos de Ciências do Mar*, 2(42), 60-67.
- Cárdenas Calvachi, G. L., & Sánchez Ortiz, I. A. (2013). Nitrógeno en aguas residuales: orígenes, efectos y mecanismos de remoción para preservar el ambiente y la salud pública. *Universidad y Salud*, 72-88. http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0124-71072013000100007
- Carr, G. M., & Neary, J. P. (2008). *Water Quality for Ecosystem and Human Health* (United Nations Environment Programme Global Environment Monitoring System (GEMS)/Water Programme (ed.); Second).
- Casanova-Rosero, R., Castellón-Castrillón, E., & Zambrano-Ortiz, M. (2006). Evaluación de Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos en sedimentos superficiales de los esteros El Pajal y Cándamo de la Bahía de Tumaco. *Boletín Científico CCCP*, 13(13), 85-96. https://doi.org/10.26640/01213423.13.85_96
- Casanova, R., Suárez, N., & Zambrano, M. (2015). Valoración de algunas variables fisicoquímicas indicadoras de la calidad del agua en las principales bahías de la costa Pacífica colombiana-2009. *Boletín Científico CIOH*, 33, 195-214. <https://doi.org/10.26640/22159045.286>

- Casanova, Robinson, & Betancourt, J. (1997). Caracterización y evaluación de la calidad del agua de la ensenada de Tumaco. *Boletín Científico CCCP*, 45-55.
- Castro, L. A., Betancourt, J. M., & Casanova, R. F. (2001). Influencia de la marea en la variación de los niveles de parámetros hidroquímicos en el pacífico Colombiano (Ensenada de Tumaco). *Boletín Científico CCCP*, 8, 52-62.
- CCCP. (1991). Sinopsis bioecológica de algunos sectores de la costa Pacífica nariñense, con énfasis en estudios de calidad de agua. *Boletín Científico CCCP*, 2, 69-93.
- Celis, C., Casanova, R. F., & Bastidas, G. D. (2008). Evaluación estadística del comportamiento espacio-temporal de los parámetros fisicoquímicos determinantes de la calidad del agua en el litoral Pacífico colombiano. *Boletín Científico CCCP*, 15, 91-104.
- Chao, L. N., & Musick, J. A. (1977). Life-History, Feeding-Habits, and Functional-Morphology of Juvenile Sciaenid Fishes in York River Estuary, Virginia. *Fishery Bulletin*, 75, 657-702.
- Clarke, K. R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18(1), 117-143.
<https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x>
- Clarke, K. R., Gorley, R., Sommerfield, P. J., & Warwick, R. M. (2014). *Change in marine communities - statistical analysis*.
- Cortés, I., & Silva, A. (2011). "Armonización de criterios de muestreo y análisis tendientes a la modelación de la calidad ambiental de estuarios y bahías" Informe final consolidado. <http://www.cenma.cl>
- Costanza, R., de Groot, R., Farberk, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O, R. V, Paruelo, J., Raskin, R. G., Suttkopp, P., & van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *NATURE*, 387.
https://www.biodiversity.ru/programs/ecoservices/library/common/doc/Costanza_1997.pdf
- Da Silva, D. R., Paranhos, R., & Vianna, M. (2016). Spatial patterns of distribution and the influence of seasonal and abiotic factors on demersal ichthyofauna in an estuarine tropical bay. *Journal of fish biology*, 89(1), 821-846. <https://doi.org/10.1111/jfb.13033>
- Danovaro, R. (2010). *Methods for the study of deep-sea sediments, their functioning and biodiversity*. CRC Press Taylor & Francis Group.
- Dantas, D. V., Barletta, M., Costa, M. F., Barbosa-Cintra, S. C. T., Possatto, F. E., Ramos, J. A. A., Lima, A. R. A., & Saint-Paul, U. (2010). Movement patterns of catfishes (Ariidae) in a tropical semi-arid estuary. *Journal of Fish Biology*, 76(10), 2540-2557.
<https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2010.02646.x>
- Davis, J. M., Rosemond, A. D., Eggert, S. L., Cross, W. F., & Wallace, J. B. (2010). Long-term nutrient enrichment decouples predator and prey production. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107(1), 121-126.

https://doi.org/10.1073/PNAS.0908497107/SUPPL_FILE/PNAS.200908497SI.PDF

Day, J., Crump, B., Kemo, Michael, & Yáñez-Aranciba, A. (2012). *Estuarine Ecology* (2nd ed., Vol. 47, Número 3). John Wiley & Sons, Inc.

de Mutsert, K., Steenbeek, J., Lewis, K., Buszowski, J., Cowan, J. H., & Christensen, V. (2016). Exploring effects of hypoxia on fish and fisheries in the northern Gulf of Mexico using a dynamic spatially explicit ecosystem model. *Ecological Modelling*, 331, 142-150. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLMODEL.2015.10.013>

Díaz-Ochoa, J. a. (1997). Aspectos biológico-pesqueros de dos especies de *Cynoscion* con anotaciones sobre ictiofauna acompañante en la pesca del camarón de aguas someras en la Ensenada de Tumaco , Pacífico colombiano. *Asociacion Colombiana de Ictiología*, 2, 79-83.

Díaz-Ochoa, J., Borda-Rodríguez, C., Valderrama, M., & Portilla-Martínez, E. (1997). Evaluación de esfuerzo y captura de la pesca artesanal de camarón y formulación de lineamientos de ordenación en la ensenada de Tumaco (Pacífico colombiano). *INPA Boletín Científico*, 5(May), 113-126.

Díaz-Ruiz, S., Aguirre-León, A., Mendoza-Sánchez, E., & Lara-Domínguez, A. L. (2018). Factores ambientales que influyen en la ictiofauna de la laguna la mancha, sitio Ramsar, golfo de México. *Revista de Biología Tropical*, 66(1), 246-265. <https://doi.org/10.15517/RBT.V66I1.28495>

Díaz, J., Guillot, L., & Velandia, M. (2016). La pesca artesanal en el norte del Pacífico colombiano. En *MarViva*. MarViva, Fundación.

Dolbeth, M., Vendel, A. L., Pessanha, A., & Patrício, J. (2016). Functional diversity of fish communities in two tropical estuaries subjected to anthropogenic disturbance. *Marine Pollution Bulletin*, 112(1-2), 244-254. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2016.08.011>

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. *Environmental Science and Pollution Research*. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08971-2>

Duque, G., Gamboa-García, D. E., Molina, A., & Cogua, P. (2021). Influence of water quality on the macroinvertebrate community in a tropical estuary (Buenaventura Bay). *Integrated Environmental Assessment and Management*, 00(00), 1-17. <https://doi.org/10.1002/ieam.4521>

Elliott, M., & Quintino, V. (2007). The Estuarine Quality Paradox, Environmental Homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. *Marine Pollution Bulletin*, 54(6), 640-645. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.02.003>

FAO. (2018). *El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2018. Cumplir los objetivos de desarrollo sostenible*. <https://doi.org/CC BY-NC-SA 3.0 IGO>

FAO. (2020). *Estado mundial de la pesca y la acuicultura 2020*. La sostenibilidad en

acción. <https://doi.org/https://doi.org/10.4060/ca9229es>.

- Fischer, W., Krupp, F., Schneider, W., Sommer, C., Campenter, K. E., & Niem, V. H. (1995). *Pacífico Centro Oriental Guía FAO Para La Identificación De Especies*.
- França, S., Vasconcelos, R. P., Fonseca, V. F., Tanner, S. E., Reis-Santos, P., Costa, M. J., & Cabral, H. N. (2012). Predicting fish community properties within estuaries: Influence of habitat type and other environmental features. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 107, 22-31. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2012.04.013>
- Franco, A., Riccato, F., Torricelli, P., & Franzoi, P. (2009). Fish assemblage response to environmental pressures in the Venice lagoon. *Transitional Waters Bulletin*, 3(1), 29-44. <https://doi.org/10.1285/i1825229Xv3n1p29>
- Froese, R., & Pauly, D. (2021). *Fishbase*. World Wide Web electronic publication.
- Gamboa-García, D. E., Duque, G., & Cogua, P. (2018). Dinámica de la estructura y composición de macroinvertebrados y su relación con las variables ambientales en la bahía de Buenaventura. *Bulletin of Marine and Coastal Research*, 47(1), 67-83. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2018.47.1.738>
- Garay-Tinoco, J., Gómez-López, D., & Ortiz-Galvis, J. (2006). *Diagnóstico Integral del Impacto biofísico y socio-económico 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 CC.
- Gutiérrez-Estrada, J. C., Vasconcelos, R., & Costa, M. J. (2008). Estimating fish community diversity from environmental features in the Tagus estuary (Portugal): Multiple Linear Regression and Artificial Neural Network approaches. *Journal of Applied Ichthyology*, 24(2), 150-162. <https://doi.org/10.1111/J.1439-0426.2007.01039.X>
- Hastie, T. J., & Tibshirani, R. J. (1990). Generalized additive Models. En *Chapman and Hall* (Vol. 1).
- Herrera-Rengifo, L. (2022). *Influencia de factores ambientales en la ecología trófica de especies de la familia Sciaenidae en la bahía de Buenaventura*. Universidad Nacional de Colombia.
- Hossain, M. S., Gopal Das, N., Sarker, S., & Rahaman, M. Z. (2012). Fish diversity and habitat relationship with environmental variables at Meghna river estuary, Bangladesh. *Egyptian Journal of Aquatic Research*, 38(3), 213-226. <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2012.12.006>
- Hwang, S.-W., Choi, K.-H., & Hwang, S.-D. (2017). Comparison of Fish Assemblages in Two Adjacent Macrotidal Estuaries Altered by Diking. *Journal of Coastal Research*, 33(5), 1113. <https://doi.org/10.2112/jcoastres-d-16-00142.1>

- INVERMAR, CRC, & CRPONARIÑO. (2006). Unidad ambiental costera de la llanura Aluvial del Sur: Caracterización, Diagnóstico y Zonificación Ambiental. En Á. López (Ed.), *Invemar*. INVEMAR – CRC - CORPONARIÑO.
- Jung, H. B., Richards, J., & Fitzgerald, A. (2021). Temporal and spatial variations of water quality in the Newark Bay Estuary. *Regional Studies in Marine Science*, 41, 101589. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2020.101589>
- Justić, D., Turner, R. E., & Rabalais, N. N. (2003). Climatic influences on riverine nitrate flux: Implications for coastal marine eutrophication and hypoxia. *Estuaries* 2003 26:1, 26(1), 1-11. <https://doi.org/10.1007/BF02691688>
- Kang, Y., & Oh, Y. (2021). Different Roles of Top-Down and Bottom-Up Processes in the Distribution of Size-Fractionated Phytoplankton in Gwangyang Bay. *Water* 2021, Vol. 13, Page 1682, 13(12), 1682. <https://doi.org/10.3390/W13121682>
- Kunigelis, S. C., & Wilbur, K. M. (2012). The Effects of Inorganic Phosphates on Trochophore Larvae of the Oyster, *Crassostrea virginica*. <http://dx.doi.org/10.1080/01688170.1987.10510314>, 12(2), 161-172. <https://doi.org/10.1080/01688170.1987.10510314>
- Loya-Salinas, D. H., & Escofet, A. (1990). Contribution To The Calculation Of The Biological Value Index (Sanders, 1960). *Ciencias Marinas*, 16(2), 97-115. <https://doi.org/10.7773/cm.v16i2.688>
- 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>
- Marcand, J., Codling, I., Drake, P., Elliott, M., Pihl, L., & Rebelo, J. (2002). Environmental Quality of Estuaries . En M. Elliot & Hemingway. Krystal (Eds.), *Fishes in Estuaries*.
- Marshall, S., & Elliott, M. (1998). Estuarine Coastal and Shelf Science\rEnvironmental influences on the fish assemblage of the Humber estuary, UK. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 46, 175-184. [https://doi.org/10.1016/S0274-5836\(98\)00126-0](https://doi.org/10.1016/S0274-5836(98)00126-0)
- Martínez, L. M., Cuello, F., Duarte, L. O., & Acevedo, R. (2014). Experimental assessment of the effect of bycatch reduction devices in an artisanal shrimp trawl fishery of the Gulf of Salamanca, Colombian Caribbean. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras - INVEMAR*, 43(2), 329-349. <https://www.scopus-com.ezproxy.unal.edu.co/record/display.uri?eid=2-s2.0-85027253581&origin=resultslist&sort=plf-f&src=s&st1=pesca+artesanal&nlo=&nlr=&nls=&sid=9ba18bbcb85b0a218ebfa6b766f57836&sot=b&sdt=b&sl=30&s=TITLE-ABS-KEY%28pesca+artesanal%29&relpos=>
- Martinez, O., Molina, A. E., & Duque, G. (2019). Influencia de la materia organica en la abundancia de poliquetos (Annelida: Polychaeta) de la bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano. *Ciencias del mar - Una mirada desde la Universidad Nacional de Colombia*, September, 228.
- Mathews, T., & Fisher, N. S. (2008). Evaluating the trophic transfer of cadmium, polonium, and methylmercury in an estuarine food chain. *Environmental Toxicology and*

Chemistry, 27(5), 1093-1101. <https://doi.org/10.1897/07-318.1>

Mejía-Falla, P., Navia, A., López, J., Galindo, E., Gómez, D., Orozco, M., Amariles, D., Márquez, V., Pérez, J., & Mojica, H. (2018). Caracterización de la Pesquería Artesanal de Arrastre de Camarón en el Océano Pacífico Centro Colombiano. En N. Gallardo, S. Hernández, H. Mojica, & V. Puentes (Eds.), *Avances de Pesca y Acuicultura. Especial: Caracterización de pesquerías en Colombia: Vol. IV*. Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca –AUNAP- ©, Fundación Fauna Caribe Colombiana – FFCC- ©.

Ministerio de Medio Ambiente de España. (2000). *Libro Blanco del Agua en España* (Centro de). <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>

Molina, A., Duque, G., & Cogua, P. (2020). Influences of environmental conditions in the fish assemblage structure of a tropical estuary. *Marine Biodiversity*, 50(1), 1-13. <https://doi.org/10.1007/s12526-019-01023-0>

Morales Devis, A. (2003). Análisis de las condiciones oceanográficas y meteorológicas de la bahía de Tumaco y su relación con eventos de escala global. *Boletín Científico CCCP*, 9, 1-21.

Mosquera Mosquera, A. I. (1992). La contaminación orgánica un posible precursor de la eutroficación en la Ensenada de Tumaco. *Boletín Científico CCCP*, 3(3), 31-49. https://doi.org/10.26640/01213423.3.31_49

Musiello-Fernandes, J., Oliveira, P. da C., de Araújo, S. C., de ABREU, J. S., Di Benedetto, A. P. M., Braga, A. A., Hostim-Silva, M., & Zappes, C. A. (2021). Artisanal fishing on the coast of Espírito Santo state, southeastern Brazil: An approach to socioenvironmental oceanography. *Boletim do Instituto de Pesca*, 46(4). <https://doi.org/10.20950/1678-2305.2020.46.4.610>

Nelson, J. A., Johnson, D. S., Deegan, L. A., Spivak, A. C., & Sommer, N. R. (2019). Feedbacks Between Nutrient Enrichment and Geomorphology Alter Bottom-Up Control on Food Webs. *Ecosystems*, 22(2), 229-242. <https://doi.org/10.1007/S10021-018-0265-X/FIGURES/7>

Osborne, J. W. (2010). Improving your data transformations: Applying the Box-Cox transformation. *Practical Assessment, Research and Evaluation*, 15(12).

Paerl, H. W. (2006). Assessing and managing nutrient-enhanced eutrophication in estuarine and coastal waters: Interactive effects of human and climatic perturbations. *Ecological Engineering*, 26(1), 40-54. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2005.09.006>

Páez, Y. C., Aguilar-Betancourt, C. M., González-Sansón, G., Rodríguez, F. N., & Gray, M. (2018). Sediment granulometry and salinity drive spatial and seasonal variability of an estuarine demersal fish assemblage dominated by juvenile fish. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 212(July), 241-252. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.07.019>

Panesso, M. (2017). *Influencia de las variables ambientales en la estructura de las comunidades bentónicas y su relación con el flujo de mercurio en la bahía de*

Buenaventura. Universidad Nacional de Colombia.

- Pombo, L., Elliott, M., & Rebelo, J. E. (2005). Environmental influences on fish assemblage distribution of an estuarine coastal lagoon, Ria de Aveiro (Portugal). *Scientia Marina*, 69(1), 143-159. <https://doi.org/10.3989/scimar.2005.69n1143>
- Pombo, M., Denadai, M. R., & Turra, A. (2012). Population biology of *Stellifer rastrifer*, *S. brasiliensis* and *S. stellifer* in Caraguatatuba Bay, northern coast of São Paulo, Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 60(3), 271-282. <https://doi.org/10.1590/S1679-87592012000300001>
- Prince-Flores, J., & Espinosa-Bouchot, M. (2021). Una mirada a la calidad del agua. *Perspectivas IMTA*, 1-3.
- Quinn, G., & Keough, M. (2002). *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*. Cambridge University.
- Quinn, G. P., & Keough, M. J. (2002). *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511806384>
- R Development Core Team. (2008). *R: A Language and Environment for Statistical Computing* (Vol. 2). <https://www.r-project.org/>
- Ramírez-Luna, V., Navia, A. F., & Rubio, E. A. (2008). Food habits and feeding ecology of an estuarine fish assemblage of northern pacific coast of Ecuador. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 3(3), 361-372.
- Rashed-Un-Nabi, M., Abdulla, M. A. M., Hadayet, M. U., & Mustafa, M. G. (2011). Temporal and spatial distribution of fish and shrimp assemblage in the Bakkhali river estuary of Bangladesh in relation to some water quality parameters. *Marine Biology Research*, 7(5), 436-452. <https://doi.org/10.1080/17451000.2010.527988>
- Reis-Filho, J. A., & de Alcântara Santos, A. C. (2014). Effects of substratum type on fish assemblages in shallow areas of a tropical estuary. *Marine Ecology*, 35(4), 456-470. <https://doi.org/10.1111/maec.12102>
- Reyes-Rojas, J. (2016). *Influence of dredging on the assemblage of polychaetes (Annelida: Polychaeta) in the estuary of Buenaventura Bay (Colombia)*. Universidad Nacional de Colombia.
- Reyna-González, P. C., Romero-Hernández, E., & Lorenzo-Rosas, J. A. (2019). Comportamiento espacial de la pesca artesanal en el litoral de Veracruz, México. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 54(2), 180. <https://doi.org/10.22370/rbmo.2019.54.2.1889>
- Robertson, D. R., & Allen, G. R. (2015). *Peces Costeros del Pacífico Oriental Tropical: sistema de Información en línea*. <https://biogeodb.stri.si.edu/sftep/es/pages>
- Rose, K. A. (2000). Why are quantitative relationships between environmental quality and fish populations so elusive? *Ecological Applications*, 10(2), 367-385. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[0367:WAQRBE\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[0367:WAQRBE]2.0.CO;2)

- Roshni, K., Radhakrishnan, C., & Raghavan, R. (2021). Fish distribution and assemblage structure in a hydrologically fragmented tropical estuary on the south-west coast of India. *Regional Studies in Marine Science*, 43, 101693.
<https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.101693>
- Rueda-Jasso, R., De los Santos-Bailón, A., Fuentes-Farías, L., & Gutierrez-Ospina, G. (2014). Lethal and sublethal toxicity of sodium phosphate dibasic and effects in gills and behaviour of fry on the goodeid fish *Skiffia multipunctata* [Toxicidad letal y subletal del fosfato de sodio dibásico y efectos en branquias y conducta de las crías del pez g. *Hidrobiologica*, 24(3), 207-214.
<https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-84930588300&partnerID=40&md5=b94cab3a451892bdb875b986c011245f>
- Rueda, M. (2001). Spatial distribution of fish species in a tropical estuarine lagoon: A geostatistical appraisal. *Marine Ecology Progress Series*, 222, 217-226.
<https://doi.org/10.3354/meps222217>
- Samboni-Ruiz, N., Carvajal-Escobar, Y., & Escobar, J. (2007). *Revisión de parámetros físico-químicos como indicadores de calidad y contaminación del agua A review of physical-chemical parameters as water quality and contamination indicators*. 27(3), 172-181.
- Sanders, H. L. (1960). BENTHIC STUDIES IN BUZZARDS BAY III. THE STRUCTURE OF THE SOFT-BOTTOM COMMUNITY1. *Limnology and Oceanography*, 5(2), 138-153.
<https://doi.org/10.4319/LO.1960.5.2.0138>
- Sandoval-Huerta, E. R., Madrigal-Guridi, X., Escalera-Vázquez, L. H., Medina-Nava, M., & Domínguez-Domínguez, O. (2014). Estructura de la comunidad de peces en cuatro estuarios del Pacífico mexicano central. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85(4), 1184-1196. <https://doi.org/10.7550/rmb.42105>
- Savage, C., Thrush, S. F., Lohrer, A. M., & Hewitt, J. E. (2012). Ecosystem services transcend boundaries: Estuaries provide resource subsidies and influence functional diversity in coastal benthic communities. *PLoS ONE*, 7(8), 1-8.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0042708>
- Selleslagh, J., & Amara, R. (2008). Environmental factors structuring fish composition and assemblages in a small macrotidal estuary (eastern English Channel). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 79(3), 507-517.
<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.05.006>
- Sheaves, M., Baker, R., Abrantes, K. G., & Connolly, R. M. (2017). Fish Biomass in Tropical Estuaries: Substantial Variation in Food Web Structure, Sources of Nutrition and Ecosystem-Supporting Processes. *Estuaries and Coasts*, 40(2), 580-593.
<https://doi.org/10.1007/s12237-016-0159-0>
- Sosa-López, A., Mouillot, D., Ramos-Miranda, J., Flores-Hernandez, D., & Chi, T. Do. (2007). ORIGINAL ARTICLE: Fish species richness decreases with salinity in tropical coastal lagoons. *Journal of Biogeography*, 34(1), 52-61.
<https://doi.org/10.1111/J.1365-2699.2006.01588.X>

- Sreekanth, G. B., Jaiswar, A. K., Zacharia, P. U., Pazhayamadom, D. G., & Chakraborty, S. K. (2019). Effect of environment on spatio-temporal structuring of fish assemblages in a monsoon-influenced tropical estuary. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(5). <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7436-x>
- Strauch, S. M., Bahr, J., Baßmann, B., Bischoff, A. A., Oster, M., Wasenitz, B., & Palm, H. W. (2019). Effects of Ortho-Phosphate on Growth Performance, Welfare and Product Quality of Juvenile African Catfish (*Clarias gariepinus*). *Fishes* 2019, Vol. 4, Page 3, 4(1), 3. <https://doi.org/10.3390/FISHES4010003>
- Tafurt Villarraga, D., Molina, A., & Duque, G. (2021). Hábitos alimentarios de tres especies de peces lenguados (Pleuronectiformes: Achiridae) en la Bahía de Buenaventura, Pacífico Colombiano. *Revista de Biología Tropical*, 69(3), 1055-1068. <https://doi.org/10.15517/rbt.v69i3.41922>
- Tan, E., Zou, W., Jiang, X., Wan, X., Hsu, T. C., Zheng, Z., Chen, L., Xu, M., Dai, M., & Kao, S. ji. (2019). Organic matter decomposition sustains sedimentary nitrogen loss in the Pearl River Estuary, China. *Science of The Total Environment*, 648, 508-517. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2018.08.109>
- Tanaka, Y., Minggat, E., & Roseli, W. (2021). The impact of tropical land-use change on downstream riverine and estuarine water properties and biogeochemical cycles : a review. *Ecological Processes*, 10, 2-21. <https://doi.org/doi.org/10.1186/s13717-021-00315-3>
- Teichert, N., Pasquaud, S., Borja, A., Chust, G., Uriarte, A., & Lepage, M. (2017). Living under stressful conditions: Fish life history strategies across environmental gradients in estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 188, 18-26. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.02.006>
- Tejada-Vélez, C., Otero-Díaz, L. J., Castro-Suárez, L. Á., Afanador-Franco, F., Devis-Morales, A., Solano, J. E., & Fonseca-Camelo, A. L. (2003). *Aportes al entendimiento de la Bahía de Tumaco. Entorno oceanográfico, costero y de riesgos*. Editorial DIMAR: Editorial Sepia Ltda.
- Vásquez-Yeomans, L., Castellanos, I., Suárez-Morales, E., & Gasca, R. (2012). Variación espacio-temporal de la biomasa de zooplancton en un sistema estuarino del Caribe Occidental durante dos ciclos anuales. *Revista de biología marina y oceanografía*, 47(2), 213-225. <https://doi.org/10.4067/s0718-19572012000200005>
- Velasco, A., & Wolff, M. (2000). Ictiofauna juvenil de fondos blandos durante la transición de «secas» a lluvias en la costa pacífica de Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 48, 1289-1300. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=44930116023>
- Villanueva, J., & Flores, A. (2016). *La contribución de la pesca en pequeña escala a la seguridad alimentaria y el ingreso familiar en Chile, Colombia y Perú*. FAO.
- Wagner, C. M., & Austin, H. M. (1999). Correspondence between environmental gradients and summer littoral fish assemblages in low salinity reaches of the Chesapeake Bay, USA. *Marine Ecology Progress Series*, 177, 197-212. <https://doi.org/10.3354/meps177197>

- Walton, B. W., Cotton, C. F., Gandy, D. A., & Fuentes, M. M. P. B. (2022). Determining the influence of abiotic factors on spatial–temporal patterns of marine catfish (family: Ariidae) within the Apalachicola Bay System, Florida. *Environmental Biology of Fishes*, 105(3), 369-383. <https://doi.org/10.1007/S10641-022-01230-Y/TABLES/6>
- Yabsley, N. A., Gilby, B. L., Schlacher, T. A., Henderson, C. J., Connolly, R. M., Maxwell, P. S., & Olds, A. D. (2020). Landscape context and nutrients modify the effects of coastal urbanisation. *Marine Environmental Research*, 158(October 2019), 104936. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.104936>
- Zambrano, E., Loaiza, J., Barrera, A., Hernández, S., Riascos, C., & Puentes, V. (2018). Actualidad de la pesca artesanal de la zona centro del Pacífico Colombiano. En *Avances de Pesca y Acuicultura. Especial: Caracterización de pesquerías en Colombia* (Número IV, p. 22).

3. Conclusiones y recomendaciones

3.1 Conclusiones

En la zona interna de la bahía de Tumaco, donde la influencia de los ríos es mayor se presentó baja calidad del agua con tendencia a la eutrofización cuando las concentraciones de nitritos y fosfatos fueron altas; y el oxígeno disuelto fue bajo en la zona interna. Por otro lado, en la zona externa presentó menor concentración de estos nutrientes y una mayor del oxígeno a la columna de agua principalmente debido a la distancia de la influencia de descargas de ríos, residuos sólidos y líquidos.

En la bahía de Tumaco presentó variaciones espaciotemporales en la biomasa y densidad de peces de interés comercial principalmente por la contribución de especies como *Ariopsis simonsi*, *Stellifer typicus* y *Achirus mazatlanus* que presentaron mayor dominancia durante la época seca en la zona interna del estuario.

La biomasa y densidad de peces de interés comercial fueron mayores cuando la calidad del agua fue baja, es decir, mayores concentraciones de fosfatos y/o menores concentraciones de oxígeno disuelto. Este comportamiento obedece a la presencia de especies que fueron tolerantes a estas condiciones. Al mismo tiempo la biomasa y densidad de peces de interés comercial fueron mayores cuando la calidad del agua mostró un buen estado del ecosistema, es decir, bajas concentraciones de fosfatos, mayor concentración de oxígeno, lo cual obedeció a una menor dominancia y peces de tallas mayores.