



UNIVERSIDAD  
**NACIONAL**  
DE COLOMBIA

# **Influencia de la concentración de nutrientes en los sedimentos en la estructura de los bosques de manglar expuestos a diferentes grados de impactos en el Pacífico colombiano**

**Luisa Fernanda Mondragón Díaz**

Universidad Nacional de Colombia  
Facultad de Ingeniería y Administración  
Departamento de Ingeniería  
Palmira, Colombia  
2023

# **Influencia de la concentración de nutrientes en los sedimentos en la estructura de los bosques de manglar expuestos a diferentes grados de impactos en el Pacífico colombiano**

**Luisa Fernanda Mondragón Díaz**

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

Director:

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

Codirector:

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

Línea de Investigación:

Contaminación e impactos ambientales en ecosistemas

Grupo de Investigación:

Ecología y Contaminación Acuática ECONACUA

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

2023

*A toda mi familia. En especial a mi querida madre, quien es el motor de cada paso que doy, cuya dedicación y amor son la base de la persona que soy y de todos mis triunfos. Gracias por darme la vida, ser mi refugio y acompañarme en cada etapa con tu dedicación, cariño y siempre creer en mí y motivarme a lograr grandes cosas. Estas páginas son un tributo a tu amor y deseo hoy siempre hacerte sentir orgullosa.*

*Con todo mi amor.*

## Declaración de obra original

Yo declaro lo siguiente:

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

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

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

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



---

Luisa Fernanda Mondragón Díaz

Fecha 24/07/2023

Fecha

## **Agradecimientos**

Agradezco en primer lugar a Dios por darme la vida, la sabiduría y permitirme dar cada paso en la aventura que es la vida. Agradezco a mi madre por ser el motor de todos mis logros, a los demás familiares y amigos que se mantuvieron acompañándome en cada etapa del proceso y siempre tuvieron una palabra de ánimo, de consejo y de empatía para alentarme a dar lo mejor de mí. A los directores de tesis, los profesores Guillermo Duque y Andrés Molina por ser guías, brindarme su tiempo, apoyo y experiencia, sin ellos este camino de investigación no sería posible. Agradezco enormemente a mis compañeras de maestría y amigas de la vida, Daniela Vásquez y Laura Vidal, por su colaboración en la investigación, su trabajo en equipo y su compañía en todo el desarrollo de la tesis. Me agradezco también por mantenerme fuerte, persistente y confiar en mis capacidades. Adicionalmente, agradezco al grupo de investigación Ecología y Contaminación Acuática por ser el pilar de mi experiencia en la investigación, así como a todos los integrantes que de una u otra forma me apoyaron en el proceso y quienes son la esencia del grupo. Gracias vida por permitirme acercarme a la grandeza del manglar y del mar.

Gracias también a la Universidad Nacional de Colombia Sede Palmira por brindarme sus laboratorios y a todos los participantes del proyecto “Investigación de los servicios ecosistémicos derivados de bosques de manglar en el Pacífico colombiano, Valle del Cauca, Nariño, Cauca, Chocó” número BPIN2020000100054, del Sistema General de Regalías por permitirme ser parte de tan magnífica experiencia.

## Resumen

### **Influencia de la concentración de nutrientes en los sedimentos en la estructura de los bosques de manglar expuestos a diferentes grados de impactos en el Pacífico colombiano**

Los manglares son ecosistemas de las zonas intermareales tropicales adaptados a condiciones fluctuantes que son valorados por los múltiples servicios ecosistémicos que brindan. En los suelos de los manglares se almacenan gran cantidad de nutrientes de fuentes naturales y antrópicas, los cuales pueden propiciar condiciones eutróficas que deterioran la calidad ambiental del ecosistema y afectan la función y estructura de la comunidad biológica. En ese contexto, el objetivo del presente trabajo de investigación fue determinar la variación espacio-temporal de la concentración de nutrientes intersticiales de manglares en bosques expuestos a diferentes grados de intervención antrópica en el Pacífico colombiano y su relación con la estructura del bosque. Se tomaron muestras de agua intersticial y sedimento de bosques con alta intervención en Piangüita, y menor en San Pedro de la bahía de Buenaventura, y mayor en Rompido y menor en Bocagrande de la bahía de Tumaco para determinar la concentración de nutrientes, parámetros fisicoquímicos y tamaño de grano, adicionalmente se registraron características de la estructura del bosque. Los mayores valores de nutrientes se presentaron en Buenaventura, donde entre sitios, los fosfatos fueron mayores en Piangüita ( $0,25 \pm 0,25$  mg/l) y en San Pedro los nitratos ( $0,99 \pm 0,89$  mg/l) y el amonio ( $2,05 \pm 1,58$  mg/l). En Tumaco en el bosque de Bocagrande fueron mayores los fosfatos ( $0,13 \pm 0,1$  mg/l), y los nitritos ( $0,04 \pm 0,02$  mg/l) y amonio ( $2 \pm 1,39$  mg/l), con diferencias significativas. En Rompido fueron mayores los nitratos ( $0,58 \pm 0,64$  mg/l). En cuanto a la estructura del bosque, en Buenaventura se presentó la mayor cantidad de árboles totales ( $0.13 \pm 0.08$  árbol/m<sup>2</sup>) y de *Rhizophora mangle* (Rm) ( $0.11 \pm 0.08$  árbol/m<sup>2</sup>), mientras que en Tumaco los mayores

---

valores de altura de árbol ( $17,1 \pm 8,91$  m) y DAP ( $22 \pm 11$  cm), con diferencia significativas. En Buenaventura, se presentó correlación positiva donde a mayor concentración de nitratos se registró mayor pH, y negativas de amonio con oxígeno y fosfatos con salinidad. En Tumaco se presentó mayor alcalinidad en los sitios con pH mayores, así como concentraciones altas de amonio y bajas de nitratos en los sitios con mayor proporción de arenas finas. En Buenaventura, en zonas donde se presentó mayor concentración de nitratos, se registró mayor densidad de árboles, pero se relacionó significativamente con menor altura y DAP, presentándose estas dos últimas características en zonas de exceso de amonio. Por otra parte, en Tumaco se presentó menor cantidad de árboles en concentraciones altas de nitritos. Los nutrientes en Buenaventura pueden relacionarse a descargas contaminantes y escurrimiento agrícola, y en Tumaco al tipo de bosque y asentamientos cercanos, y su dinámica se relaciona con variables ambientales y tipo de suelo, como lo encontrado en otros manglares tropicales. Adicionalmente, los bosques de Buenaventura presentaron mayores densidades de árboles, sin embargo, en Tumaco, especialmente en Bocagrande los arboles están más desarrollados, donde los nutrientes fueron menores. Dichas relaciones se han encontrado en otros estudios donde los sustratos con alta concentración de nutrientes propician la biomasa del bosque, pero en exceso pueden afectar el crecimiento de los manglares.

**Palabras clave:** nutrientes, manglares, calidad del agua, estructura de la vegetación, intervención antrópica

## Abstract

### **Influence of the concentration of nutrients in the sediments on the structure of mangrove forests exposed to different degrees of impacts in the Colombian Pacific**

Mangroves are ecosystems of tropical intertidal zones adapted to fluctuating conditions that are valued for the multiple ecosystem services they provide. Mangrove soils store a large amount of nutrients from natural and anthropogenic sources, which can promote eutrophic conditions that deteriorate the environmental quality of the ecosystem and affect the function and structure of the biological community. In this context, the objective of this research work was to determine the spatiotemporal variation of the interstitial nutrient concentration of mangroves in forests exposed to different degrees of anthropic intervention in the Colombian Pacific and its relationship with the structure of the forest. Interstitial water and sediment samples were taken from forests with high intervention in Pianguita, and less in San Pedro in the Buenaventura Bay, and greater in Rompido and less in Bocagrande in the Tumaco Bay to determine the concentration of nutrients, physicochemical parameters and grain size, additionally characteristics of the forest structure were recorded. The highest nutrient values were found in Buenaventura, where between sites, phosphates were higher in Pianguita ( $0.25 \pm 0.25$  mg/l) and nitrates ( $0.99 \pm 0.89$  mg/l) and ammonium ( $2.05 \pm 1.58$  mg/l) in San Pedro. In Tumaco, in the Bocagrande forest, phosphates ( $0.13 \pm 0.1$  mg/l), and nitrites ( $0.04 \pm 0.02$  mg/l) and ammonium ( $2 \pm 1.39$  mg/l) were higher, with significant differences. In Rompido, nitrates were higher ( $0.58 \pm 0.64$  mg/l). Regarding the structure of the forest, in Buenaventura there was the greatest number of total trees ( $0.13 \pm 0.08$  tree/m<sup>2</sup>) and of Rhizophora mangrove (Rm) ( $0.11 \pm 0.08$  tree/m<sup>2</sup>), while in Tumaco the highest values of tree height ( $17.1 \pm 8.91$  m) and DBH ( $22 \pm 11$  cm), with significant differences. In Buenaventura, there was a positive correlation where the higher the concentration of nitrates, the higher the pH, and negative

---

for ammonium with oxygen and phosphates with salinity. In Tumaco, there was greater alkalinity in the sites with higher pH, as well as high concentrations of ammonium and low nitrates in the sites with the highest proportion of fine sands. In Buenaventura, in areas where there was a higher concentration of nitrates, a higher density of trees was recorded, but it was significantly related to lower height and DBH, the latter two characteristics occurring in areas with excess ammonium. On the other hand, in Tumaco there were fewer trees with high concentrations of nitrites. Nutrients in Buenaventura can be related to polluting discharges and agricultural runoff, and in Tumaco to the type of forest and nearby settlements, and their dynamics are related to environmental variables and soil type, as found in other tropical mangroves. Additionally, the forests of Buenaventura presented higher densities of trees, however, in Tumaco, especially in Bocagrande, the trees are more developed, where the nutrients were lower. These relationships have been found in other studies where substrates with a high concentration of nutrients promote forest biomass, but in excess they can affect mangrove growth.

**Keywords:** nutrients, mangroves, water quality, vegetation structure, anthropic intervention

# Contenido

	Pág.
Resumen.....	VI
Lista de figuras .....	XII
Lista de tablas .....	XIV
Introducción .....	XVI
<b>1. Capítulo 1 Relación de la concentración de nutrientes con variables ambientales en los suelos de bosques de manglar expuestos a diferentes grados de intervención antrópica en el Pacífico Colombiano.....</b>	<b>21</b>
1.1 Introducción.....	21
1.2 Materiales y métodos .....	24
1.2.1 Área de estudio.....	24
1.2.2 Diseño del muestreo .....	29
1.2.3 Fase de campo.....	30
1.2.4 Fase de laboratorio.....	30
1.2.5 Tratamiento de datos.....	32
1.3 Resultados .....	32
1.3.1 Nutrientes .....	32
1.3.2 Variables fisicoquímicas .....	37
1.3.3 Composición granulométrica y contenido de materia orgánica del sedimento	40
1.3.4 Influencia de las variables fisicoquímicas y composición del suelo sobre las variables de calidad del agua .....	42
1.4 Discusión .....	47
1.5 Conclusiones.....	52
1.6 Bibliografía .....	53
<b>2. Capítulo 2 Influencia de la concentración de nutrientes en los sedimentos en el desarrollo de los bosques de manglar expuestos a diferentes grados de intervención antrópica en el Pacífico Colombiano.....</b>	<b>62</b>
2.1 Introducción.....	62
2.2 Materiales y Métodos .....	65
2.2.1 Área de estudio.....	65
2.2.2 Diseño del muestreo .....	69
2.2.3 Fase de campo.....	69
2.2.4 Fase de laboratorio.....	70
2.2.5 Tratamiento de los datos .....	71

---

2.3	Resultados .....	72
2.3.1	Variación de la concentración de nutrientes en las zonas del bosque de manglar .....	72
2.3.2	Variación de parámetros fisicoquímicos por zonas del bosque de manglar ...	75
2.3.3	Variación de la composición granulométrica del sedimento en las zonas del bosque de manglar.....	77
2.3.4	Estructura del bosque de manglar .....	79
2.3.5	Influencia de la variación de calidad ambiental sobre la estructura del bosque de manglar .....	83
2.4	Discusión .....	85
2.5	Conclusiones .....	89
2.6	Bibliografía.....	90
<b>3.</b>	<b>Conclusiones y recomendaciones.....</b>	<b>100</b>

## Lista de figuras

	Pág.
<b>Figura 1- 1:</b> Precipitación media mensual, precipitación total mensual del año 2022 y temperatura media mensual del aire histórica en la bahía de Buenaventura. ....	25
<b>Figura 1- 2:</b> Área de estudio y ubicación de los sitios de muestreo en manglares de la Bahía de Buenaventura. Sitio 1 San Pedro (SP) de menor intervención, sitio 2 Pianguita (PG) de mayor intervención.....	26
<b>Figura 1- 3:</b> Precipitación media mensual, precipitación total mensual del año 2022 y temperatura media mensual del aire histórica en la bahía de Tumaco. ....	27
<b>Figura 1- 4:</b> Área de estudio y ubicación de los sitios de muestreo en manglares de la Bahía de Tumaco. Sitio 1 Bocagrande (BG) de menor intervención, sitio 2 Rompido (RP) de mayor intervención. ....	28
<b>Figura 1- 5:</b> Registro fotográfico de los métodos usados en campo y laboratorio. ....	31
<b>Figura 1- 6:</b> Figura. Promedios de porcentajes de arenas gruesas (AG%), arenas medias (AM%), arenas finas (AF%), lodos (%) y materia orgánica (MO%) del suelo de manglar de la bahía de Buenaventura.....	41
<b>Figura 1- 7:</b> Figura. Promedios de porcentajes de arenas gruesas (AG%), arenas medias (AM%), arenas finas (AF%), lodos (%) y materia orgánica (MO%) del suelo de manglar de la bahía de Tumaco.....	42
<b>Figura 1- 8:</b> Modelos aditivos generalizados (GAM) univariados que evalúan la relación entre nutrientes y variables fisicoquímicas del agua intersticial de manglares de la bahía de Buenaventura. Las funciones suavizadas se presentan como líneas sólidas; las líneas punteadas indican el rango de dos errores estándar. El eje Y representa la concentración de nutrientes bajo una función suavizada de parámetros fisicoquímicos. El eje X representa los datos observados. Ajuste del modelo ( $R^2$ Adj.), variación explicada por cada variable (%), significancia del modelo y grado del polinomio asociado a cada variable.....	43
<b>Figura 1- 9:</b> Modelos aditivos generalizados (GAM) univariados que evalúan la relación entre nutrientes y variables fisicoquímicas del agua intersticial de manglares de la bahía de Buenaventura. Las funciones suavizadas se presentan como líneas sólidas; las líneas punteadas indican el rango de dos errores estándar. El eje Y representa la concentración de nutrientes bajo una función suavizada de parámetros fisicoquímicos. El eje X representa los datos observados. Ajuste del modelo ( $R^2$ Adj.), variación explicada por	

---

cada variable (%), significancia del modelo y grado del polinomio asociado a cada variable (edf). .....	44
<b>Figura 1- 10:</b> Modelos aditivos generalizados (GAM) univariados que evalúan la relación entre nutrientes y la composición granulométrica de la bahía de Tumaco. Las funciones suavizadas se presentan como líneas sólidas; las líneas punteadas indican el rango de dos errores estándar. El eje Y representa la concentración de nutrientes bajo una función suavizada de parámetros fisicoquímicos. El eje X representa los datos observados. Ajuste del modelo ( $R^2$ Adj.), variación explicada por cada variable (%), significancia del modelo y grado del polinomio asociado a cada variable (edf).....	46
<b>Figura 2- 1:</b> Área de estudio y ubicación de los sitios de muestreo en manglares de la Bahía de Buenaventura. Sitio 1 San Pedro (SP) de baja intervención, sitio 2 Pianguita (PG) de alta intervención.....	66
<b>Figura 2- 2:</b> Bosques de manglar muestreados en la bahía de Buenaventura. ....	67
<b>Figura 2- 3:</b> Área de estudio y ubicación de los sitios de muestreo en manglares de la Bahía de Tumaco. Sitio 1 Bocagrande (BG), sitio 2 Rompido (RP). ....	68
<b>Figura 2- 4:</b> Bosques de manglar muestreados en la bahía de Tumaco. ....	69
<b>Figura 2- 5:</b> Registro fotográfico de los métodos usados en campo y laboratorio. ....	71
<b>Figura 2- 6:</b> Composición Granulométrica y contenido de materia orgánica del suelo de manglar por zona del bosque de bahía de Buenaventura.....	78
<b>Figura 2- 7:</b> Composición Granulométrica y contenido de materia orgánica del suelo de manglar por zona del bosque de bahía de Tumaco. ....	79
<b>Figura 2- 8:</b> Efecto de la concentración de nutrientes en agua intersticial sobre los atributos de la vegetación del manglar (GAM) en Buenaventura. Las funciones suavizadas se presentan como líneas sólidas; las líneas punteadas indican el rango de dos errores estándar. El eje Y representa las variables de estructura bajo una función suavizada de concentración de nutrientes. El eje X representa los datos observados. Significancia del modelo (P-value), Ajuste del modelo ( $R^2$ Adj.), Variación explicada (Desv. Exp). ....	84
<b>Figura 2- 9:</b> Efecto de la concentración de nutrientes en agua intersticial sobre los atributos de la vegetación del manglar (GAM) en Tumaco. Las funciones suavizadas se presentan como líneas sólidas; las líneas punteadas indican el rango de dos errores estándar. El eje Y representa las variables de estructura bajo una función suavizada de concentración de nutrientes. El eje X representa los datos observados. Significancia del modelo (P-value), Ajuste del modelo ( $R^2$ Adj.), Variación explicada (Desv. Exp).....	85

## Lista de tablas

	Pág.
<b>Tabla 1- 1:</b> Signos de perturbación o tensores antrópicos presentes en los bosques muestreados. ....	29
<b>Tabla 1- 2:</b> Concentración de nutrientes en agua intersticial de manglar (Promedio $\pm$ DS) por bahía. ....	32
<b>Tabla 1- 3:</b> Concentración de nutrientes en agua intersticial de manglar por época climática, sitios y su interacción (promedio $\pm$ DS) de la bahía de Buenaventura. ....	34
<b>Tabla 1- 4:</b> Relación N/P por sitio y época para los bosques de manglar de la bahía de Buenaventura. ....	34
<b>Tabla 1- 5:</b> Concentración de nutrientes en agua intersticial de manglar por época climática, sitios y su interacción (promedio $\pm$ DS) de la bahía de Tumaco. ....	36
<b>Tabla 1- 6:</b> Relación N/P por sitio y época para los bosques de manglar de la bahía de Tumaco. ....	36
<b>Tabla 1- 7:</b> Parámetros fisicoquímicos de agua intersticial de manglar (Promedio $\pm$ DS) por bahía. ....	37
<b>Tabla 1- 8:</b> Parámetros fisicoquímicos en agua intersticial de manglar (Prom $\pm$ DS) por época climática y sitios de la bahía de Buenaventura. ....	38
<b>Tabla 1- 9:</b> Parámetros fisicoquímicos en agua intersticial de manglar (Prom $\pm$ DS) por época climática y sitios de la bahía de Tumaco. ....	39
<b>Tabla 1- 10:</b> Composición granulométrica del suelo de manglar (Prom $\pm$ DS) por bahía. ....	40
<b>Tabla 1- 11:</b> Resultados de correlación por rango de Spearman ( $\rho$ ) entre nutrientes y variables fisicoquímicas del agua intersticial de manglares de la bahía de Buenaventura. ....	43
<b>Tabla 1- 12:</b> Resultados de correlación por rango de Spearman ( $\rho$ ) entre nutrientes y variables fisicoquímicas del agua intersticial de manglares de la bahía de Tumaco. ....	45
<b>Tabla 1- 13:</b> Resultados de correlación por rango de Spearman ( $\rho$ ) entre nutrientes y composición granulométrica del suelo de manglares de la bahía de Tumaco. ....	46
<b>Tabla 2- 1:</b> Concentración de nutrientes (promedio $\pm$ DS) en agua intersticial de manglar por zona del bosque para la bahía de Buenaventura. ....	73
<b>Tabla 2- 3:</b> Relación N:P por zona del bosque de la bahía de Buenaventura. ....	73
<b>Tabla 2- 4:</b> Concentración de nutrientes en agua intersticial de manglar por zona del bosque para la bahía de Tumaco. ....	74
<b>Tabla 2- 5:</b> Relación N:P por zona del bosque para la bahía de Tumaco. ....	75

---

<b>Tabla 2- 6:</b> Parámetros fisicoquímicos en agua intersticial de manglar (Prom $\pm$ DS) por zona para la bahía de Buenaventura. ....	76
<b>Tabla 2- 7:</b> Parámetros fisicoquímicos en agua intersticial de manglar (Prom $\pm$ DS) por zona para la bahía de Tumaco. ....	77
<b>Tabla 2- 8:</b> Valores de Índice de valor de importancia (IVI) por especie para la bahía de Buenaventura. ....	80
<b>Tabla 2- 9:</b> Estructura del bosque de manglar por bahía (Promedio $\pm$ DS). ....	81
<b>Tabla 2- 10:</b> Estructura del bosque de manglar por zona del bosque (Prom $\pm$ DS) para la bahía de Buenaventura. ....	82
<b>Tabla 2- 11:</b> Estructura del bosque de manglar por zona del bosque (Prom $\pm$ DS) para la bahía de Tumaco. ....	82

## Introducción

Los manglares son formaciones vegetales de las zonas costeras, que dependen tanto del agua salada, por la influencia de las mareas, como del agua dulce, por las escorrentías superficiales (SIDAP, 2020). Los manglares se consideran ecosistemas no sustituibles por su singularidad y adaptación, así como estratégicos debido a la gran cantidad de bienes y servicios ambientales que proporcionan (Uribe & Urrego, 2009). Dichos ecosistemas desempeñan una función ecológica importante en la zona intermareal, al actuar como filtro natural de las descargas continentales (Avendaño et al., 2019), además de actuar en la mitigación de la erosión, la estabilización del suelo, la regulación del microclima, la protección de la línea costera, recirculación de nutrientes, captura de carbono, descontaminación del agua; así como proporcionar materia prima, hábitat y alimento a diversas especies (Dauvin, 2007; INVEMAR, 2021).

Los manglares presentan alta producción primaria bruta, acumulación de carbono sedimentario y nutrientes en comparación con otras áreas sin cobertura vegetal (Alongi, 2014; Breithaupt et al., 2014). La estructura y composición florística de los manglares presentan relación con las características ambientales del ecosistema como salinidad, condiciones edáficas, pH, así como con la acumulación de materia orgánica y concentración de nutrientes de fósforo, nitrógeno y amonio en suelos (Mira et al., 2019). Las actividades antrópicas como descargas residuales y las condiciones ambientales naturales como inundaciones influyen en la entrada de nutrientes a los ecosistemas de manglar, produciendo diferentes respuestas ecológicas, las cuales se ha observado, alteran las tasas de acumulación de carbono y nutrientes, resultando condiciones eutróficas y deterioro de la calidad del ecosistema (Brander et al., 2012; Pérez et al., 2021).

A nivel mundial, estos ecosistemas hacen parte de los sitios de interés y protección, sin embargo, se encuentran en peligro por diversas alteraciones naturales y antrópicas. Investigaciones sobre la cobertura de manglares, han registrado que en el planeta se han

perdido aproximadamente 20% del área total desde el año 1980 a 2005 (FAO, 2007) y aunque en Colombia el cambio en los últimos años ha sido alrededor del 0,14% (Hamilton & Casey, 2016), es un ecosistema vulnerable a las intervenciones humanas que posibilitan su contaminación (INVEMAR, 2021).

Algunos estudios han reportado la relación del contenido de nutrientes en los sedimentos de los bosques de manglar con la entrada de agua intersticial (Dittmar & Lara, 2001), el intercambio de agua de mar y subterránea (Xiao et al., 2018), así como con el tipo de suelo y la materia orgánica presente (Torres et al., 2018). Se ha registrado que manglares con afectaciones antrópicas o ambientales acumulan más carbono orgánico en los sedimentos, así como mayores nutrientes en comparación con manglares conservados, por ser ecosistemas filtradores y por posible modificación de las tasas de acumulación, lo que puede resultar en afectación a los servicios del ecosistema e incluso en aumento de emisión de gases invernadero de los ambientes sedimentarios (Pérez et al., 2021). Sumado a esto, se ha señalado la necesidad de ampliar las investigaciones en áreas de manglares tropicales vírgenes y afectadas para establecer comparaciones y obtener información que contribuya a hacer un rastreo ambiental de dichas áreas (Passos et al., 2021).

Se han llevado a cabo estudios sobre el estado ambiental de los ecosistemas de manglar en Colombia en su mayoría en la costa caribe; y en menor proporción en el Pacífico, en donde se ha reportado algunos indicios de amenaza por contaminación orgánica en aguas costeras (Duque et al., 2020). En una comparación de manglares del caribe colombiano se encontró que en los bosques con baja densidad de árboles se caracterizaron por mayor altura y diámetro de tronco (Mira et al., 2019), mientras que en manglares del pacífico en Buenaventura, se registró que bosques con alta densidad de árboles se relacionaron con valores de altura mayores y menor diámetro en comparación con bosques de baja densidad (Moncada, 2017). Adicionalmente, en un ámbito más amplio, en manglares tropicales se ha registrado relación entre niveles altos de nutrientes de nitrógeno y fosforo con los sitios con tipo de suelo caracterizado como limo-arcillosos (Lanza-Espino et al., 2011).

Por la importancia en la provisión de bienes y servicios del ecosistema de manglar se hace necesario conocer el grado de afectación por contaminación o condiciones extremas que

puedan tener. Por lo anterior se planteó como objetivo del presente trabajo de investigación determinar la variación espacio-temporal de la concentración de nutrientes intersticiales de manglares en bosques expuestos a diferentes grados de intervención antrópica en el Pacífico colombiano y su relación con la estructura del bosque. Dicho objetivo se abordó en dos capítulos. En el primer capítulo se determinó la relación de la concentración de nutrientes intersticiales de los sedimentos en la zona inundable del manglar con las variables fisicoquímicas y la textura del suelo de bosques de manglar expuestos a diferentes grados de intervención antrópica en dos bahías del Pacífico Colombiano; y en el segundo capítulo se estableció la relación de la concentración de nutrientes de los sedimentos de la zona inundable con la estructura de los bosques de manglar. Esta investigación puede aportar al entendimiento de la dinámica de los nutrientes acumulados en el agua intersticial del sedimento, que pueden estar influenciados por impactos aleatorios, así como ser una base para describir la relación que se presenta con el desarrollo del bosque.

## Bibliografía

- Alongi, D. M. (2014). Carbon cycling and storage in mangrove forests. *Annual Review of Marine Science*, 6, 195-219. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010213-135020>
- Avendaño, J., Rodríguez, A., & Gómez, D. (2019). *Servicios Ecosistémicos marinos y costeros de Colombia. Énfasis en manglares y pastos marinos* (MAPCO). [https://www.oceandocs.org/bitstream/handle/1834/15783/cartilla\\_Servicios\\_Ecosistemas.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://www.oceandocs.org/bitstream/handle/1834/15783/cartilla_Servicios_Ecosistemas.pdf?sequence=1&isAllowed=y)
- Brander, L., Wagtendonk, A., Hussain, S., McVittie, A., Verburg, P. H., de Groot, R. S., & van der Ploeg, S. (2012). Ecosystem service values for mangroves in Southeast Asia: A meta-analysis and value transfer application. *Ecosystem Services*, 1(1), 62-69. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.06.003>
- Breithaupt, J. L., Smoak, J. M., Smith, T. J., & Sanders, C. J. (2014). Temporal variability of carbon and nutrient burial, sediment accretion, and mass accumulation over the past century in a carbonate platform mangrove forest of the Florida Everglades. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 119(10), 2032-2048. <https://doi.org/10.1002/2014JG002715>

- Dauvin, J. C. (2007). Paradox of estuarine quality: Benthic indicators and indices, consensus or debate for the future. *Marine Pollution Bulletin*, 55(1-6), 271-281. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.08.017>
- Dittmar, T., & Lara, R. J. (2001). Driving forces behind nutrient and organic matter dynamics in a mangrove tidal creek in North Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 52(2), 249-259. <https://doi.org/10.1006/ecss.2000.0743>
- Duque, G., Gamboa-García, D., 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*, 27, 25740-25753. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08971-2>
- FAO, F. and A. O. of the U. N. (2007). *The world's mangroves 1980-2005* (Vol. 153). <http://www.fao.org/3/a1427e/a1427e00.htm>
- Hamilton, S. E., & Casey, D. (2016). Creation of a high spatio-temporal resolution global database of continuous mangrove forest cover for the 21st century (CGMFC-21). *Global Ecology and Biogeography*, 25(6), 729-738. <https://doi.org/10.1111/geb.12449>
- INVEVAR. (2021). *Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia, 2020. Serie de Publicaciones Periódicas No. 3.* <http://www.invevar.org.co/documents/10182/0/Informe+del+estado+de+los+ambientes+marinos+y+costeros+2020/8659e71d-99bf-446b-b81d-57cd915af3db>
- Lanza-Espino, G. de la, Flores-Verdugo, F., Hernandez-Pulido, S., & Penié-Rodríguez, I. (2011). Concentration of nutrients and C:N:P ratios in surface sediments of a tropical coastal lagoon complex affected by agricultural runoff. *Universidad y Ciencia Trópico Húmedo*, 2, 145-155. [http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0186-29792011000200004&lng=en&tlng=en](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0186-29792011000200004&lng=en&tlng=en)
- Mira, J. D., Urrego, L. E., & Monsalve, K. (2019). Determinantes naturales y antrópicos de distribución, estructura y composición florística de manglares en la Reserva Natural Sanguaré, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 67(4), 810-824. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.15517/rbt.v67i4.30833>
- Moncada, A. (2017). *Estructura Del Bosque De Manglar Como Base Para La Formulación De Una Estrategia De Manejo Ambiental En El Anngye Lorena Moncada Narváez Universidad Autónoma De Occidente Facultad De Ciencias Básicas Departamento De Ciencias Ambientales Programa De Admini.* <https://red.uao.edu.co/bitstream/10614/9910/1/T07580.pdf>
- Passos, T., Penny, D., Sanders, C., De França, E., Oliveira, T., Santos, L., & Barcellos, R. (2021). Mangrove carbon and nutrient accumulation shifts driven by rapid development in a tropical estuarine system, northeast Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 166, 7. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112219>
- Pérez, A., Machado, W., & Sanders, C. J. (2021). Anthropogenic and environmental influences on nutrient accumulation in mangrove sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 165, 112174. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112174>

- SIDAP, S. D. de Á. P. del V. del C. (2020). *Ecosistema manglar*.  
<https://sidap.cvc.gov.co/es/node/166>
- Torres, J. R., Infante-Mata, D., Sánchez, A. J., Espinoza-Tenorio, A., & Barba, E. (2018). Degradación de hojarasca y aporte de nutrientes del manglar en la Laguna Mecoacán, Golfo de México. *Revista de Biología Tropical*, 66(2), 892-907.  
[https://ecosur.repositorioinstitucional.mx/jspui/bitstream/1017/1341/1/100000039203\\_documento.pdf](https://ecosur.repositorioinstitucional.mx/jspui/bitstream/1017/1341/1/100000039203_documento.pdf)
- Uribe, J., & Urrego, L. E. (2009). Gestión ambiental de los ecosistemas de manglar. Aproximación al caso colombiano. *Gestión y Ambiente*, 12(2), 57-72.  
<https://revistas.unal.edu.co/index.php/gestion/article/view/14254>
- Xiao, K., Wu, J., Li, H., Hong, Y., Wilson, A. M., Jiao, J. J., & Shanahan, M. (2018). Nitrogen fate in a subtropical mangrove swamp: Potential association with seawater-groundwater exchange. *Science of the Total Environment*, 635(1), 586-597.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.143>

# **1. Capítulo 1 Relación de la concentración de nutrientes con variables ambientales en los suelos de bosques de manglar expuestos a diferentes grados de intervención antrópica en el Pacífico Colombiano**

## **1.1 Introducción**

Los ecosistemas de manglar son formaciones vegetales de las zonas costeras, dependientes tanto del agua salada, por la influencia de las mareas, como del agua dulce, por las escorrentías superficiales (SIDAP, 2020). Los manglares se consideran ecosistemas no sustituibles por su singularidad y adaptación, así como estratégicos debido a la gran cantidad de bienes y servicios ambientales que proporcionan (Uribe & Urrego, 2009). Los manglares presentan alta producción primaria bruta, comparada a la de bosques tropicales húmedos y arrecifes de coral, junto con la acumulación de carbono sedimentario y nutrientes en comparación con otras áreas sin cobertura vegetal (Alongi, 2014; Breithaupt et al., 2014). Dichos ecosistemas desempeñan una función ecológica importante en la zona intermareal, al actuar como filtro natural de las descargas continentales (Avendaño et al., 2019), además de actuar en la mitigación de la erosión, la regulación del microclima, la protección de la línea costera, recirculación de nutrientes, captura de carbono; así como proporcionar materia prima y hábitat a diversas especies (Dauvin, 2007; INVEMAR, 2021).

Los manglares son bosques de las zonas intermareales de las latitudes tropicales y subtropicales del planeta y representan menos del 1% de las zonas costeras en el mundo (Alongi, 2018; Maurya & Kumari, 2021; Sandilyan & Kathiresan, 2012; Woodroffe et al., 2016). En Colombia los manglares se distribuyen a lo largo de los dos litorales costeros

y en la región insular. En el Pacífico colombiano se encuentra principalmente las especies *Rhizophora mangle* (mangle rojo), *Avicennia germinans* (mangle negro) y *Laguncularia racemosa* (mangle blanco) (INVEMAR, 2021). Los nutrientes determinan la alta productividad del ecosistema, los cuales provienen de fuentes naturales y antrópicas, impulsando la producción primaria y afectando la estructura de la comunidad biológica (Paudel et al., 2019; Torres et al., 2018). En los suelos de los manglares se almacena una gran cantidad de los nutrientes, los cuales son característicamente salinos, ácidos, anóxicos y frecuentemente encharcados y donde los aportes de nutrientes se dan por el agua de inundación de las mareas, así como esporádicamente por ciclones o huracanes (Reef et al., 2010).

El agua intersticial puede mostrar el grado de contaminación de un área de acuerdo a sus características físicas y químicas, las cuales pueden indicar impacto ambiental (Hernández-Quiroz et al., 2019; Moreno-Casasola & Warner, 2009) y el análisis de sus componentes es importante porque se consideran biodisponibles y exponen a los organismos del bosque de manglar. El agua de los poros de los sedimentos de los manglares es una fuente de nutrientes disueltos en forma de amonio ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) y fósforo total (DRP), productos de la mineralización de materia orgánica (Wang et al., 2021). Algunos estudios han reportado la relación del contenido de nutrientes en los sedimentos de manglares con la entrada de agua intersticial (Dittmar & Lara, 2001), el intercambio de agua de mar y subterránea (Xiao et al., 2018), así como con el tipo de suelo y la materia orgánica presente (Torres et al., 2018). La presión antrópica por asentamientos y actividades humanas, así como las inundaciones por mareas son las fuentes importantes de entrada y enriquecimiento de nutrientes en manglares, que pueden modificar el ciclo natural geoquímico de los mismos (Reef et al., 2010; Sanders et al., 2014). En la actualidad los manglares están siendo afectados por diversas perturbaciones que incluyen el aumento de la sedimentación y los aportes de nutrientes, por cambios en el uso del suelo, la deforestación, así como el aumento de tormentas, de temperatura, del  $\text{CO}_2$  y del nivel del mar (Alongi, 2018); y por ello están desapareciendo a una tasa mayor o igual que la de bosques tropicales, con pérdidas alrededor de 3.6 millones de hectáreas de en poco más de dos décadas (FAO, 2007; Sandilyan & Kathiresan, 2012). Algunos estudios han señalado que los ecosistemas de manglar se degradan más en áreas de rápido desarrollo, donde las tasas de acumulación de nitrógeno a lo largo de la columna sedimentaria se ha

modificado, posiblemente debido a la influencia antropogénica (Passos et al., 2021), y la influencia de los cambios estacionales (Maurya & Kumari, 2021).

En manglares de Brasil se determinó la concentración de nutrientes en un arroyo de marea de manglar, donde su dinámica se vio influenciada por la entrada de agua intersticial de la capa superior de sedimentos del bosque, resultando valores elevados durante marea baja (Dittmar & Lara, 2001). En otro estudio, se evaluó la variación estacional de la concentración y flujo de nitrato, nitrito, y fósforo en un manglar ribereño de Florida, resultando mayores valores de nitrógeno en las mareas de inundación y en el periodo de lluvia, y los menores en los meses secos, concluyendo que las aportaciones marinas del golfo son la principal fuente de nutrientes en el bosque de manglar (Rivera-Monroy et al., 2007). Otra investigación sobre las influencias en la acumulación de nutrientes en los sedimentos, presentó las mayores tasas de acumulación de nitrógeno y fósforo en manglares con vegetación en comparación con marismas desnudas, así como en los manglares impactados de hasta cuatro y veinte veces, en comparación con los bosques conservados, encontrando como impulsores las presiones como tormentas, inundaciones, efluentes urbanos o acuicultura (Pérez et al., 2021).

La eutrofización en áreas costeras es una preocupación global, sin embargo, se cuenta con pocas evaluaciones sobre la deposición de nutrientes los manglares. Se han realizado estudios del estado ambiental de los ecosistemas de manglar en el Caribe colombiano (INVEMAR, 2021), mientras que en el Pacífico la información es menor. En el análisis del estado de áreas costeras de la ensenada de Tumaco y la bahía de Buenaventura indicó indicios de eutrofización de las zonas aledañas a los manglares, asociado a bajo contenido de oxígeno y aumento de DBO5 debido a los ingresos bioactivos de fuentes terrestres y/o antropogénicas (Mosquera Mosquera, 1993). Adicionalmente, en Buenaventura se han reportado algunos estudios sobre la distribución de nutrientes en el agua adyacente a los manglares, que indican estados tempranos de eutrofización (Guzmán et al., 2014; Mondragón-Díaz et al., 2022). Consecuentemente, según el análisis de índice de estado trófico para la bahía de Buenaventura y de Tumaco se reportó que exhibieron características de ecosistemas mesotróficos e hipertróficas para nitritos y nitratos con valores hasta 5.7 (Casanova-Rosero et al., 2015). Los estudios registran que manglares impactados acumulan más carbono orgánico y nutrientes en comparación con manglares conservados (Pérez et al., 2021). Sumado a esto, se ha señalado la necesidad de ampliar las investigaciones en áreas de manglares tropicales vírgenes y afectadas para establecer

comparaciones y obtener información que contribuya a hacer un rastreo ambiental de dichas áreas (Passos et al., 2021).

El objetivo del presente trabajo fue determinar la relación de la concentración de nutrientes intersticiales de los sedimentos con las variables fisicoquímicas y la textura del suelo de los bosques de manglar expuestos a diferentes grados de intervención antrópica en dos bahías del Pacífico Colombiano. La hipótesis que se planteó es que la concentración de nutrientes es elevada en época de alta pluviosidad, en bosques altamente impactados y en suelos de sedimentos fino; y se relaciona con condiciones de agua con bajo oxígeno disuelto y salinidad y altos sólidos disueltos.

## 1.2 Materiales y métodos

### 1.2.1 Área de estudio

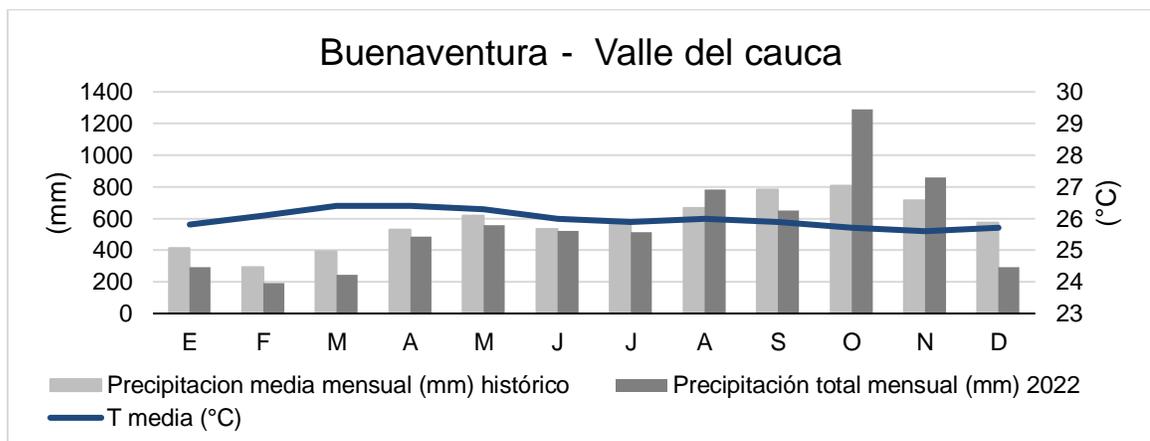
En el presente trabajo de investigación los muestreos se realizaron en bosques de manglar del Pacífico Oriental Tropical ubicados en 2 bahías al sur-occidente colombiano, correspondientes a Bahía de Buenaventura ubicada en el departamento del Valle del Cauca y Bahía de Tumaco en el departamento de Nariño.

- Bahía de Buenaventura

El sistema estuarino Bahía de Buenaventura está ubicado en latitud  $03^{\circ} 48' 09,99''$  -  $03^{\circ} 52' 38,57''$  Norte y longitud  $77^{\circ} 06' 30,75''$  -  $77^{\circ} 09' 25,96''$  Oeste. El área se caracteriza por formación de llanuras deltaicas y complejos de marismas de mangle en la zona costera, con sedimentos de gravas, lodos y arenas (INVEMAR, 2016; SPOT, 2001) y en donde desembocan los ríos Dagua y Anchicayá, con descarga aproximadamente de  $126 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  y  $112 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ , respectivamente (Cantera & Blanco, 2001). La bahía tiene una forma alargada y angosta, el ancho varía entre 3,4 km en la entrada al mar y 5,5 km en la parte interior y una extensión aproximada de 30 Km. La población en la zona se encuentra concentrada en el casco urbano de la ciudad de Buenaventura, el cual es el principal puerto de Colombia, y en otros caseríos con dedicación turística como Piangüita, La Bocana y Punta Soldado (INVEMAR, 2016), contando con una población de 430900 habitantes (Alcaldía Distrital de Buenaventura, 2014).

El área de Buenaventura presenta temperatura superficial del mar (TSM) promedio anual de 28,2 °C, (L. Otero, 2005), y precipitación anual promedio de 6508 mm (Lobo-Guerrero, 1993), siendo esta bahía uno de los lugares más húmedos del mundo (Cantera & Blanco, 2001). La precipitación en Buenaventura se da bajo un régimen bimodal, con las menores a principio del año entre febrero y marzo y las mayores al final de septiembre a octubre (E. Otero et al., 2007) . El periodo de lluvias bajas (estación seca) de enero a junio presenta precipitación promedio mensual de 200 a 500 mm y el periodo de lluvias altas de julio a diciembre, presenta precipitación promedio mensual de 500 a 700 mm (Molina et al., 2020) (Figura 1-1). Los sedimentos de la bahía son principalmente arenas, gravas y lodos de origen fluvial (INVEMAR, 2016). En la bahía de Buenaventura se tiene registro de las especies de mangle *Rhizophora mangle* (mangle rojo), *Mora oleífera* (nato), *Pelliciera rhizophorae* (piñuelo), *Laguncularia Racemosa* (mangle blanco), *Avicennia germinans* (mangle negro) y *Rustia occidentale* (INVEMAR, 2007).

**Figura 1- 1:** Precipitación media mensual, precipitación total mensual del año 2022 y temperatura media mensual del aire histórica en la bahía de Buenaventura.

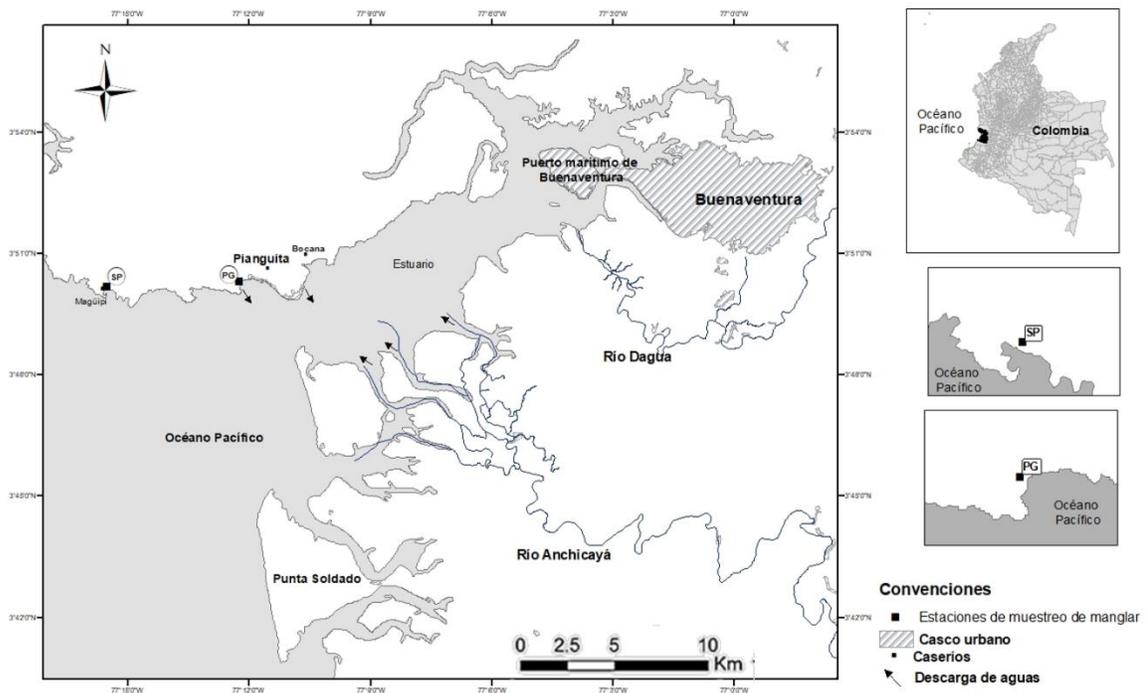


Fuente: Datos del Atlas Climatológico de Colombia 1981- 2010 (IDEAM, 2010) y Banco de datos del IDEAM 2022 (IDEAM, 2023).

En la bahía se escogieron 2 sitios de manglar con diferentes características (Figura 1-2): El bosque de Pianguita (PG), el cual se encuentra expuesto al oleaje directo del mar, cercano al puerto de Buenaventura y al centro poblado del mismo nombre, el cual se caracteriza por el elevado turismo, alta población e inexistente gestión de residuos líquidos y sólidos, por lo anterior, se considera un sitio con alto nivel de intervención antrópica. Por otro lado, el bosque de San Pedro (SP) presenta una barrera natural que interviene en el

flujo de agua marina que ingresa al bosque, y un canal natural de agua dulce aledaño que inunda el bosque, además, se encuentra ubicado contiguo a un importante hotel; por la lejanía a los centros poblados y al puerto principal, se consideró como un sitio con menor intervención antrópica.

**Figura 1- 2:** Área de estudio y ubicación de los sitios de muestreo en manglares de la Bahía de Buenaventura. Sitio 1 San Pedro (SP) de menor intervención, sitio 2 Pianguita (PG) de mayor intervención.



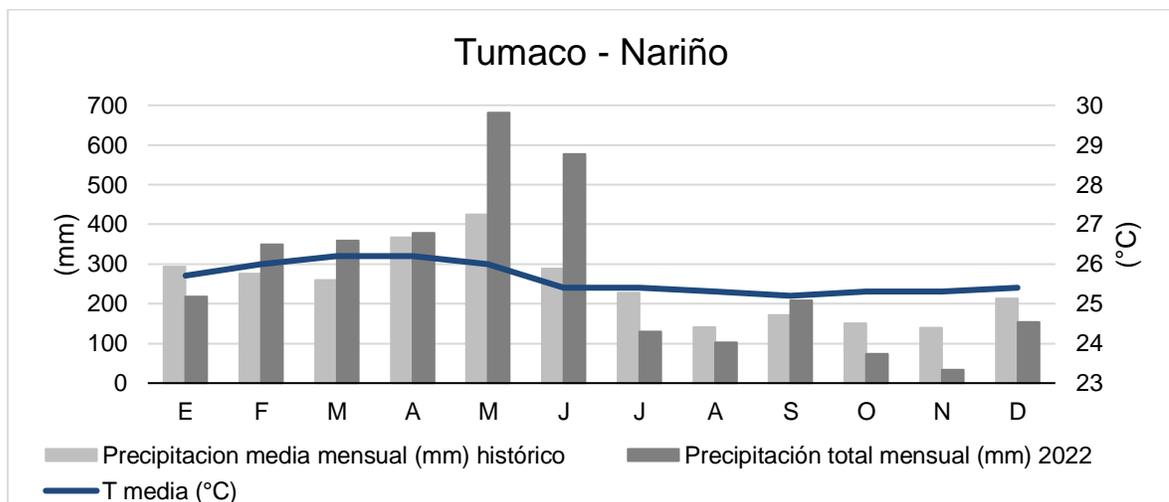
▪ Bahía de Tumaco

La Bahía de Tumaco se encuentra, entre las latitudes 1°45' y 2°00'N y longitudes 78°30' y 78°45'O, la cual comprende un área aproximada de 350 km<sup>2</sup> y donde las aguas alcanzan hasta los 50 m de profundidad. El casco urbano de la bahía corresponde a San Andrés de Tumaco, corresponde al único puerto de Nariño y el segundo de importancia después de Buenaventura en el pacífico (Gómez & Peñaranda, 2012).

La bahía de Tumaco se caracteriza por un clima tropical lluvioso isotermal con comportamiento monomodal. En el primer semestre del año se presenta una época húmeda con precipitación promedio de 300 mm mensuales y en el segundo semestre una

época semi-húmeda con promedios de precipitación mensual acumulada por encima de 100 mm (Figura 1-3). La temperatura media del aire se presenta entre 25,7 y 26,3 °C a lo largo del año (Gómez & Peñaranda, 2012). En el departamento de Nariño se han reportado las especies de manglar *Rhizophora mangle*, *Rhizophora harrisonii*, *Laguncularia racemosa*, *Conocarpus erectus*, *Avicennia germinans*, *Pelliciera rhizophorae* y *Mora oleífera* (INVEMAR, 2020). Los suelos de la bahía son variables por los diferentes orígenes y usos, así como por las velocidades de las corrientes de agua que le da características variables en la granulometría, donde se encuentra sustrato arenoso y limoso, con pH de 3.4 A 8.6, además con alto contenido de materia orgánica, agua y capacidad de intercambio catiónico (Figuroa-Del Castillo & Álvarez-León, 2011).

**Figura 1- 3:** Precipitación media mensual, precipitación total mensual del año 2022 y temperatura media mensual del aire histórica en la bahía de Tumaco.

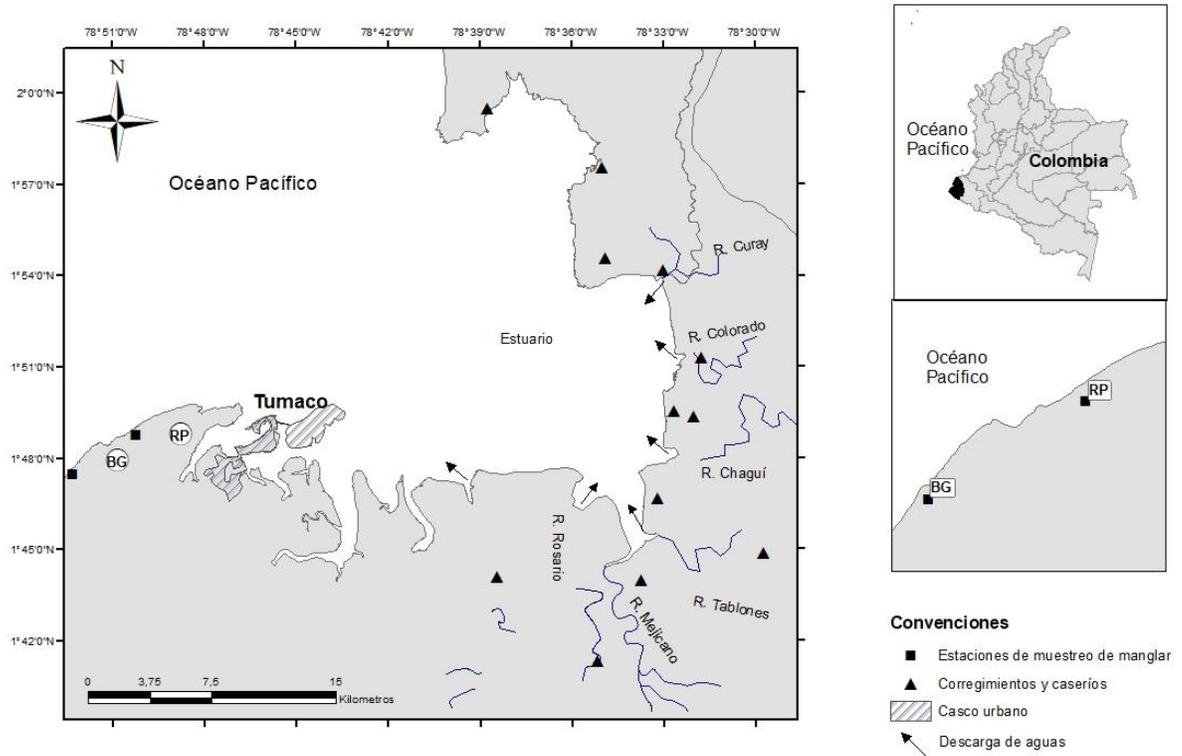


Fuente: Datos del Atlas Climatológico de Colombia 1981- 2010 (IDEAM, 2010) y Banco de datos del IDEAM 2022 (IDEAM, 2023).

En esta bahía el muestreo se llevó a cabo en el bosque de Bocagrande (BG), el cual se encuentra cercano a una importante zona turística, inundado por un canal y presentaba árboles con alto nivel de desarrollo y signos de tala leves; sin embargo, comparado con el otro sitio, se considera con menor nivel de intervención antrópica (Figura 1-4). El bosque de Rompido (RP) a pesar de ser un bosque alejado a la zona poblada, se caracterizó por presentar importantes signos de intervención antrópica debido a la elevada quema y tala

de árboles, así como a la acumulación de residuos sólidos, por lo que se consideró como el bosque con mayor nivel de intervención.

**Figura 1- 4:** Área de estudio y ubicación de los sitios de muestreo en manglares de la Bahía de Tumaco. Sitio 1 Bocagrande (BG) de menor intervención, sitio 2 Rompido (RP) de mayor intervención.



Con base en las particularidades de los bosques muestreados, se establecieron dos categorías según el nivel de intervención antrópica evidenciada en cada uno para compararlos entre sí. La intervención se definió con base a los signos de perturbación o tensores antrópicos sobre el manglar como lo es la deforestación, fuentes cercanas de contaminación hídrica, extracción de recursos, desarrollo agropecuario, desarrollo urbanístico aledaño, zona hotelera y de turismo cercana, presencia de actividades productivas como pesca, ríos o canales cercanas, tala de árboles, presencia de residuos sólidos, exposición a aguas contaminantes cercanas (Blanco-Libreros & Álvarez-León, 2019; INVEMAR, 2020; Lugendo & Kimirei, 2021). De acuerdo a los signos descritos para cada bosque se consideraron como bosques de mayor intervención a PG y RP, y de menor intervención a SP y BG. Nuestra clasificación coincide con los resultados del análisis de

Índice de Disturbio Antrópico (IDA) analizado en otro estudio para los mismos bosques (Gómez García et al., s. f. *pre print*).

**Tabla 1- 1:** Signos de perturbación o tensores antrópicos presentes en los bosques muestreados.

Signo de perturbación antrópica	San Pedro	Piangüita	Bocagrande	Rompido
Alta evidencia de tala/ deforestación	No	Si	No	Si (muy alta)
Presencia cercana de ríos o canales	Si	Si	No	Si
Actividad hotelera y/o turística cercana	Si	Si	Si	No
Asentamientos poblados cercanos	No	Si	No	No
Alta evidencia de accesibilidad al manglar	No	Si	No	Si
Actividades agrícolas cercanas	No	Si	No	No
Evidencia de quema del bosque	No	No	No	Si
Evidencias de residuos sólidos	Si	Si	No	Si
Árboles de tamaño/desarrollo bajo	No	No	No	Si
Actividad pesquera cercana	No	No	No	Si
Descarga de aguas residuales cercanas	Si	Si	Si	Si
Presencia de playones	No	No	No	Si

## 1.2.2 Diseño del muestreo

Se realizaron 2 campañas de muestreo en las dos bahías durante el año 2022, en dos épocas que representan las condiciones hidroclimáticas de menor precipitación o seca y de mayor precipitación o lluvia, para realizar el análisis espaciotemporal. En cada bahía se escogieron dos sitios de muestreo con diferentes grados de intervención antrópica sobre el manglar (tala del bosque, acumulación de residuos, descarga de ríos, asentamientos humanos, extracción), es decir; un bosque de mayor y uno de menor intervención. En cada sitio se delimitaron parcelas cuadradas de 10 m de lado en la zona de alta densidad de árboles y de baja densidad de árboles, cada una con tres réplicas. En la bahía de Buenaventura se tomaron muestras en abril (seca) y en octubre (lluvia) en el bosque de Piangüita (3°50'19.93"N 77°12'15.37"O) y en el bosque de San Pedro (3°50'12.3"N 77°15'31.1"O). En la bahía de Tumaco se tomaron muestras en junio (lluvia) y en noviembre (seca) en el bosque de Bocagrande (1°47'30.2"N 78°52'18.8"O) y en el bosque de Rompido en las parcelas (1°48'46.1"N 78°50'15.6"O). La toma de todas las muestras se realizó en marea baja en el horario entre las 10:30 y las 14:00 en los días 22 de abril y 12 octubre en Piangüita; 20 de abril y 11 de octubre en San Pedro; 29 de junio y 22 de noviembre en Bocagrande; y por último, 30 de junio y 23 de noviembre en Rompido.

### 1.2.3 Fase de campo

En cada parcela se tomaron muestras de agua intersticial de los sedimentos en la zona inundable del manglar para determinar la concentración de nutrientes (Figura 1-5). La obtención del agua se realizó basado en los métodos presentados por Hernández-Quiroz et al., (2019), y Moreno-Casasola y Warner (2009) que consistió en separar el agua de los sedimentos por filtración con ayuda de un sistema de succión. En cada estación se retiró una porción de sedimento con corazonador de PVC manual o piezómetro (diámetro 5 cm y largo 50 cm) hasta una profundidad de 15 a 20 cm, lo cual deja un orificio en el suelo, posteriormente se esperó que fluyera agua en dicho espacio y se tomó el agua con un sistema de succión. Se recolectó la muestra de agua o mezcla lodosa en botellas de plástico color ámbar de 500 ml y se guardaron inmediatamente en refrigeración ( $\sim 4^{\circ}\text{C}$ ) para ser trasladadas al laboratorio y analizar el contenido de nutrientes en menos de 24 h. Los parámetros fisicoquímicos salinidad (PSU), pH, oxígeno disuelto ( $\text{mg L}^{-1}$ ), sólidos disueltos totales ( $\text{g L}^{-1}$ ) y temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) se midieron *in situ* en cada estación en el agua intersticial, con una sonda multiparamétrica Hanna instruments HI98194. Para determinar la composición granulométrica y el contenido de materia orgánica de los sedimentos de manglar, se colectaron núcleos de sedimento tomando los primeros 5 a 10 cm en cada estación, se guardaron en bolsas plásticas rotuladas y se transportaron en refrigeración ( $\sim 4^{\circ}\text{C}$ ) hasta el análisis en el laboratorio siguiendo lo propuesto por Danovaro, 2010 y ESGEMAR S.A. (2014). Además, se determinaron las coordenadas geográficas con un GPS marca Garmin.

### 1.2.4 Fase de laboratorio

La determinación de los nutrientes se realizó en un tiempo menor a 24 h desde la recolección de la muestra. Se realizó una decantación en frío por 6 a 8 horas para extraer el agua con menor presencia de sólidos suspendidos. Esta extracción se hizo tomando solo el agua superficial de manera cuidadosa. El tiempo de extracción varía con el tipo de sedimento (Hernández-Quiroz et al., 2019; Sarda & Burton, 1995; Winger & Lasier, 1991). Una vez se tuvo la porción de agua transparente se procedió a la determinación de los nutrientes. Se siguió lo propuesto por INVEMAR (2012) y Garay Tinoco et al. (2003), así como las pautas de Manual de Uso del fotómetro YSI (YSI, 2010), para la determinación de la concentración de nutrientes utilizando un Fotómetro YSI 9300 con lectura directa

(precisión  $\pm 0.5$  a 4% de transmitancia). El rango de detección del fotómetro para alcalinidad es de 0 a 500 mg L<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>, para nitrito de 0 a 1.6 mg L<sup>-1</sup> NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, para nitrato de 0 a 20 mg L<sup>-1</sup> NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, para amonio de 0 a 1,3 mg L<sup>-1</sup> NH<sub>4</sub> y finalmente para fosfato de 0 a 4,0 mg L<sup>-1</sup> PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (Figura 1-5).

Para la determinación de granulometría y materia orgánica inicialmente se homogenizó la muestra. Para la caracterización del tamaño de grano se tomó una porción entre 20 y 50 g del sedimento en cajas de Petri, se secó en horno a 105°C por 24 h (Danovaro, 2010; ESGEMAR S.A, 2014) y se pesó en balanza analítica. Seguido se pasa a un juego de tamices de tamaño de malla de 1 mm, 500  $\mu$ m, 250  $\mu$ m, 125  $\mu$ m y 63  $\mu$ m y se agitó en agitador mecánico por 15 minutos. Luego se procede a pesar la porción retenida por cada tamiz para hacer la diferenciación de clases de acuerdo con la escala de intervalos de tamaños de Udden Wentworth. Para los análisis se usaron cuatro categorías de tamaño grano: arenas gruesas (> 500  $\mu$ m), arenas medianas (> 250 y  $\leq$  500  $\mu$ m), arenas finas (>63 y  $\leq$  250  $\mu$ m) y lodos ( $\leq$  63  $\mu$ m). El contenido de materia orgánica se determinó por el método de pérdida por ignición (Danovaro, 2010). Se tomó una porción homogenizada entre 20 y 30 g de la muestra en un crisol. Se pesa en húmedo (WW) y se procede a secar en horno a 60°C por 24 horas y luego se determina peso seco (DW). Seguido se lleva a calcinación en mufla a 450°C por 4 horas y se determinó el peso final (FW). La cantidad de materia orgánica se obtuvo con la diferencia entre el peso seco y el peso final mediante la siguiente ecuación:

**Ecuación 1- 1.** Porcentaje de materia orgánica

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

Donde MO es el contenido de materia orgánica en porcentaje (%).

**Figura 1- 5:** Registro fotográfico de los métodos usados en campo y laboratorio.



## 1.2.5 Tratamiento de datos

Se realizó un análisis estadístico descriptivo (promedios y desviación estándar) para determinar la concentración de nutrientes, los parámetros fisicoquímicos y la composición granulométrica en cada una de las bahías. Las diferencias espaciales y temporales de las variables se determinaron usando los factores sitio y época. Se realizó un Análisis de Varianza Multivariado basado en permutaciones (PERMANOVA) con 9999 permutaciones para evaluar las posibles diferencias en las variables de calidad del agua intersticial y composición granulométrica aceptando el valor de  $\alpha < 0.05$  como una diferencia estadísticamente significativa (Anderson, 2017), mediante el software PRIMER & PERMANOVA 7. Posteriormente, para evaluar la influencia de las variables ambientales y la composición granulométrica del suelo sobre la concentración de los nutrientes en el agua intersticial se realizaron Modelos Aditivos Generalizados Multivariados (GAM) basados en funciones bayesianas y correlaciones por rango de Spearman. Los GAMs se realizaron mediante el software R (R Core Team, 2013) y Spearman con Statgraphics.

## 1.3 Resultados

### 1.3.1 Nutrientes

Se registraron las concentraciones de nutrientes del agua intersticial en un análisis espacial y temporal para los bosques de manglar de las dos bahías. En la comparación por bahías, los nitritos no presentaron diferencias entre bahías ( $0.03 \text{ mg L}^{-1} \text{ NO}_2^-$ ). Los nitratos ( $0.73 \pm 0.73 \text{ mg L}^{-1} \text{ NO}_3^-$ ) y el Amonio ( $1.65 \pm 1.74 \text{ mg L}^{-1} \text{ NH}_4^+$ ) fueron mayores en la bahía de Buenaventura, así como los fosfatos ( $0.18 \pm 0.21 \text{ mg L}^{-1} \text{ PO}_4^{3-}$ ) con diferencias significativas ( $P(\text{perm}) < 0.05$ ). Por el contrario, la alcalinidad fue mayor en la bahía de Tumaco ( $160,82 \pm 70,95 \text{ mg L}^{-1} \text{ CaCO}_3$ ) (Tabla 1-1).

**Tabla 1- 2:** Concentración de nutrientes en agua intersticial de manglar (Promedio  $\pm$  DS) por bahía.

Bahía	Nitritos ( $\text{mg L}^{-1} \text{ NO}_2^-$ )	Nitratos ( $\text{mg L}^{-1} \text{ NO}_3^-$ )	Amonio ( $\text{mg L}^{-1} \text{ NH}_4^+$ )	Fosfatos ( $\text{mg L}^{-1} \text{ PO}_4^{3-}$ )	Alcalinidad ( $\text{mg L}^{-1} \text{ CaCO}_3$ )
Buenaventura	$0.03 \pm 0.04$	$0.73 \pm 0.73$	$1.65 \pm 1.74$	$0.18 \pm 0.21$ a	$157.81 \pm 63.48$
Tumaco	$0.03 \pm 0.03$	$0.33 \pm 0.46$	$1.55 \pm 1.28$	$0.12 \pm 0.14$ b	$160.82 \pm 70.95$

Los diferentes grupos por bahía ( $p(\text{perm}) < 0.05$ ) se representan con letras minúsculas de menor a mayor (a-b).

En la bahía de Buenaventura los nitritos registraron valores entre 0.01 y 0.08 mg L<sup>-1</sup> NO<sub>2</sub><sup>-</sup> (Tabla 1-2). En dicha bahía, por época climática se registró el mayor valor en época de lluvia (0.04±0.02 mg L<sup>-1</sup> NO<sub>2</sub><sup>-</sup>). En ambos bosques, San Pedro considerado de menor intervención antrópica y Piangüita de mayor intervención, el valor fue de 0.03±0.02 mg L<sup>-1</sup> NO<sub>2</sub><sup>-</sup>. No se presentó diferencias significativas en la interacción época y sitio.

Los nitratos registraron valores entre 0.05 y 3.13 mg L<sup>-1</sup> NO<sub>3</sub><sup>-</sup> para Buenaventura. No se encontró diferencia significativa entre épocas. Los nitratos fueron mayores en el bosque de menor intervención, San Pedro (0.99±0.89 mg L<sup>-1</sup> NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), con diferencia significativa ( $P(\text{perm}) < 0.05$ ) con el de mayor intervención (Tabla 1-2). Se presentó diferencias significativas en la interacción época y sitio, con el mayor valor en San Pedro (1.2±1.19 mg L<sup>-1</sup> NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) y el menor en Piangüita (0.34 ±0.19 mg L<sup>-1</sup> NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), ambos para la época seca.

La concentración de amonio en Buenaventura registró valores entre 0.17 y 4.98 mg L<sup>-1</sup> NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. Entre épocas no se encontró diferencia significativa. Especialmente, el mayor valor se registró para el bosque de menor intervención, San Pedro (2.05±1.58 mg L<sup>-1</sup> NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), sin diferencias significativas con el de mayor intervención, Piangüita (Tabla 1-2). Mientras que se encontraron diferencias significativas en la interacción época y sitio ( $P(\text{perm}) < 0.005$ ), con la mayor concentración en el bosque de San Pedro para la época seca (3.25±1.4 mg L<sup>-1</sup> NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) y la menor en el bosque de Piangüita para la misma época (0.61±0.2 mg L<sup>-1</sup> NH<sub>4</sub><sup>+</sup>). Los Fosfatos en Buenaventura registraron valores entre 0.01 y 0.91 mg L<sup>-1</sup> PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>. Este parámetro presentó diferencias significativas entre épocas de muestreo ( $P(\text{perm}) < 0.05$ ), con el mayor valor en la época de lluvia (0.28±0.24 mg L<sup>-1</sup> PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) (Tabla 1-2). Entre sitios el mayor valor se registró en el bosque de mayor intervención, Piangüita (0.25±0.25 mg L<sup>-1</sup> PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>), sin diferencias significativas. Se presentó diferencias significativas en la interacción época sitios, con el mayor valor en Piangüita en lluvia (0.36±0.31 mg L<sup>-1</sup> PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) y el menor en San Pedro (0.08±0.05 mg L<sup>-1</sup> PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) para la época seca.

Se registraron valores de alcalinidad entre 41.67 y 285 mg L<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub> en Buenaventura. Por época climática este parámetro no presentó diferencias significativas. Se encontró en

el bosque de mayor intervención, Piangüita la mayor concentración ( $170.63 \pm 66.96 \text{ mg L}^{-1} \text{ CaCO}_3$ ), sin diferencias significativas con el otro bosque (Tabla 1-2).

**Tabla 1- 3:** Concentración de nutrientes en agua intersticial de manglar por época climática, sitios y su interacción (promedio  $\pm$  DS) de la bahía de Buenaventura.

Buenaventura		Nitritos ( $\text{mg L}^{-1} \text{ NO}_2^-$ )	Nitratos ( $\text{mg L}^{-1} \text{ NO}_3^-$ )	Amonio ( $\text{mg L}^{-1} \text{ NH}_4^+$ )	Fosfatos ( $\text{mg L}^{-1} \text{ PO}_4^{3-}$ )	Alcalinidad ( $\text{mg L}^{-1} \text{ CaCO}_3$ )
Época	Seca	0.02 $\pm$ 0.01	0.77 $\pm$ 0.95	1.93 $\pm$ 1.65	0.12 $\pm$ 0.09 b	164.51 $\pm$ 60.48
	Lluvia	0.04 $\pm$ 0.02	0.71 $\pm$ 0.24	1.73 $\pm$ 1.56	0.28 $\pm$ 0.24 a	151.11 $\pm$ 65.67
Sitios	San Pedro	0.03 $\pm$ 0.02	0.99 $\pm$ 0.89 a	2.05 $\pm$ 1.58	0.14 $\pm$ 0.09	145 $\pm$ 56.99
	Piangüita	0.03 $\pm$ 0.02	0.48 $\pm$ 0.22 b	1.62 $\pm$ 1.61	0.25 $\pm$ 0.25	170.63 $\pm$ 66.96
San Pedro	Seca	0.02 $\pm$ 0.01	1.2 $\pm$ 1.19 a	3.25 $\pm$ 1.4 a	0.08 $\pm$ 0.05 b	138.61 $\pm$ 38.53
	Lluvia	0.04 $\pm$ 0.03	0.79 $\pm$ 0.29 a	0.84 $\pm$ 0.39 b	0.2 $\pm$ 0.08 ab	151.39 $\pm$ 70.21
Piangüita	Seca	0.02 $\pm$ 0.01	0.34 $\pm$ 0.19 b	0.61 $\pm$ 0.2 b	0.15 $\pm$ 0.11 ab	190.42 $\pm$ 67.01
	Lluvia	0.04 $\pm$ 0.02	0.63 $\pm$ 0.14 ab	2.62 $\pm$ 1.77ab	0.36 $\pm$ 0.31 a	150.83 $\pm$ 60.79

Los diferentes grupos por época y sitio ( $p(\text{perm}) < 0.05$ ) se representan con letras minúsculas de menor a mayor (a-b).

Se calculó la relación N:P para determinar el nutriente potencialmente limitante de la producción primaria y crecimiento de las plantas de manglar. Temporalmente, en la bahía de Buenaventura en época seca se encontró como nutriente limitante el fósforo (P) (cuando  $\text{N:P} > 16$ ), mientras que en lluvia fue el nitrógeno (N) (cuando  $\text{N:P} < 16$ ), (Tabla 1-3). Espacialmente, el bosque de San Pedro presenta limitación de P y Piangüita de N.

**Tabla 1- 4:** Relación N/P por sitio y época para los bosques de manglar de la bahía de Buenaventura.

Bahía	Sitio	Época	DIN ( $\text{NO}_2\text{-N}$ , $\text{NO}_3\text{-N}$ , total $\text{NH}_3\text{-N}$ ) ( $\text{mg L}^{-1}$ )	DIP ( $\text{PO}_4$ ) ( $\text{mg L}^{-1}$ )	N/P
Buenaventura		Seca	2,72	0,12	23,25
		Lluvia	2,48	0,28	8,93
	San Pedro		3,07	0,14	21,93
		Piangüita	2,13	0,25	8,52
	Piangüita	Seca	4,47	0,08	55,88
		Lluvia	1,67	0,2	8,35
		Seca	0,97	0,15	6,47
		Lluvia	3,29	0,36	9,14

DIN: Nitrógeno inorgánico disuelto, DIP: Fósforo inorgánico disuelto.

En la bahía de Tumaco, la concentración de nitritos registró valores entre 0.01 y 0.09 mg L<sup>-1</sup> NO<sub>2</sub><sup>-</sup>. El análisis temporal en la bahía no presentó diferencias significativas entre épocas (Tabla 1-4). El análisis espacial mostró diferencias significativas (P(permanente)<0,005), con la mayor concentración en el bosque de menor intervención, Bocagrande (0.04±0.02 mg L<sup>-1</sup> NO<sub>2</sub><sup>-</sup>), en comparación con el considerado de mayor intervención, Rompido. Se presentaron diferencias significativas en la interacción época y sitio, con los mayores valores en Bocagrande (0.04±0.02 mg L<sup>-1</sup> NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) y menores en Rompido (0.02±0.01 mg L<sup>-1</sup> NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) en ambas épocas.

La concentración de nitratos en la bahía de Tumaco registró valores entre 0.02 y 2.33 mg L<sup>-1</sup> NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. El mayor valor se registró en la época seca (0.63±0.63 mg L<sup>-1</sup> NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), con diferencias significativas (P(permanente)<0,05) con la época de lluvia (Tabla 1-4). Por sitios la mayor concentración se encontró en el bosque de mayor intervención, Rompido (0.58±0.64 mg L<sup>-1</sup> NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), sin diferencias significativas con el otro bosque. Se presentaron diferencias significativas en la interacción época y sitio, con el mayor valor en Rompido en época seca (0.87±0.79 mg L<sup>-1</sup> NO<sub>3</sub><sup>-</sup>).

El amonio registró valores entre 0.07 y 5.20 mg L<sup>-1</sup> NH<sub>4</sub><sup>+</sup> para Tumaco. Temporalmente fue mayor en época seca (1.69±1.63 mg L<sup>-1</sup> NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), sin diferencias significativas (Tabla 1-4). El análisis espacial registró el mayor valor en el bosque de menor intervención, Bocagrande (2±1.39 mg L<sup>-1</sup> NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), con diferencias significativas (P(permanente)<0.05) con el bosque de mayor intervención. Adicionalmente, se encontró diferencias significativas en la interacción época y sitio (p(permanente)<0.005), donde el mayor valor se registró para el bosque de Bocagrande en época seca (2.97±1.39 mg L<sup>-1</sup> NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), seguido de Rompido en época de lluvia (1.87±0.77 mg L<sup>-1</sup> NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) y el más bajo en el mismo bosque en época seca.

Los fosfatos registraron valores entre 0.01 y 0.41 mg L<sup>-1</sup> PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> en la bahía de Tumaco. La mayor concentración se presentó en la época de lluvia (0.16±0.1 L<sup>-1</sup> PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>), con diferencias significativas (P(permanente)<0,005) con la época seca (Tabla 1-4). Espacialmente la mayor concentración se registró en el bosque de menor intervención, Bocagrande (0.13±0.1 L<sup>-1</sup> PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>), sin diferencias significativas con el otro sitio. Se presentaron diferencias significativas en la interacción época y sitio, con el mayor valor en Bocagrande en lluvia (0.17±0.12 L<sup>-1</sup> PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) y el menor en Rompido en seca (0.03±0.02 L<sup>-1</sup> PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>)

La alcalinidad presentó valores comprendidos entre 33.33 y 310 mg L<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>. La variación temporal evidenció que hubo diferencias significativas entre épocas ( $P(\text{perm}) < 0,005$ ), donde la mayor concentración se presentó en lluvia (189.13±61.17 mg L<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>) (Tabla 1-4). Por sitios el mayor valor se registró en el bosque de mayor intervención, Rompido (173.99±72.3 mg L<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>), sin diferencias significativas con el otro bosque. En la interacción época y sitio se presentó diferencias significativas, con el mayor valor en Rompido en lluvia (196.32±74.71 mg L<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>).

**Tabla 1- 5:** Concentración de nutrientes en agua intersticial de manglar por época climática, sitios y su interacción (promedio ± DS) de la bahía de Tumaco.

Tumaco		Nitritos (mg L <sup>-1</sup> NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> )	Nitratos (mg L <sup>-1</sup> NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	Amonio (mg L <sup>-1</sup> NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	Fosfatos (mg L <sup>-1</sup> PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> )	Alcalinidad (mg L <sup>-1</sup> CaCO <sub>3</sub> )
Época	Seca	0.03±0.02	0.63±0.63 a	1.69±1.63	0.06±0.05 b	132.5±68.72 b
	Lluvia	0.03±0.02	0.29±0.11 b	1.45±0.7	0.16±0.1 a	189.13±61.17 a
Sitios	Bocagrande	0.04±0.02 a	0.34±0.2	2±1.39 a	0.13±0.1	147.64±67.02
	Rompido	0.02±0.01 b	0.58±0.64	1.14±0.95 b	0.09±0.08	173.99±72.3
Bocagrande	Seca	0.04±0.02 a	0.4±0.26 b	2.97±1.39 a	0.09±0.05 ab	113.33±69.52 b
	Lluvia	0.04±0.02 a	0.28±0.1 b	1.02±0.16 bc	0.17±0.12 a	181.94±42.4 ab
Rompido	Seca	0.02±0.01 b	0.87±0.79 a	0.41±0.35 c	0.03±0.02 b	151.67±62.26 ab
	Lluvia	0.02±0.01 b	0.3±0.13 b	1.87±0.77 ab	0.15±0.07 a	196.32±74.71 a

Los diferentes grupos por época y sitio ( $p(\text{perm}) < 0.05$ ) se representan con letras minúsculas de menor a mayor (a-b).

La determinación del nutriente limitante para la bahía de Tumaco resultó que por época climática en seca fue el P (cuando N:P>16) y en lluvia el N (Tabla 1-5). El análisis por bosques de la bahía resultó en que en Bocagrande y en Rompido el nutriente limitante es el P.

**Tabla 1- 6:** Relación N/P por sitio y época para los bosques de manglar de la bahía de Tumaco.

Bahía	Sitio	Época	DIN (NO <sub>2</sub> -N, NO <sub>3</sub> -N, total NH <sub>3</sub> -N) (mg L <sup>-1</sup> )	DIP (PO <sub>4</sub> ) (mg L <sup>-1</sup> )	N/P
Tumaco		Seca	2,36	0,06	37,97
		Lluvia	1,77	0,16	11,10
	Bocagrande		2,38	0,13	18,31
		Rompido	1,74	0,09	19,33
	Bocagrande	Seca	3,41	0,09	37,89
		Lluvia	1,34	0,17	7,88
	Rompido	Seca	1,3	0,03	43,33

Lluvia	2,19	0,15	14,60
--------	------	------	-------

DIN: Nitrógeno inorgánico disuelto, DIP: Fósforo inorgánico disuelto.

### 1.3.2 Variables fisicoquímicas

Se presentaron algunas diferencias en las variables fisicoquímicas del agua intersticial en el análisis por época y bosque de ambas bahías, no se encontraron diferencias significativas en la interacción espaciotemporal. La salinidad fue mayor en la bahía de Tumaco ( $25.2 \pm 6.01$  PSU), al igual que los sólidos disueltos ( $19.71 \pm 4.3$  g L<sup>-1</sup>), ambos con diferencias significativas entre bahías ( $P(\text{perm}) < 0.005$ ) (Tabla 1-6). La temperatura fue mayor en la bahía de Buenaventura ( $27.76 \pm 0.79$  °C), con diferencia significativa ( $P(\text{perm}) < 0.005$ ). Por su parte el oxígeno disuelto y el pH fueron similares en ambas bahías.

**Tabla 1- 7:** Parámetros fisicoquímicos de agua intersticial de manglar (Promedio  $\pm$  DS) por bahía.

Bahía	Salinidad (PSU)	Temperatura (°C)	OD (mg L <sup>-1</sup> )	TDS (g L <sup>-1</sup> )	pH
Buenaventura	$16.7 \pm 5.29$ b	$27.76 \pm 0.79$ a	$1.49 \pm 0.56$	$13.85 \pm 3.99$ b	$6.7 \pm 0.28$
Tumaco	$25.2 \pm 6.01$ a	$26.41 \pm 1$ b	$1.45 \pm 0.96$	$19.71 \pm 4.3$ a	$6.6 \pm 0.42$

Oxígeno disuelto (OD), Sólidos disueltos totales (TDS). Los diferentes grupos por época y sitio ( $p(\text{perm}) < 0.05$ ) se representan con letras minúsculas de menor a mayor (a-b).

En la bahía de Buenaventura la salinidad registró valores entre 5.15 y 25.13 PSU. El análisis temporal mostró diferencias significativas ( $P(\text{perm}) < 0.005$ ), con el mayor valor presentado en la época seca ( $20.78 \pm 3.50$  PSU) (Tabla 1-7). El análisis espacial mostró que el mayor valor se presentó en el bosque de menor intervención, San Pedro ( $18.21 \pm 4.53$  PSU) con diferencias significativas ( $P(\text{perm}) < 0.05$ ) con Piangüita.

La temperatura en la bahía de Buenaventura registró valores entre 26.13 y 29.72 °C. Este parámetro presentó diferencias significativas por época climática ( $P(\text{perm}) < 0.005$ ), observándose los mayores valores durante la época seca ( $28.32 \pm 0.57$  °C) (Tabla 1-7). En análisis entre los sitios no mostró diferencias significativas entre los bosques.

El oxígeno disuelto registró valores entre 1.06 y 3.86 mg L<sup>-1</sup> para Buenaventura (Tabla 1-7). En la variación temporal, se presentó diferencias significativas ( $P(\text{perm}) < 0.005$ ), en

donde la mayor concentración fue en época de lluvia ( $1.75 \pm 0.69 \text{ mg L}^{-1}$ ). En el análisis espacial no se presentó diferencia significativa entre los sitios.

Los sólidos disueltos totales registraron en Buenaventura valores entre 4.62 y 19.77  $\text{g L}^{-1}$ . El análisis temporal evidenció diferencias significativas ( $P(\text{perm}) < 0.005$ ), el mayor valor se observó durante la época seca ( $17.17 \pm 1.88 \text{ g L}^{-1}$ ) (Tabla 1-7). El análisis espacial mostró el mayor valor en el bosque de menor intervención San Pedro ( $15.29 \pm 3.17 \text{ g L}^{-1}$ ), con diferencias significativas ( $P(\text{perm}) < 0.005$ ) respecto al bosque más intervenido, Piangüita.

El pH en la bahía de Buenaventura se encontró en valores entre 6.23 y 7.44 (Tabla 1-7). Entre épocas climáticas no se presentaron diferencias significativas. Por sitio fue un poco mayor en el bosque de San Pedro ( $6.79 \pm 0.21$ ), sin diferencias significativas.

**Tabla 1- 8:** Parámetros fisicoquímicos en agua intersticial de manglar (Prom  $\pm$  DS) por época climática y sitios de la bahía de Buenaventura.

Buenaventura		Salinidad (PSU)	Temperatura (°C)	OD ( $\text{mg L}^{-1}$ )	TDS ( $\text{g L}^{-1}$ )	pH
Época	Seca	20.78 $\pm$ 3.50 a	28.32 $\pm$ 0.57 a	1.22 $\pm$ 0.16 b	17.17 $\pm$ 1.88 a	6.69 $\pm$ 0.223
	Lluvia	12.63 $\pm$ 3.24 b	27.21 $\pm$ 0.56 b	1.75 $\pm$ 0.69 a	10.54 $\pm$ 2.53 b	6.70 $\pm$ 0.32
Sitios	San Pedro	18.21 $\pm$ 4.53 a	27.63 $\pm$ 0.60	1.52 $\pm$ 0.75	15.29 $\pm$ 3.17 a	6.79 $\pm$ 0.21
	Piangüita	15.20 $\pm$ 5.57 b	27.90 $\pm$ 0.93	1.46 $\pm$ 0.27	12.42 $\pm$ 4.21 b	6.60 $\pm$ 0.3
San Pedro	Seca	21.39 $\pm$ 4.39	28.16 $\pm$ 0.41	1.11 $\pm$ 0.04	18.17 $\pm$ 1.61	6.83 $\pm$ 0.22
	Lluvia	15.03 $\pm$ 1.22	27.11 $\pm$ 0.11	1.93 $\pm$ 0.88	12.41 $\pm$ 0.92	6.76 $\pm$ 0.2
Piangüita	Seca	20.17 $\pm$ 2.13	28.48 $\pm$ 0.65	1.34 $\pm$ 0.15	16.17 $\pm$ 1.56	6.55 $\pm$ 0.12
	Lluvia	10.22 $\pm$ 2.8	27.31 $\pm$ 0.78	1.57 $\pm$ 0.31	8.67 $\pm$ 2.22	6.65 $\pm$ 0.4

Oxígeno disuelto (OD), Sólidos disueltos totales (TDS). Los diferentes grupos por época y sitio ( $p(\text{perm}) < 0.05$ ) se representan con letras minúsculas de menor a mayor (a-b).

En Tumaco la salinidad presentó valores entre 13.15 y 33.24 PSU. El análisis temporal presentó diferencias significativas ( $P(\text{perm}) < 0.005$ ), donde el mayor valor se registró para la época seca ( $29.96 \pm 3.62 \text{ PSU}$ ) (Tabla 1-8). Espacialmente, el mayor valor se presentó en el bosque de menor intervención ( $25.26 \pm 6.35 \text{ PSU}$ ), sin diferencias significativas con el otro bosque.

La temperatura en la bahía de Tumaco registró valores entre 25.04 y 28.53 °C. Por época climática este parámetro presentó diferencias significativas ( $P(\text{perm}) < 0.005$ ), con el mayor

valor registrado para la época de lluvia ( $27.05 \pm 0.88$  °C) (Tabla 1-8). Por sitios, se registró el mayor valor en el bosque más intervenido, Rompido ( $27.90 \pm 0.93$  °C), con diferencia significativa ( $P(\text{perm}) < 0.005$ ) con el bosque más conservado, Bocagrande.

El oxígeno disuelto registró valores entre 0.15 y 3.85 mg L<sup>-1</sup> en Tumaco. Este parámetro presentó los mayores valores en la época de lluvia ( $2.02 \pm 0.67$  mg L<sup>-1</sup>), con diferencias significativas ( $P(\text{perm}) < 0.005$ ) (Tabla 1-8). Por sitios, se presentó el mayor valor en el bosque de mayor intervención, Rompido ( $1.46 \pm 0.27$  mg L<sup>-1</sup>), con diferencias significativas ( $P(\text{perm}) < 0.005$ ) con el bosque de menor intervención, Bocagrande.

Los sólidos disueltos totales registraron valores entre 10.73 y 25.36 g L<sup>-1</sup> en Tumaco (Tabla 1-8). El análisis temporal evidenció diferencias significativas ( $P(\text{perm}) < 0.005$ ), donde se registraron los mayores valores en la época seca ( $23.09 \pm 2.54$  g L<sup>-1</sup>). Por sitios, el mayor valor se observó en el bosque de Bocagrande ( $19.73 \pm 4.58$  g L<sup>-1</sup>), sin diferencias significativas.

El pH registró valores en Tumaco entre 5.94 y 7.66 (Tabla 1-8). Este parámetro no registró diferencias significativas por época climática. Entre sitio fue mayor el valor en el bosque de mayor intervención, Rompido ( $6.60 \pm 0.3$ ), con diferencias significativas ( $P(\text{perm}) < 0.005$ ) con el bosque menos intervenido, Bocagrande.

**Tabla 1- 9:** Parámetros fisicoquímicos en agua intersticial de manglar (Prom  $\pm$  DS) por época climática y sitios de la bahía de Tumaco.

Tumaco		Salinidad (PSU)	Temperatura (°C)	OD (mg L <sup>-1</sup> )	TDS (g L <sup>-1</sup> )	pH
Época	Seca	29.96 $\pm$ 3.62 a	25.77 $\pm$ 0.62 b	0.88 $\pm$ 0.86 b	23.09 $\pm$ 2.54 a	6.69 $\pm$ 0.51
	Lluvia	20.44 $\pm$ 3.73 b	27.05 $\pm$ 0.88 a	2.02 $\pm$ 0.67 a	16.33 $\pm$ 2.77 b	6.51 $\pm$ 0.27
Sitios	Bocagrande	25.26 $\pm$ 6.35	25.78 $\pm$ 0.53 b	0.95 $\pm$ 0.69 b	19.73 $\pm$ 4.58	6.29 $\pm$ 0.23 b
	Rompido	15.20 $\pm$ 5.57	27.90 $\pm$ 0.93 a	1.46 $\pm$ 0.27 a	12.42 $\pm$ 4.21	6.60 $\pm$ 0.3 a
Bocagrande	Seca	30.81 $\pm$ 0.71	25.30 $\pm$ 0.20	0.27 $\pm$ 0.09	23.69 $\pm$ 0.48	6.28 $\pm$ 0.29
	Lluvia	19.72 $\pm$ 4.31	26.26 $\pm$ 0.23	1.63 $\pm$ 0.15	15.78 $\pm$ 3.22	6.30 $\pm$ 0.17
Rompido	Seca	29.11 $\pm$ 4.92	26.23 $\pm$ 0.55	1.49 $\pm$ 0.86	22.50 $\pm$ 3.46	7.09 $\pm$ 0.34
	Lluvia	21.17 $\pm$ 2.88	27.85 $\pm$ 0.47	2.41 $\pm$ 0.76	16.88 $\pm$ 2.09	6.73 $\pm$ 0.17

Oxígeno disuelto (OD), Sólidos disueltos totales (TDS). Los diferentes grupos por época y sitio ( $p(\text{perm}) < 0.05$ ) se representan con letras minúsculas de menor a mayor (a-b).

### 1.3.3 Composición granulométrica y contenido de materia orgánica del sedimento

En la bahía de Buenaventura la composición del sedimento es en su mayoría por tamaño de grano de arena fina de 63 a 250  $\mu\text{m}$  ( $62.9 \pm 15.22\%$ ), seguido de arenas medianas, entre 250 y 500  $\mu\text{m}$  ( $14.41 \pm 5.19\%$ ). En Tumaco la mayor proporción del sedimento son arenas finas ( $62.32 \pm 14.99\%$ ), seguido de lodos,  $\leq 63 \mu\text{m}$  ( $17.02 \pm 7.53\%$ ). En la bahía de Tumaco se registró mayor proporción de materia orgánica ( $13.16 \pm 7.44\%$ ), sin diferencia significativa (Tabla 1-9).

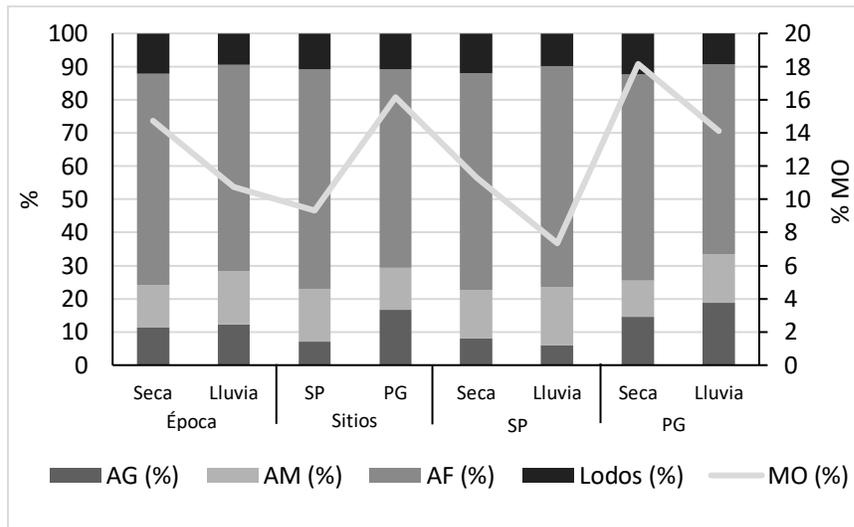
**Tabla 1- 10:** Composición granulométrica del suelo de manglar (Prom  $\pm$  DS) por bahía.

Bahía	Arenas gruesas (%)	Arenas medianas (%)	Arenas finas (%)	Lodos (%)	MO (%)
Buenaventura	$11.84 \pm 11.21$	$14.41 \pm 5.19$	$62.9 \pm 15.22$	$10.86 \pm 4.03$ b	$12.73 \pm 9.64$
Tumaco	$8.73 \pm 10.22$	$11.93 \pm 6.55$	$62.32 \pm 14.99$	$17.02 \pm 7.53$ a	$13.16 \pm 7.44$

Los diferentes grupos por época y sitio ( $p(\text{perm}) < 0.05$ ) se representan con letras minúsculas de menor a mayor (a-b).

En la bahía de Buenaventura la composición del sedimento presentó porcentajes de arenas finas y lodos mayores en la época seca ( $63.73 \pm 16.27$  y  $12.19 \pm 4.4 \%$ , respectivamente), así como mayor contenido de materia orgánica ( $14.73 \pm 10.32 \%$ ) (Figura 1-6). Entre los bosques, en ambos los sedimentos son conformados principalmente por arenas finas. En Piangüita se registró la mayor proporción de arenas gruesas ( $16.67 \pm 13.62\%$ ) con diferencias significativas ( $P(\text{perm}) < 0.05$ ). En San Pedro se registraron las mayores proporciones de arenas medianas ( $16.08 \pm 5.58\%$ ), arenas finas ( $66.05 \pm 8.35\%$ ) y lodos ( $10.87 \pm 3.01\%$ ), sin diferencias significativas. En el bosque de Piangüita se encontró la mayor proporción de materia orgánica ( $16.14 \pm 12.02\%$ ).

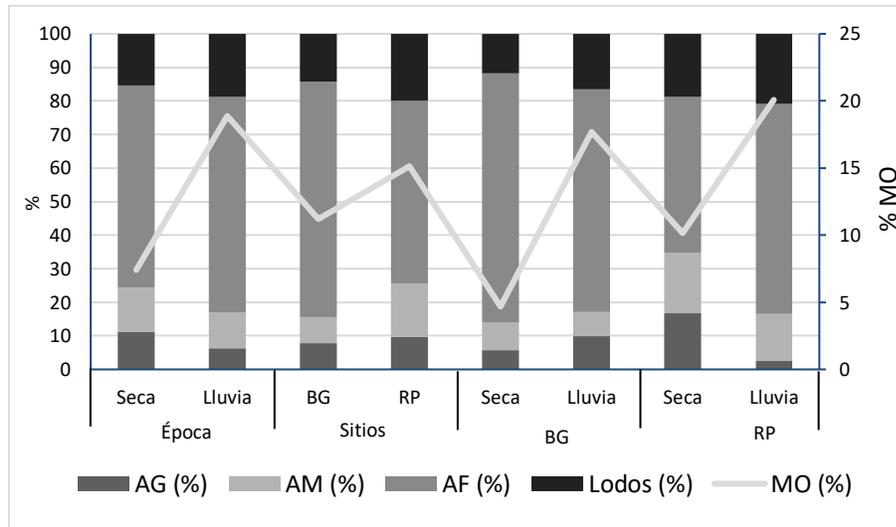
**Figura 1- 6:** Figura. Promedios de porcentajes de arenas gruesas (AG%), arenas medias (AM%), arenas finas (AF%), lodos (%) y materia orgánica (MO%) del suelo de manglar de la bahía de Buenaventura



En la bahía de Tumaco en época de lluvia fueron mayores las proporciones de arenas finas ( $64.38 \pm 9.13\%$ ) y lodos ( $18.73 \pm 5.51$ ), sin diferencias significativas (Figura 1-7). Por sitios, en el bosque de Bocagrande se registró mayor proporción de arenas finas ( $70.23 \pm 13.37\%$ ), con diferencias significativas ( $p(\text{perm}) < 0,005$ ). Mientras que en el bosque de Rompido fue mayor la proporción de arenas medianas ( $16.06 \pm 6.04\%$ ), con diferencias significativas ( $P(\text{perm}) < 0,005$ ), así como de arenas gruesas ( $9.64 \pm 10.28\%$ ) y lodos ( $19.88 \pm 6.48\%$ ). En la interacción de época y sitio se presentaron diferencias significativas ( $P(\text{perm}) < 0,005$ ) en arenas gruesas, con el mayor valor en el bosque de Rompido en época seca ( $16.74 \pm 10.41\%$ ) y en arenas finas con el mayor valor en el bosque de Bocagrande en época seca ( $74.19 \pm 23.66\%$ ).

La materia orgánica en la bahía de Tumaco presentó diferencias significativas de acuerdo con las épocas ( $P(\text{perm}) < 0.005$ ), observándose mayor promedio durante la época de lluvia ( $18.88 \pm 4.72\%$ ) (Figura 1-7). El análisis espacial mostró diferencias significativas ( $P(\text{perm}) < 0,005$ ), con la mayor proporción de materia orgánica en el bosque de Rompido ( $15.13 \pm 6.79\%$ ).

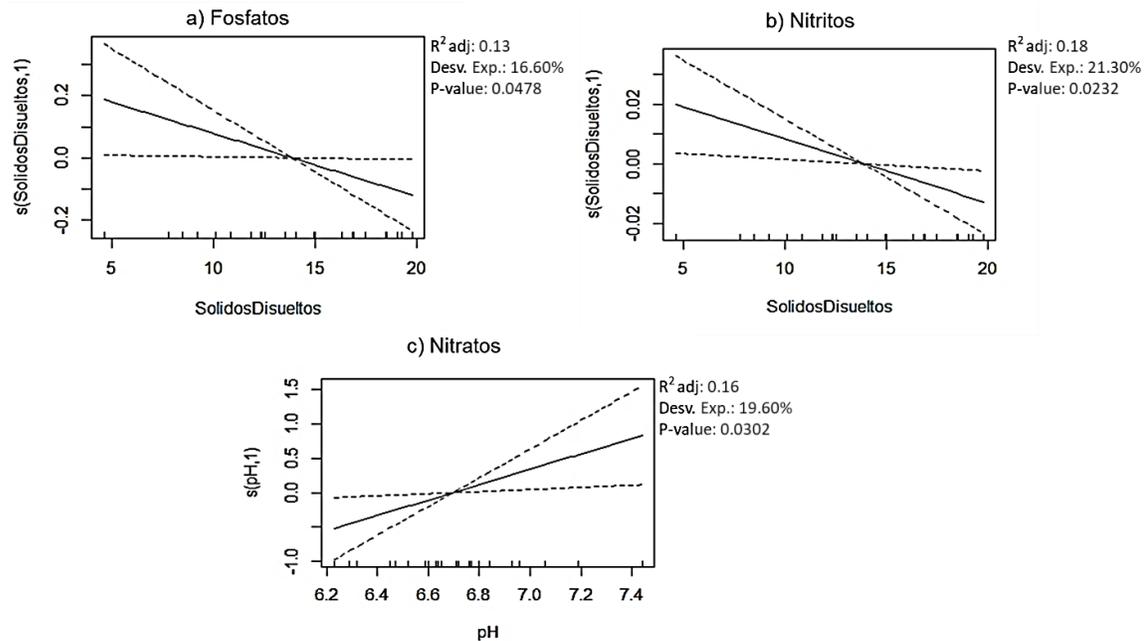
**Figura 1- 7:** Figura. Promedios de porcentajes de arenas gruesas (AG%), arenas medias (AM%), arenas finas (AF%), lodos (%) y materia orgánica (MO%) del suelo de manglar de la bahía de Tumaco.



### 1.3.4 Influencia de las variables fisicoquímicas y composición del suelo sobre las variables de calidad del agua

La totalidad de los parámetros fisicoquímicos del agua intersticial fue incluida en los análisis GAM univariados. En la bahía de Buenaventura, la concentración de los fosfatos presentó una correlación lineal negativa significativa con el contenido de sólidos disueltos totales ( $p < 0.05$ ), con una variación explicada de 16.6% (Adj.  $R^2 = 0.13$ ) (Figura 1-8a). Los nitritos presentaron correlación lineal negativa significativa ( $p < 0.05$ ) con los sólidos disueltos totales, con una variación explicada de 21.3% ((Adj.  $R^2 = 0.18$ ) (Figura 1-8b). Por último, la concentración de nitratos fue significativamente influenciada con correlación lineal positiva por el pH ( $p < 0.05$ ), con una variación explicada de 19.6% (Adj.  $R^2 = 0.16$ ) (Figura 1-8c).

**Figura 1- 8:** Modelos aditivos generalizados (GAM) univariados que evalúan la relación entre nutrientes y variables fisicoquímicas del agua intersticial de manglares de la bahía de Buenaventura. Las funciones suavizadas se presentan como líneas sólidas; las líneas punteadas indican el rango de dos errores estándar. El eje Y representa la concentración de nutrientes bajo una función suavizada de parámetros fisicoquímicos. El eje X representa los datos observados. Ajuste del modelo ( $R^2$  Adj.), variación explicada por cada variable (%), significancia del modelo y grado del polinomio asociado a cada variable.



Adicionalmente el análisis de Spearman en Buenaventura (Tabla 1-10) presentó correlación negativa significativa entre la concentración de amonio y el oxígeno disuelto. Fosfatos presentaron correlación positiva con el oxígeno disuelto y se correlacionó negativamente con la salinidad, los sólidos disueltos totales y la temperatura. Por su parte, los nitratos se correlacionaron negativamente con la temperatura.

**Tabla 1- 11:** Resultados de correlación por rango de Spearman ( $\rho$ ) entre nutrientes y variables fisicoquímicas del agua intersticial de manglares de la bahía de Buenaventura.

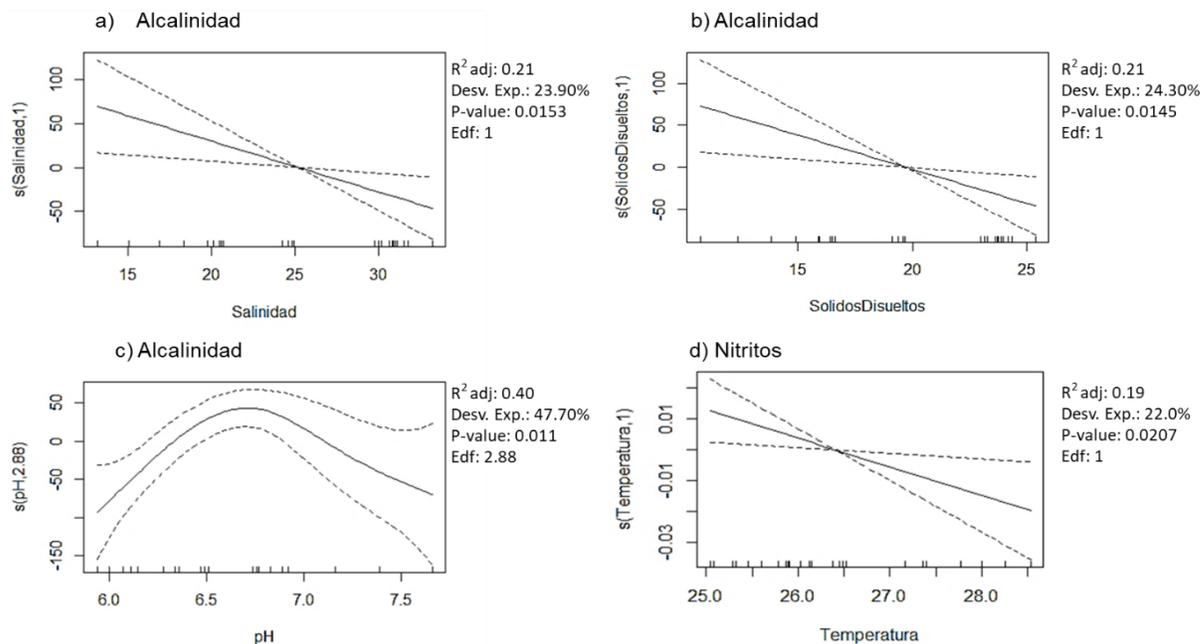
		OD	Salinidad	TDS	Temperatura
Amonio	Correlación $\rho$	-0.4293*	-0.0448	0.0978	0.1192
Fosfatos	Correlación $\rho$	0.5711**	-0.4102*	-0.4685*	-0.5502**
Nitratos	Correlación $\rho$	0.2854	-0.3765	-0.2583	-0.4287*

Significancia \* $p < .05$ , \*\*  $p < .01$ , \*\*\*  $p < .001$

En la bahía de Tumaco, según el análisis GAM, la concentración de alcalinidad presentó correlación lineal negativa significativa con la salinidad ( $p < 0.05$ ), con una variación

explicada de 23.90% (Adj.  $R^2 = 0.21$ ) (Figura 1-9a), con los sólidos disueltos totales, variación de 24.30% (Adj.  $R^2 = 0.21$ ) (Figura 1-9b), así como de forma no lineal con el pH, variación de 47.7% (Adj.  $R^2 = 0.40$ ) (Figura 1-8c). Los mayores valores de alcalinidad se presentaron cuando el pH fue mayor a 6.3 y menor a 7.3 (Tabla 1-14, Figura 1-9c). Los nitritos presentaron correlación lineal negativa significativa ( $p < 0.05$ ) con la temperatura, con una variación explicada de 22% ((Adj.  $R^2 = 0.19$ ) (Figura 1-9d).

**Figura 1- 9:** Modelos aditivos generalizados (GAM) univariados que evalúan la relación entre nutrientes y variables fisicoquímicas del agua intersticial de manglares de la bahía de Tumaco. Las funciones suavizadas se presentan como líneas sólidas; las líneas punteadas indican el rango de dos errores estándar. El eje Y representa la concentración de nutrientes bajo una función suavizada de parámetros fisicoquímicos. El eje X representa los datos observados. Ajuste del modelo ( $R^2$  Adj.), variación explicada por cada variable (%), significancia del modelo y grado del polinomio asociado a cada variable (edf)



Adicionalmente el análisis Spearman en Tumaco entre nutrientes y variables fisicoquímicas, presentó correlación negativa significativa de la concentración de alcalinidad con la salinidad y los sólidos disueltos totales. El amonio presentó correlación negativa significativa con el pH. Los fosfatos presentaron correlación negativa con la salinidad y los sólidos disueltos totales. Por su parte, los nitritos se correlacionaron negativamente con el pH y la temperatura (Tabla 1-11).

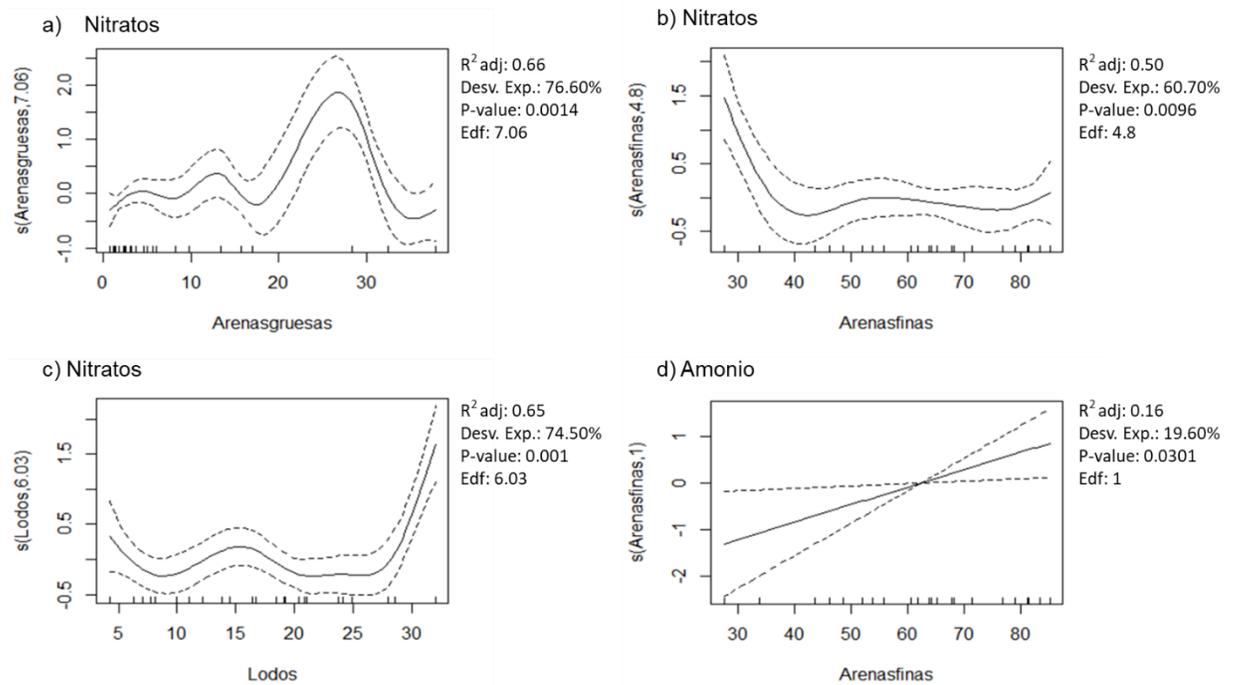
**Tabla 1- 12:** Resultados de correlación por rango de Spearman ( $\rho$ ) entre nutrientes y variables fisicoquímicas del agua intersticial de manglares de la bahía de Tumaco.

		Salinidad	TDS	pH	Temperatura
Alcalinidad	Correlación $\rho$	-0.628**	-0.628**	0.189	0.3375
Amonio	Correlación $\rho$	-0.1574	-0.1574	-0.4123*	-0.0809
Fosfatos	Correlación $\rho$	-0.5092*	-0.5092*	-0.1148	0.2847
Nitritos	Correlación $\rho$	0.1357	0.1357	-0.4525*	-0.4779*

Significancia \* $p < 0.05$ , \*\*  $p < 0.01$ , \*\*\*  $p < 0.001$ .

La totalidad de las categorías de composición granulométrica del suelo de manglar fueron incluidas en el GAM univariado. En Tumaco, la concentración de nitratos fue significativamente relacionada de forma no lineal con arenas gruesas ( $p < 0.01$ ), con una variación explicada de 76.6% (Adj.  $R^2 = 0.66$ ) (Figura 1-10a) y por arenas finas, variación de 60.7% (Adj.  $R^2 = 0.50$ ) (Figura 1-10b), así como con los lodos, variación de 74.5% (Adj.  $R^2 = 0.65$ ) (Figura 1-10c). Los mayores valores de nitratos se presentaron cuando la proporción de arenas gruesas fue mayor a 20% y menor a 30%, de arenas finas menores a 40% y mayores a 80% y con proporción de lodos menor a 8% y mayor a 27%. El amonio presentó correlación lineal positiva significativa ( $p < 0.05$ ) con las arenas finas, con variación explicada de 19.6% ((Adj.  $R^2 = 0.16$ ) (Figura 1-10d).

**Figura 1- 10:** Modelos aditivos generalizados (GAM) univariados que evalúan la relación entre nutrientes y la composición granulométrica de la bahía de Tumaco. Las funciones suavizadas se presentan como líneas sólidas; las líneas punteadas indican el rango de dos errores estándar. El eje Y representa la concentración de nutrientes bajo una función suavizada de parámetros fisicoquímicos. El eje X representa los datos observados. Ajuste del modelo ( $R^2$  Adj.), variación explicada por cada variable (%), significancia del modelo y grado del polinomio asociado a cada variable (edf).



El análisis Spearman en Tumaco entre nutrientes y composición granulométrica, presentó correlación positiva significativa de la concentración de amonio con arenas finas y negativa con arenas gruesas. Los fosfatos presentaron correlación negativa con arenas gruesas (Tabla 1-12).

**Tabla 1- 13:** Resultados de correlación por rango de Spearman ( $\rho$ ) entre nutrientes y composición granulométrica del suelo de manglares de la bahía de Tumaco.

		Arenas finas	Arenas gruesas
Amonio	Correlación $\rho$	0.4896*	-0.4357*
Fosfatos	Correlación $\rho$	0.371	-0.5384**

Significancia \* $p < 0.05$ , \*\*  $p < 0.01$ , \*\*\*  $p < 0.001$ .

## 1.4 Discusión

Se identificó una tendencia a mayores valores de nutrientes intersticiales en los bosques de manglar de la Bahía de Buenaventura, posiblemente relacionado a la presión generada por la población, sus actividades y la generación de residuos; ya que la generación de residuos sólidos es de 179.9 ton/día en Buenaventura y de 68 ton/día en Tumaco, con la diferencia en la población de, 370000 habitantes y 159955 habitantes, respectivamente, según datos para el 2005 (Alcaldía Distrital de Buenaventura, 2014; Villarreal & Bastidas, 2016).

En la bahía de Buenaventura las concentraciones de nitratos y amonio fueron más altas durante la época seca, relacionado posiblemente a cómo pueden llegar los excesos de ese componente a los bosques por agua residual en mayor cantidad en la bahía durante la época de mayor llegada de turistas y menor dilución. Los resultados difieren de lo obtenido en otros manglares, donde en la estación seca los niveles de nitratos en los diferentes sitios estudiados fueron bajos, respecto a lluvia (Lugendo & Kimirei, 2021). En Buenaventura, la concentración de nitritos y fosfatos fue mayor en la estación de lluvia, lo que puede significar aportes por escorrentía y arrastre en la cuenca y de la entrada por oleaje, lo cual concuerda con estudios anteriores en el estuario (Mondragón-Díaz et al., 2022). De acuerdo con el análisis espacial, la concentración de nitratos y amonio se presentó mayor en el bosque considerado de menor intervención antrópica, San Pedro, lo que puede asociarse a la presión de la cercanía de la zona hotelera que puede aportar aguas residuales cercanas al bosque de manglar. Además, la ubicación del bosque más externo en la bahía puede influir, como lo encontrado en otros manglares donde la acumulación de nitrógeno en sedimento aumentó en sitios más con condiciones más marinas (Lugendo & Kimirei, 2021). Mientras que los fosfatos y alcalinidad fueron mayores en el bosque de Piangüita, lo que se puede atribuir al aporte por escorrentía y arrastre de agua y sedimentos con residuos de fertilizantes de las actividades agrícolas de la zona (Alcaldía Distrital de Buenaventura, 2020).

En la bahía de Tumaco, los nitratos y amonio presentaron el mismo patrón, con mayores concentraciones en la época seca, mientras que los fosfatos y la alcalinidad fueron mayores en la época de mayor precipitación. Relacionando la entrada de agua del estuario por oleaje a los bosques, los resultados temporales concuerdan con lo reportado para las

aguas de la bahía previamente (INVEMAR, 2017; Salcedo, 2022). Mayor contenido de nitrógeno intersticial en agua intersticial ya se ha reportado para manglares en época de menor precipitación, atribuidos al depósito en los suelos durante inundaciones de mareas o acumulación por fracciones disueltas que derivan de arroyos (Wei et al., 2023). Las concentraciones de amonio y nitrito pueden relacionarse con vertimientos recientes de aguas residuales por las fuentes de entrada al bosque y son rápidamente asimilados por el fitoplancton o son oxidados a nitratos (INVEMAR, 2017).

Los nitritos, amonio y fosfatos fueron mayores en el bosque de manglar de Bocagrande, el cual se consideraba de menor intervención, lo que puede asociarse a la cercanía de una zona poblada y turística aledaña. Se ha encontrado resultados similares en un estudio de evaluación de diversos manglares donde la acumulación de nitrógeno fue mayor en sistemas catalogados como conservados respecto a degradados, pero aún mayor en áreas con influencia de efluentes, por lo que la acumulación en bosques conservados se deriva de materia orgánica del manglar, fitoplancton autóctono y son sumideros N y P efectivos (Pérez et al., 2021). Las mayores concentraciones en Rompido, se puede asociar a la entrada por el canal frente al bosque que puede contener trazas de aguas residuales de la cabecera municipal y de los ríos Chagüí, Mejicano y Rosario y en los cuales se ha encontrado microorganismos indicadores de contaminación fecal en altas concentraciones (INVEMAR, 2017). Dicha dinámica ya se ha reportado en otros sistemas de manglar, donde los bosques con poca vegetación de mangles tuvieron los mayores valores de acumulación de nitrato y nitrito en comparación con bosques conservados o naturales (Sulochanan et al., 2022).

La relación N:P en las dos bahías, presentó que en la época seca la limitación en los bosques de manglar es de fósforo, mientras que en lluvia se da limitación por nitrógeno, confirmando que el lavado de suelos agrícolas con las precipitaciones es una fuente importante de las entradas al bosque de los compuestos con fosfatos. En cuanto al análisis por bosques, los dos bosques considerados de menor intervención, San Pedro y Bocagrande presentaron limitación por fósforo, así como el intervenido de Rompido, por el contrario, el bosque intervenido Piangüita fue el único que presentó limitación por nitrógeno, lo que concuerda con los aportes y excesos de fosfato por escorrentía. En Buenaventura se ha registrado anteriormente relación N/P mayor a 16:1 la cual se ha

asociado a actividad antrópica de vertimiento de ARD con alto contenido de compuestos nitrogenados (Casanova-Rosero et al., 2015). Cuando se presenta la limitación de nitrógeno, hay restricción para los productores primarios, asociándose la escasez a sobreconsumo por el fitoplancton y se induce el crecimiento de biomasa de algas y bacterias fijadoras de nitrógeno (Montalvo et al., 2010). Los resultados son comparables con lo obtenido en bosques de manglar de un complejo lagunar costero tropical de México, en los sitios donde se presentó la mayor concentración de nutrientes N y P en el suelo, la relación N:P presentó los mayores valores y se caracterizó por encontrar el fósforo como restrictivo (Lanza-Espino et al., 2011).

En cuanto a los parámetros fisicoquímicos en las bahías se presentó diferencia significativa en la salinidad, con el mayor valor en Tumaco. Los menores valores en Buenaventura se pueden relacionar a la ubicación de los bosques y al aporte de agua dulce al estuario, que entra por oleaje al bosque de manglar, con la presencia de grandes ríos como lo son Dagua y Anchicayá (SPOT, 2001). Además las diferencias en los sólidos disueltos totales mayores en Tumaco, concuerda con resultados previos registrados de sólidos en las aguas estuarinas en la comparación de bahías (INVEMAR, 2017). El oxígeno no presentó diferencias entre bahías y el valor bajo es propio de sistemas anóxicos (Reef et al., 2010).

En Buenaventura, la salinidad fue mayor en época seca, mediado por los menores aportes de precipitación. En los bosques este parámetro fue mayor en San Pedro y menor en Pianguita, determinado por la cercanía de la desembocadura de los ríos. La temperatura presentó diferencias en época, con mayor valor en seca como es de esperar por la temperatura superficial del mar mayor en dicha época (L. Otero, 2005). Los mayores valores de oxígeno en la época de lluvia son mediados por las entradas de agua dulce y es propio del comportamiento del agua de la bahía (Mondragón-Díaz et al., 2022). Los sólidos disueltos totales con los mayores valores en época seca y en el bosque de San Pedro, coinciden con resultados de un monitoreo previo en la bahía (INVEMAR, 2017), puede explicarse por la ubicación de San Pedro protegido por una barrera en la que las entradas de sólidos por el canal aledaño quedan más fácilmente retenidas en el manglar.

En Tumaco, la salinidad se presentó por época de la misma forma que Buenaventura, mayores valores en la época seca, mediado por el cambio en la precipitación y menor aporte de aguas dulces; así como mayor valor en el bosque de Bocagrande, estos patrones

se han registrado anteriormente para la bahía (Casanova-Rosero et al., 2015). El oxígeno es mediado por los aportes de la precipitación y ríos cercanos, y los bajos valores en Bocagrande se relacionan a la descarga de materia orgánica, aportes de aguas residuales y agrícolas (Vivas-Aguas et al., 2012), y por las actividades aledañas al manglar. La acumulación de sólidos disueltos totales puede ocurrir por efecto de oleaje que presenta remoción de material desde el fondo y se deposita en el manglar sin salir rápidamente por las mareas bajas (Casanova-Rosero et al., 2015).

El análisis de granulometría en las bahías, caracterizó en general a los bosques como suelos de arena fina, en Buenaventura también predominan las arenas gruesas, mientras que en Tumaco fueron mayores los lodos. En Buenaventura en la época de lluvia el suelo de los bosques se caracteriza por arenas gruesas y medianas, mientras que en Tumaco en la misma época se caracterizó por mayores arenas finas, lodos y materia orgánica. En manglares tropicales se ha registrado el mismo comportamiento de mayor proporción de arenas gruesas en época de lluvia y de finas en seca (Torres et al., 2018). El predominio de arenas finas es consecuente con las características de sedimento reportadas para la bahía y los valores altos de materia orgánica se relacionan con el transporte de sedimentos y residuos sólidos y líquidos por los ríos (Garay-Tinoco et al., 2006; Salcedo, 2022; Tejada-Vélez et al., 2003). En las dos bahías, los bosques considerados como mejor conservados se caracterizaron por suelos de menor tamaño, comparados con los bosques de mayor intervención, en donde el tamaño de grano fue grande. El contenido de materia orgánica fue mayor en el bosque de rompido, el cual se considera con alto grado de intervención, difiere de lo encontrado en otros ecosistemas de manglar tropicales donde suelos con alto contenido de materia orgánica correspondían a bajo grado de perturbación antrópica (Suárez et al., 2015).

El contenido de nutrientes en el agua intersticial de los bosques de manglar presentó diferente influencia de los parámetros fisicoquímicos de acuerdo con los análisis de correlación. En la bahía de Buenaventura, se presentó mayor concentración de fosfatos y nitritos en valores  $< 12.5 \text{ g L}^{-1}$  de sólidos y menor concentración en valores altos de sólidos. Este resultado difiere de lo encontrado en manglares de la India, en donde la mayor concentración de nutrientes se reportó en los periodos en donde se registraron los mayores sólidos disueltos, asociado a descargas por los ríos (Rahaman et al., 2013). Por su parte

la concentración más alta de nitrato estuvo asociado a valores altos de pH, lo que puede relacionarse a entradas al bosque por el oleaje y agua marina. El amonio se correlacionó de forma negativa con el oxígeno disuelto, indicando que cuando se presentan altas concentraciones de este nutriente en el agua de poro, el oxígeno disponible es bajo, lo cual coincide con lo reportado en otros bosques de manglar, donde con la alta concentración de nutrientes se reportó una tendencia a decrecer la concentración de oxígeno disuelto (Rahaman et al., 2013). El fosfato se correlacionó de forma negativa con salinidad, alta concentración del nutriente se ve favorecida con valores bajos de salinidad, siendo dicho comportamiento acorde a las posibles fuentes para el nutriente que son los ríos y escurrimientos de la parte alta de la cuenca. Este resultado coincide con lo presentado en otros manglares donde el fosfato se registró más bajo en sitios caracterizados con alta salinidad y más alto en sitios de mezcla de agua (Torres et al., 2018). Los fosfatos y nitratos presentaron relación con la temperatura, donde la presencia de los nutrientes se ve favorecida por valores bajos de temperatura del agua.

En la bahía de Tumaco, se presentaron también algunas relaciones de los nutrientes con los parámetros fisicoquímicos del agua intersticial. La concentración de alcalinidad se correlacionó con la salinidad y sólidos disueltos totales, presentándose los mayores valores en rangos  $< 22$  PSU y  $< 17$  g L<sup>-1</sup>, respectivamente. Y se relacionó con el pH del agua, con mayores valores en el rango de 6.2 a 7.2 de pH, posiblemente por los aportes de aguas de los ríos cercanos que entran por el canal aledaño, como lo reportado en manglares de la costa de Bengkulu, Indonesia, donde los sitios de muestreo cercanos a río reportaron los pH más bajos (Soeprobowati et al., 2022). Los fosfatos se relacionaron también de forma inversa con la salinidad. Este comportamiento se encontró en manglares de laguna costera tropical, donde los fosfatos se registraron más altos en los sitios de monitoreo de mayor mezcla de agua dulce con pH menores, mientras que fueron más bajos cuando el aporte de agua dulce fue menor, mayor salinidad y pH más altos (Torres et al., 2018), así como reportado de forma similar en manglares de Venezuela, donde el fósforo fue mayor en la temporada de lluvia donde coincide con la menor salinidad intersticial de los bosques (Sánchez-Arias et al., 2010). En la bahía de Tumaco los cambios en la salinidad del agua marina que entra a los manglares se deben principalmente a los procesos de evaporación y transpiración, presentándose la relación de mayor concentración de nutrientes en la época menor salinidad por la lluvia y descarga de ríos (Tejada-Vélez et al., 2003). Los nitritos se correlacionaron con la temperatura de forma negativa, es decir que valores altos

del nutriente se observan en aguas de baja temperatura. El amonio y los nitritos se relacionaron de forma inversa con el pH, valores altos del nutriente se ven favorecidos por condiciones de pH más ácidos, relacionado a las fuentes de entrada al bosque como lo son las aguas residuales por los canales aledaños al manglar. Ese comportamiento se ha descrito en estudios previos, donde indican que la disponibilidad de nutrientes en el suelo está regulada por el pH, donde a bajos rangos del parámetro los nutrientes tienden a ser solubles y disponibles en la solución (Cooray et al., 2021).

En cuanto a las correlaciones del contenido de nutrientes con la granulometría, se presentó para Tumaco que valores altos de nitratos se relacionaron con un rango variable de arenas gruesas, la mayor presencia en proporción de arenas gruesas <10% y mayor a 40% de arenas finas. Así mismo, los mayores valores de nitratos con proporción de lodos entre 10 y 20% y mayores a 30%. La concentración de amonio también se presentó relacionada positivamente a condiciones del suelo de arenas finas y negativamente con arenas gruesas, con los mayores valores del nutriente en proporciones >60% de grano fino, lo que indica la acumulación en sustratos fangosos. Este comportamiento es congruente con lo esperado para los bosques y es similar a lo reportado para otros manglares tropicales en el caribe, donde en los sitios caracterizados como limo-arcillosos se registraron los valores más altos de nutrientes N y P del estudio (Lanza-Espino et al., 2011).

## 1.5 Conclusiones

Se determinó que la bahía de Buenaventura presenta concentraciones de nutrientes intersticiales en los bosques de manglar mayores en comparación con la bahía de Tumaco, que pueden llegar al ecosistema como consecuencia de la descarga de aguas residuales al estuario, escorrentía desde las cuencas aledañas y en general por la presión de una mayor población en la cabecera municipal y caseríos aledaños a los bosques de manglar. En las bahías de Buenaventura y de Tumaco los nutrientes intersticiales presentes en el ecosistema de manglar se rigen por un patrón temporal en el que puede influir la presión de las descargas de aguas residuales en periodos de aumento de turismo en época seca para la presencia de nitratos y amonio, y la entrada por arrastre de residuos agrícolas con el aumento de la precipitación para la presencia de fosfatos.

Espacialmente los nutrientes en los sedimentos del bosque de manglar de Buenaventura reflejaron la influencia de la cercanía de descargas de aguas residuales cercanas por la presencia de sector hotelero, resultando en mayores valores en el bosque de San Pedro y la influencia de las actividades agroforestales cercanas al bosque de Piangüita. Por su parte en los manglares de Tumaco no se encontró un patrón espacial marcado, resultando en que los aportes a los bosques se presentan tanto por el transporte por el canal aledaño con residuos de los ríos principales cercanos, la entrada por el oleaje y la cercanía de caseríos. En todos los bosques estudiados la presencia de los nutrientes en el agua intersticial de los manglares está determinado por diferentes aspectos que incluyen la geomorfología del bosque, la dinámica de las mareas y entradas de aguas y las actividades humanas más cercanas, resultando en elevadas concentraciones incluso en bosques que se consideran con menor intervención antrópica.

La concentración de nutrientes intersticiales puede ser influenciada por el agua de oleaje y escorrentía que modifican la salinidad, el oxígeno disuelto y con la presencia variable de sólidos disueltos, así mismo se ve influenciado el aumento de las concentraciones de los nutrientes por la posible fuente por arrastre y acumulación de sedimento de tamaño fino.

## 1.6 Bibliografía

Alcaldía Distrital de Buenaventura. (2014). *Plan de Gestión Integral de Residuos Sólidos para el casco urbano del municipio de Buenaventura - Valle*.

<https://www.buenaventura.gov.co/articulos/plan-de-gestion-integral-de-residuos-solidos-para-el-casco-urbano-del-municipio-de-buenaventura-valle>

Alcaldía Distrital de Buenaventura. (2020). *Plan de Desarrollo Distrital 2020-2023*

*Buenaventura con Dignidad*. <https://www.buenaventuracomovamos.org/wp-content/uploads/2020/05/PDD-BUENAVENTURA-CON-DIGNIDAD-2020-2023-V1-280220-final-.pdf>

Alongi, D. M. (2014). Carbon cycling and storage in mangrove forests. *Annual Review of Marine Science*, 6, 195-219. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010213-135020>

Alongi, D. M. (2018). Impact of global change on nutrient dynamics in Mangrove Forests. *Forests*, 9(10), 13. <https://doi.org/10.3390/F9100596>

- Anderson, M. (2017). Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA). *Wiley StatsRef: Statistics Reference Online*, 1-15.  
<https://doi.org/10.1002/9781118445112.stat07841>
- Avendaño, J., Rodríguez, A., & Gómez, D. (2019). *Servicios Ecosistémicos marinos y costeros de Colombia. Énfasis en manglares y pastos marinos* (MAPCO).  
[https://www.oceandocs.org/bitstream/handle/1834/15783/cartilla\\_Servicios\\_Ecosistemas.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://www.oceandocs.org/bitstream/handle/1834/15783/cartilla_Servicios_Ecosistemas.pdf?sequence=1&isAllowed=y)
- Blanco-Libreros, J. F., & Álvarez-León, R. (2019). Mangroves of Colombia revisited in an era of open data, global changes, and socio-political transition: Homage to Heliodoro Sánchez-Páez. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 43(166), 84-97. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.780>
- Breithaupt, J. L., Smoak, J. M., Smith, T. J., & Sanders, C. J. (2014). Temporal variability of carbon and nutrient burial, sediment accretion, and mass accumulation over the past century in a carbonate platform mangrove forest of the Florida Everglades. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 119(10), 2032-2048.  
<https://doi.org/10.1002/2014JG002715>
- Cantera, J. R., & Blanco, J. F. (2001). The Estuary Ecosystem of Buenaventura Bay, Colombia. En *Coastal Marine Ecosystems of Latin America* (Vol. 144, pp. 265-280). Springer. [https://doi.org/10.1007/978-3-662-04482-7\\_19](https://doi.org/10.1007/978-3-662-04482-7_19)
- Casanova-Rosero, R., Suárez-Vargas, N., & Zambrano-Ortiz, 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>
- Cooray, P. L. I. G. M., Jayawardana, D. T., Gunathilake, B. M., & Pupulewatte, P. G. H. (2021). Characteristics of tropical mangrove soils and relationships with forest structural attributes in the northern coast of Sri Lanka. *Regional Studies in Marine Science*, 44, 101741. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.101741>
- Danovaro, R. (2010). Methods for the Study of Deep-Sea Sediments, Their Functioning and Biodiversity. En Taylor & Francis Group (Ed.), *CRC Press*. CRC Press.  
<https://www-scopus-com.ezproxy.unal.edu.co/>
- Dauvin, J. C. (2007). Paradox of estuarine quality: Benthic indicators and indices, consensus or debate for the future. *Marine Pollution Bulletin*, 55(1-6), 271-281.  
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.08.017>

- Dittmar, T., & Lara, R. J. (2001). Driving forces behind nutrient and organic matter dynamics in a mangrove tidal creek in North Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 52(2), 249-259. <https://doi.org/10.1006/ecss.2000.0743>
- ESGEMAR S.A, E. G. M. (2014). *Caracterización del sustrato marino mediante geofísica marina y muestro con vibrosondeo en la playa de la rada (Estepona)*. [http://www.estepona.es/perfil/docs/13-14 GEISER/PROYECTO GEISER/dossier Ayto. Estepona/05 APENDICES/05.1 Avance estudio geotécnico.pdf](http://www.estepona.es/perfil/docs/13-14%20GEISER/PROYECTO%20GEISER/dossier%20Ayto.%20Estepona/05%20APENDICES/05.1%20Avance%20estudio%20geot%C3%A9cnico.pdf)
- FAO, F. and A. O. of the U. N. (2007). *The world's mangroves 1980-2005* (Vol. 153). <http://www.fao.org/3/a1427e/a1427e00.htm>
- Figueroa-Del Castillo, L., & Álvarez-León, R. (2011). Evaluación de suelos de manglar en dos localidades de la ensenada de Tumaco, Pacífico Colombiano. *Arquivos de Ciências do Mar*, 44(1), 12-20. <https://repositorio.ufc.br/handle/riufc/19226>
- Garay-Tinoco, J. A., Gómez-López, D. I., & Ortíz Galvis, J. R. (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.
- Garay Tinoco, J., Ramírez T, G., & Betancourt P, J. (2003). *Manual de Técnicas Analíticas para la determinación de parámetros fisicoquímicos y contaminantes marinos (Aguas, sedimentos y organismos)*. <http://www.invemar.org.co/redcostera1/invemar/docs/7010manualTecnicasanaliticas.pdf>
- Gómez García, L. F., Quesada Mora, C. A., Peña Salamanca, E. J., Perdomo Trujillo, L. V., & Mancera Pineda, J. E. (s. f.). Carbon Reserves in Deltaic Mangroves of the Colombian Pacific with Different Disturbance Degrees. *pre print*, 1-37.
- Gómez, J. E., & Peñaranda, J. E. (2012). Descripción del comportamiento de variables atmosféricas y oleaje en el puerto de Tumaco a partir de observación de datos. *Boletín Científico CIOH*, 0(30), 75-92. <https://doi.org/10.26640/22159045.244>
- Guzmán, Á. I., Zambrano, 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, 3-16. <https://doi.org/10.26640/22159045.260>

- Hernández-Quiroz, M., Ruiz-Meza, D., Rojo-Callejas, F., & Ponce De León-Hill, C. (2019). Determinación de la distribución de contaminantes emergentes en agua intersticial en sedimentos de humedal mediante la optimización y validación de un método analítico. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 35(2), 407-419. <https://doi.org/10.20937/RICA.2019.35.02.12>
- INVEMAR. (2020). *Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros de Colombia, 2019*. [http://www.invemar.org.co/documents/10182/0/IER-2019\\_Informe\\_del\\_estado\\_de\\_los\\_ambientes\\_y\\_recursos\\_marinos/b7520e57-5cdc-4558-a3d4-bea36f767a98](http://www.invemar.org.co/documents/10182/0/IER-2019_Informe_del_estado_de_los_ambientes_y_recursos_marinos/b7520e57-5cdc-4558-a3d4-bea36f767a98)
- INVEMAR. (2021). *Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia, 2020. Serie de Publicaciones Periódicas No. 3*. <http://www.invemar.org.co/documents/10182/0/Informe+del+estado+de+los+ambientes+marinos+y+costeros+2020/8659e71d-99bf-446b-b81d-57cd915af3db>
- INVEMAR, I. de I. M. y C. J. B. V. de A. (2007). *Monitoreo de los manglares del Valle del Cauca y la fauna asociada con énfasis en las aves y especies de importancia económica como la piangua y el cangrejo azul*. [http://cpps.dyndns.info/cpps-docs-web/planaccion/biblioteca/pordinario/Proceso Ordinario/Mangroves%2C salt marsh and other macro-vegetation areas/Informe CVC Manglares\\_2007.pdf](http://cpps.dyndns.info/cpps-docs-web/planaccion/biblioteca/pordinario/Proceso%20Ordinario/Mangroves%2C%20salt%20marsh%20and%20other%20macro-vegetation%20areas/Informe%20CVC%20Manglares_2007.pdf)
- INVEMAR, I. de I. M. y C. J. B. V. de A. (2016). *Evolución reciente de la zona Costera del departamento del Valle del Cauca. Informe Técnico Final*. [http://cinto.invemar.org.co/alfresco/d/d/workspace/SpacesStore/d94e0e47-6d12-4631-9822-74742accab04/ITF Valle del Cauca.pdf?ticket=TICKET\\_c2264b7e492e043e7e80d41227e3a21747702f37](http://cinto.invemar.org.co/alfresco/d/d/workspace/SpacesStore/d94e0e47-6d12-4631-9822-74742accab04/ITF%20Valle%20del%20Cauca.pdf?ticket=TICKET_c2264b7e492e043e7e80d41227e3a21747702f37)
- INVEMAR, I. de I. M. y C. J. B. V. de A. (2017). *Diagnóstico y evaluación de la Calidad de las aguas marinas y costeras del Caribe y Pacífico colombianos. Informe técnico 2016*. (O. Garcés & L. Espinosa (eds.); Serie de P). Red de vigilancia para la conservación y protección de las aguas marinas y costeras de Colombia – REDCAMM: INVEMAR, MADS y CAR costeras. <https://doi.org/10.21239/V9HW3X>
- Lanza-Espino, G. de la, Flores-Verdugo, F., Hernandez-Pulido, S., & Penié-Rodríguez, I. (2011). Concentration of nutrients and C:N:P ratios in surface sediments of a tropical coastal lagoon complex affected by agricultural runoff. *Universidad y Ciencia Trópico Húmedo*, 2, 145-155. [http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0186-](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0186-)

- 29792011000200004&lng=en&tlng=en
- Lobo-Guerrero, A. (1993). *Hidrología e Hidrogeología de la Región Pacífica Colombiana*. <https://fdocuments.co/document/1-hidrologa-e-hidrogeologa-de-la-regin-pacfica-hidrologa-e-hidrogeologa-del.html?page=2>
- Lugendo, B. R., & Kimirei, I. A. (2021). Anthropogenic nitrogen pollution in mangrove ecosystems along Dar es Salaam and Bagamoyo coasts in Tanzania. *Marine Pollution Bulletin*, 168(April), 9. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112415>
- Maurya, P., & Kumari, R. (2021). Spatiotemporal variation of the nutrients and heavy metals in mangroves using multivariate statistical analysis, Gulf of Kachchh (India). *Environmental Research*, 195, 16. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.110803>
- Molina, A., Duque, G., & Cogua, P. (2020). Influences of environmental conditions in the fish assemblage structure of a tropical estuary. *Marine Biodiversity*, 50(5), 1-13. <https://doi.org/10.1007/s12526-019-01023-0>
- Mondragón-Díaz, L., Molina, A., & Duque, G. (2022). Influence of environmental variables on the spatiotemporal dynamics of water quality in Buenaventura Bay, Colombian Pacific. *Environmental Monitoring and Assessment*, 194(720), 18. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10388-y>
- Montalvo, J. F., García, I., Loza, S., Perigó, E., Esponda, S. C., Sánchez, M., & Barrier, A. (2010). Compuestos de nitrógeno y fósforo en agua de algunas bahías del Archipiélago Sabana-Camagüey, Cuba. *Instituto de Oceanología*, 7. [https://aquadocs.org/bitstream/handle/1834/3593/099\\_COMPUESTOS DE NITROGENO Y FOSFORO....pdf?sequence=1](https://aquadocs.org/bitstream/handle/1834/3593/099_COMPUESTOS_DE_NITROGENO_Y_FOSFORO....pdf?sequence=1)
- Moreno-Casasola, P., & Warner, B. (2009). *Breviario para describir, observar y manejar humedales*. (P. Moreno-Casasola B & B. G. Warner (eds.); Costa Sust, Vol. 1). RAMSAR, Instituto de Ecología A.C., CONANP, US Fish and Wildlife Service, US State Department. [http://www1.inecol.edu.mx/inecol/libros/Breviario\\_Humedales.pdf](http://www1.inecol.edu.mx/inecol/libros/Breviario_Humedales.pdf)
- Mosquera Mosquera, A. I. (1993). Estado actual de la eutroficación en áreas costeras de la Ensenada de Tumaco y diagnóstico en la Bahía de Buenaventura. *Boletín Científico CCCP*, 4, 19-26. [https://doi.org/10.26640/01213423.4.19\\_26](https://doi.org/10.26640/01213423.4.19_26)
- Otero, E., Mosquera, L., Silva, G., & Guzmán, J. (2007). Capítulo 7. Deltas y Estuarios del Pacífico colombiano. En *Deltas y Estuarios de Colombia*. Colección Ecológica del Banco de Occidente. <https://www.imeditores.com/banocc/deltas/cap7.htm>
- Otero, L. (2005). Aplicación de un Modelo Hidrodinámico Bidimensional para describir las corrientes y la propagación de la onda de marea en la Bahía de Buenaventura.

- Boletín Científico CCCP*, 12, 9-21. [https://doi.org/10.26640/01213423.12.9\\_21](https://doi.org/10.26640/01213423.12.9_21)
- Passos, T., Penny, D., Sanders, C., De França, E., Oliveira, T., Santos, L., & Barcellos, R. (2021). Mangrove carbon and nutrient accumulation shifts driven by rapid development in a tropical estuarine system, northeast Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 166, 7. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112219>
- Paudel, B., Montagna, P., & Adams, L. (2019). The relationship between suspended solids and nutrients with variable hydrologic flow regimes. *Regional Studies in Marine Science*, 29, 9. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.100657>
- Pérez, A., Machado, W., & Sanders, C. J. (2021). Anthropogenic and environmental influences on nutrient accumulation in mangrove sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 165, 112174. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112174>
- R Core Team. (2013). *R: a language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.r-project.org/>
- Rahaman, S., Sarder, L., Sayadur Rahaman, M., Kumar Ghosh, A., Kumar Biswas, S., Shahjahan Siraj, S., Anisul Huq, K., Farah Md Hasanuzzaman, A., & Saiful Islam, S. (2013). Nutrient dynamics in the Sundarbans mangrove estuarine system of Bangladesh under different weather and tidal cycles. *Ecological Processes*, 2(29), 1-13. <https://doi.org/10.1186/2192-1709-2-29>
- Reef, R., Feller, I., & Lovelock, C. (2010). Nutrition of mangroves. *Tree Physiology*, 30(9), 1148-1160.  
[https://www.researchgate.net/publication/44691050\\_Nutrition\\_of\\_mangroves](https://www.researchgate.net/publication/44691050_Nutrition_of_mangroves)
- Rivera-Monroy, V. H., de Mutsert, K., Twilley, R. R., Castañeda-Moya, E., Romigh, M. M., & Davis, S. E. (2007). Patterns of nutrient exchange in a riverine mangrove forest in the Shark River Estuary, Florida, USA. *Hidrobiológica*, 17(2), 169-178.  
[http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0188-88972007000200009&lng=en&tlng=en#](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-88972007000200009&lng=en&tlng=en#)
- Salcedo, E. (2022). *Influencia de la calidad ambiental en la dinámica del ensamblaje de peces de interés comercial en la Bahía de Tumaco, Pacífico colombiano* [Universidad Nacional de Colombia].  
<https://repositorio.unal.edu.co/bitstream/handle/unal/82092/1019042969.2022.pdf?sequence=2&isAllowed=y>
- Sánchez-Arias, L. E., Paolini, J., & Rodríguez, J. P. (2010). Dinámica de las propiedades del suelo en bosques de *Rhizophora mangle* L. (Rhizophoraceae) en Isla de

- Margarita, Venezuela. *Revista de Biología Tropical*, 58(2), 547-564.  
<https://doi.org/10.15517/rbt.v58i2.5228>
- Sanders, C. J., Eyre, B. D., Santos, I. R., Machado, W., Luiz-Silva, W., Smoak, J. M., Breithaupt, J. L., Ketterer, M. E., Sanders, L., Marotta, H., & Silva-Filho, E. (2014). Elevated rates of organic carbon, nitrogen, and phosphorus accumulation in a highly impacted mangrove wetland. *Geophysical Research Letters*, 41(7), 2475-2480.  
<https://doi.org/10.1002/2014GL059789>
- Sandilyan, S., & Kathiresan, K. (2012). Mangrove conservation: A global perspective. *Biodiversity and Conservation*, 21(14), 3523-3542. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0388-x>
- Sarda, N., & Burton, G. A. (1995). Ammonia variation in sediments: Spatial, temporal and method-related effects. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 14(9), 1499-1506.  
<https://doi.org/10.1002/etc.5620140908>
- SIDAP, S. D. de Á. P. del V. del C. (2020). *Ecosistema manglar*.  
<https://sidap.cvc.gov.co/es/node/166>
- Soeprbowati, T. R., Anggoro, S., Puryono, S., Purnaweni, H., Sularto, R. B., & Mersyah, R. (2022). Species Composition and Distribution in the Mangrove Ecosystem in the City of Bengkulu, Indonesia. *Water (Switzerland)*, 14(21), 19.  
<https://doi.org/10.3390/w14213516>
- SPOT, S. de P. y O.-. (2001). *Plan de Ordenamiento Territorial Municipio de Buenaventura. Resumen ejecutivo*. <https://www.buenaventura.gov.co/articulos/plan-de-ordenamiento-territorial>
- Suárez, J. A., Urrego, L. E., Osorio, A., & Ruiz, H. Y. (2015). Oceanic and climatic drivers of mangrove changes 1 Oceanic and climatic drivers of mangrove changes in the Gulf of Urabá, Colombian Caribbean. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 43(5), 972-985. <https://doi.org/10.3856/vol43-issue5-fulltext-17>
- Sulochanan, B., Ratheesh, L., Veena, S., Padua, S., Prema, D., Rohit, P., Kaladharan, P., & Kripa, V. (2022). Water and sediment quality parameters of the restored mangrove ecosystem of Gurupura River and natural mangrove ecosystem of Shambhavi River in Dakshina Kannada, India. *Marine Pollution Bulletin*, 176(August 2021), 12.  
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113450>
- Tejada-Vélez, C., Otero- Díaz, L., Castro-Suárez, L., Afanador, F., Devis-Morales, A., Solano, J., & Foseca-Camelo, A. (2003). *Aportes al Entendimiento de la Bahía de Tumaco Entorno Oceanográfico, Costero y de Riesgos*.

- [https://cecoldodigital.dimar.mil.co/57/1/dimarcccp\\_2003\\_978-958-33-5222-5\\_aportes\\_entendimiento\\_bahiatco.pdf](https://cecoldodigital.dimar.mil.co/57/1/dimarcccp_2003_978-958-33-5222-5_aportes_entendimiento_bahiatco.pdf)
- Torres, J. R., Infante-Mata, D., Sánchez, A. J., Espinoza-Tenorio, A., & Barba, E. (2018). Degradación de hojarasca y aporte de nutrientes del manglar en la Laguna Mecoacán, Golfo de México. *Revista de Biología Tropical*, 66(2), 892-907. [https://ecosur.repositorioinstitucional.mx/jspui/bitstream/1017/1341/1/100000039203\\_documento.pdf](https://ecosur.repositorioinstitucional.mx/jspui/bitstream/1017/1341/1/100000039203_documento.pdf)
- Uribe, J., & Urrego, L. E. (2009). Gestión ambiental de los ecosistemas de manglar. Aproximación al caso colombiano. *Gestión y Ambiente*, 12(2), 57-72. <https://revistas.unal.edu.co/index.php/gestion/article/view/14254>
- Villarreal, D., & Bastidas, J. (2016). *Propuesta de plan de gestión integral de residuos sólidos, sector de los puentes en la comuna 3 del municipio de Tumaco Nariño* [Universidad Tecnológica de Pereira]. <https://repositorio.utp.edu.co/server/api/core/bitstreams/daac3f2c-bb23-47d1-a3fe-07b98fce12d5/content>
- Vivas-Aguas, L., Tosic, M., Sánchez, J., Narváez, S., Cadavid, B., Bautista, P., Betancourt, 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 – REDCAM. Informe técnico 2011*. [http://www.invemar.org.co/documents/10182/14479/Informe\\_REDCAM\\_2011.pdf](http://www.invemar.org.co/documents/10182/14479/Informe_REDCAM_2011.pdf)
- Wang, F., Cheng, P., Chen, N., & Kuo, Y. M. (2021). Tidal driven nutrient exchange between mangroves and estuary reveals a dynamic source-sink pattern. *Chemosphere*, 270, 10. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128665>
- Wei, L., Bee, M. Y., Poh, S. C., Garg, A., Lin, F., & Gao, J. (2023). Soil nutrient distribution and plant nutrient status in a mangrove stand adjacent to an aquaculture farm. *Environmental Monitoring and Assessment*, 195(1), 1-12. <https://doi.org/10.1007/S10661-022-10822-1/FIGURES/8>
- Winger, P. V., & Lasier, P. J. (1991). A vacuum-operated pore-water extractor for estuarine and freshwater sediments. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 21(2), 321-324. <https://doi.org/10.1007/BF01055353>
- Woodroffe, C. D., Rogers, K., McKee, K. L., Lovelock, C. E., Mendelssohn, I. A., & Saintilan, N. (2016). Mangrove Sedimentation and Response to Relative Sea-Level

Rise. *Annual Review of Marine Science*, 8(1), 243-266.

<https://doi.org/10.1146/annurev-marine-122414-034025>

Xiao, K., Wu, J., Li, H., Hong, Y., Wilson, A. M., Jiao, J. J., & Shananan, M. (2018).

Nitrogen fate in a subtropical mangrove swamp: Potential association with seawater-groundwater exchange. *Science of the Total Environment*, 635(1), 586-597.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.143>

## **2. Capítulo 2 Influencia de la concentración de nutrientes en los sedimentos en el desarrollo de los bosques de manglar expuestos a diferentes grados de intervención antrópica en el Pacífico Colombiano**

### **2.1 Introducción**

Los bosques de manglar son ecosistemas de la zona intermareal de la costa, estuarios y marismas tropicales y subtropicales con adaptaciones para desarrollarse y depender del agua salada y del agua dulce (López-Angarita et al., 2016; Sandilyan & Kathiresan, 2012; SIDAP, 2020). Los manglares son valorados por sus funciones ecológicas como lo es apoyo a la red trófica, mitigación de contaminación por nutrientes, protección costera (Maurya & Kumari, 2021), así como, proporcionan bienes y servicios a los seres humanos (Sandilyan & Kathiresan, 2012).

Investigaciones han registrado que en el planeta se han perdido aproximadamente 20% del área total de manglares desde el año 1980 a 2005 (FAO, 2007) y en especial en países en desarrollo donde se encuentra más del 90% (Duke et al., 2007); y aunque en Colombia el cambio en los últimos años ha sido alrededor del 0,14% (Hamilton & Casey, 2016), es un ecosistema vulnerable a la contaminación (INVEMAR, 2021). Los manglares presentan alta producción primaria bruta, acumulación de carbono azul y nutrientes en comparación con otras áreas sin cobertura vegetal (Alongi, 2014; Breithaupt et al., 2014). Adicionalmente, su estructura, composición florística y regeneración natural presentan relación con las características ambientales como salinidad, luz, condiciones edáficas, pH, materia orgánica, drenaje, disponibilidad de nutrientes y producción primaria neta (Barba & Torres, 2017; Mira et al., 2019), así como por factores geomorfológicos (Suárez et al., 2015).

Las actividades antrópicas como descargas residuales y las condiciones ambientales naturales como inundaciones, influyen en la entrada de nutrientes a los manglares, produciendo diferentes respuestas ecológicas que alteran las tasas de acumulación de carbono y nutrientes, resultando en condiciones eutróficas y en el deterioro de la calidad del ecosistema (Brander et al., 2012; Pérez et al., 2021) o afectación de la estructura de la comunidad biológica (Paudel et al., 2019; Torres et al., 2018). Los nutrientes, como lo son el nitrógeno total y el fósforo total son necesarios para el desarrollo de la fauna y flora, sin embargo, cuando se encuentran disponibles en grandes cantidades son indicadores del nivel de contaminación del agua y de sedimentos (Wijesiri et al., 2019) y puede dar una visión del estado de afectación de la flora y fauna presente en el ecosistema (Maurya & Kumari, 2021).

Los manglares están expuestos a diversas perturbaciones que influyen en los atributos de la estructura de las plantas y el suelo, que pueden afectar la recuperación de la función del ecosistema, como es el caso de la contaminación por nutrientes (Servais et al., 2019). Los nutrientes, como por ejemplo el nitrógeno y fósforo, son elementos fundamentales de diversos procesos fisicoquímicos en los manglares, entre ellos la productividad y el ciclo del carbono (Rodríguez Zúñiga et al., 2018; Wang et al., 2021). Así mismo, su ciclo y exportación al estuario contribuye al desarrollo de la planta, pero también de condiciones de desequilibrio por contaminación o eutrofización, de los ecosistemas aledaños (Whitehead & Crossman, 2012). El contenido de nutrientes disponibles en el ecosistema de manglar se asocia a la estructura del bosque, relacionando una disminución de los mismos con menor altura de los árboles de manglar, además con la capacidad de regeneración de cada especie de mangle, los cuales pueden ser indicadores de la salud del ecosistema (Cruz Portorreal & Pérez Montero, 2017). Sin embargo, se ha encontrado una relación negativa entre el fosforo en el suelo con la biomasa y área basal, es decir la altura del árbol, donde un exceso del nutriente obstaculiza el crecimiento de la planta (Cooray et al., 2021).

Varios estudios han mostrado que los árboles con mayor desarrollo en diámetro y altura, así como mayor riqueza de especies, se presentan en los sitios protegidos del oleaje directo, con baja salinidad del agua intersticial y elevadas concentraciones de nutrientes en el suelo, derivada de la entrada permanente de agua dulce de diversas fuentes (Mira

et al., 2019). Se ha analizado que cuando el aporte de nutrientes y materia orgánica es alto, en el ecosistema se pueden aumentar las emisiones de dióxido de carbono y metano, lo que eleva el interés por estudiar la acumulación de nutrientes en los manglares (Pérez et al., 2021; Purvaja & Ramesh, 2001).

En manglares afectados por presiones antrópicas, en el Golfo de Kachchh en la India, se encontró influencia en la concentración de nutrientes por los cambios estacionales y los aportes antropogénicos, resultando en valores altos en los sitios con mayor presión, lo que sugirió afectación de flora y fauna, así como mayores sulfatos y nitratos después de un evento climático de monzón (Maurya & Kumari, 2021). En manglares del Golfo de México se ha encontrado relación de valores altos de nitrógeno en sedimento, con aportes *in situ* de la degradación de la hoja de *R. mangle* (Torres et al., 2018). En el Pacífico se han identificado amenazas por contaminación orgánica reflejada en algunos índices de calidad de las aguas con categoría de inadecuada y estado de vulnerabilidad (Duque et al., 2020; Vivas-Aguas & Navarrete-Ramírez, 2014), lo que puede causar efectos negativos en el desarrollo del bosque y el ciclo natural geoquímico (Reef et al., 2010).

Estudiar las condiciones y el grado de alteración, así como establecer la relación entre los posibles contaminantes y el desarrollo del bosque es importante para describir cómo se encuentran los ecosistemas de manglar ambientalmente y sentar las bases de información para su manejo. Por lo tanto, el objetivo de la investigación es establecer la relación de la concentración de nutrientes de los sedimentos con la estructura de bosques de manglar expuestos a diferentes grados de intervención antrópica, en el Pacífico Colombiano. La hipótesis planteada es que el exceso en la concentración de nutrientes en los sedimentos puede afectar negativamente el desarrollo de los bosques de manglar y que se presentan diferencias según el grado de influencia antrópica y las zonas del bosque, resultando en baja densidad de árboles y tamaño menor en zonas con elevados nutrientes en el suelo.

## 2.2 Materiales y Métodos

### 2.2.1 Área de estudio

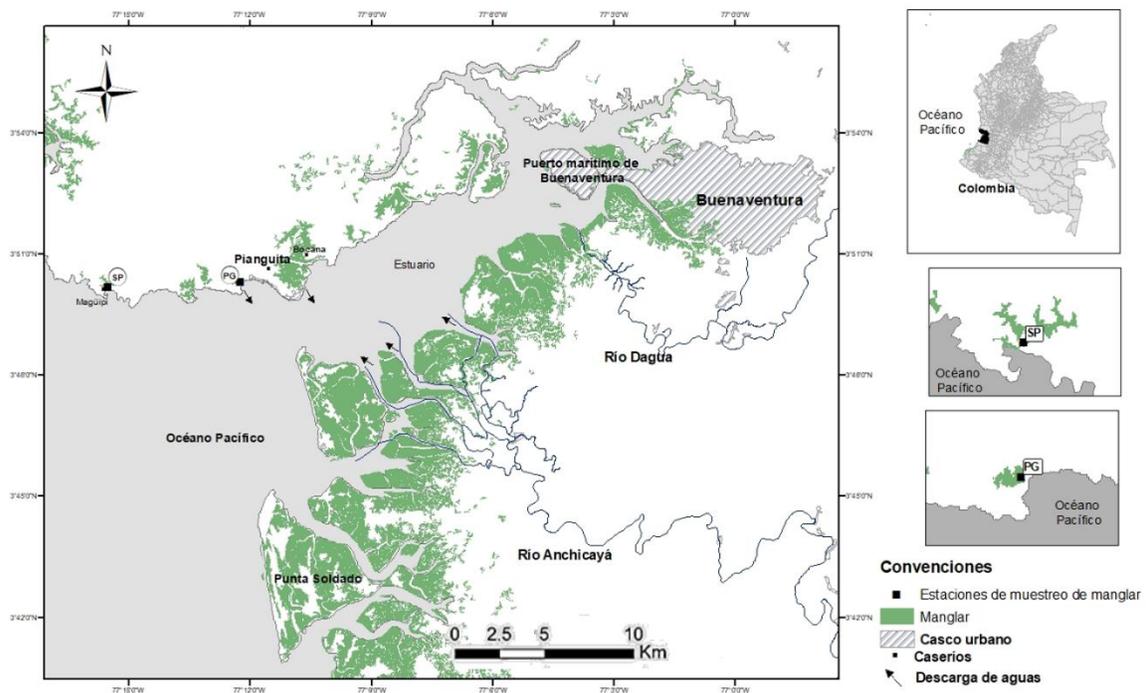
La presente investigación se realizó en bosques de 2 bahías del Pacífico oriental tropical al sur-occidente colombiano correspondientes a Bahía de Buenaventura en el departamento del Valle del Cauca y la Bahía de Tumaco en el departamento de Nariño, en manglares de borde los cuales se presentan expuestos a fluctuaciones que se mueven desde y hacia el bosque (Navarrete-Ramírez & Rodríguez-Rincón, 2014) y caracterizados por ocupar líneas a través de cuerpos de agua con árboles de raíces bien desarrolladas (Agudelo et al., 2015). En el Pacífico Colombiano se han presentado impactos sobre los ecosistemas de manglar, entre los cuales se destacan la construcción y adecuación de muelles en las Bahías de Buenaventura y Tumaco, la construcción y ampliación de centros urbanos sobre costas de manglar, la construcción de camaroneras en áreas de Tumaco y la ampliación de las fronteras agrícola en los departamentos de Valle del Cauca, Cauca y Nariño (Álvarez-León, 2003).

- Bahía de Buenaventura

La Bahía de Buenaventura es un sistema estuarino ubicado en latitud  $03^{\circ} 48' 09,99''$  -  $03^{\circ} 52' 38,57''$  Norte y longitud  $77^{\circ} 06' 30,75''$  -  $77^{\circ} 09' 25,96''$  Oeste, la cual es uno de los puertos más importantes del país (Figura 2-1). La bahía cuenta con una extensión de aproximadamente 30 km, con una forma angosta y alargada, ancho variable entre 3.4 en la entrada al mar y 5.5 km en la zona interior. El área de estudio se encuentra en la llamada "Llanura Costera del Pacífico", que se caracteriza por un relieve casi plano, formada por llanuras deltaicas y complejos de marismas de mangle en la costa, con presencia de sedimentos como gravas, arenas y lodos (INVEMAR, 2016) y en donde drenan las aguas los ríos Dagua ( $126 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ ) y Anchicayá ( $112 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ ) (Cantera & Blanco, 2001; SPOT, 2001). La población de Buenaventura es de 4309000 habitantes en total (Alcaldía Distrital de Buenaventura, 2014) concentrada principalmente en la ciudad de Buenaventura, principal puerto del Pacífico colombiano, y algunos caseríos como Piangüita, La Bocana, Ladrilleros y Punta Soldado (INVEMAR, 2016)

De acuerdo a sus características climáticas, la zona presenta una temperatura superficial del mar (TSM) promedio anual de 28,2 °C (L. Otero, 2005). La bahía es uno de los lugares más húmedos del mundo (Cantera & Blanco, 2001) con temperatura anual media del aire de 25,9 °C y precipitación anual promedio de 6508 mm (Lobo-Guerrero, 1993). En Buenaventura la precipitación es menor de enero a junio (estación seca), con precipitación promedio mensual de 200 a 500 mm y de julio a diciembre la precipitación es mayor (estación de lluvia), con precipitación promedio mensual de 500 a 700 mm (Molina et al., 2020; E. Otero et al., 2007). En Buenaventura se han registrado las especies de mangle *Rhizophora mangle*, *Mora oleífera*, *Pelliciera rhizophorae*, *Laguncularia Racemosa*, *Avicennia germinans* y *Rustia occidentale* (INVEMAR, 2007).

**Figura 2- 1:** Área de estudio y ubicación de los sitios de muestreo en manglares de la Bahía de Buenaventura. Sitio 1 San Pedro (SP) de baja intervención, sitio 2 Pianguita (PG) de alta intervención.



Los manglares escogidos en esta bahía fueron el bosque de San Pedro, considerado como el de menor intervención antrópica por encontrarse más alejado de los centros poblados y el puerto, y el bosque de Pianguita, considerado como el de alto nivel de intervención. El

primero se encuentra un protegido por una barrera natural que interviene en el flujo de entrada del agua marina, tiene un canal natural de agua dulce contiguo y, además, se ubica contiguo a un hotel (Figura 2-2a). El segundo bosque se encuentra expuesto al oleaje directo del mar, cercano a centros poblados importantes de alta población y turismo, en donde no existen sistemas de tratamiento de residuos líquidos y sólidos (Figura 2-2b).

**Figura 2- 2:** Bosques de manglar muestreados en la bahía de Buenaventura.

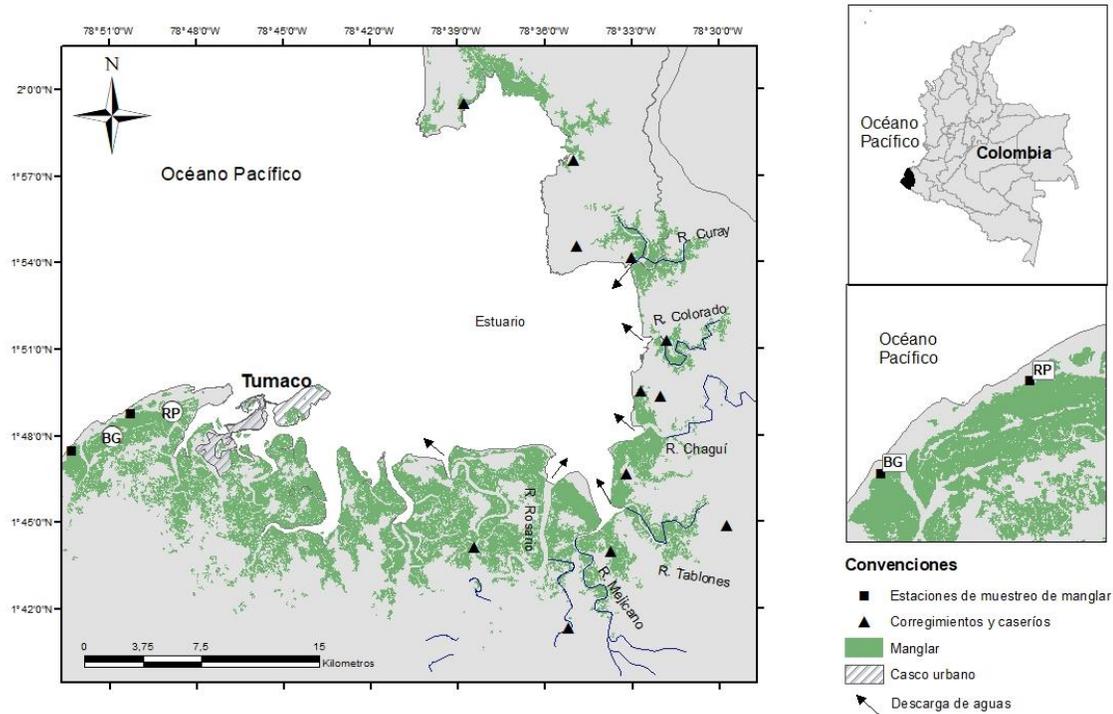


- Bahía de Tumaco

La Bahía de Tumaco se encuentra ubicada en cercanías de la frontera con Ecuador, entre las latitudes 1°45' y 2°00'N y longitudes 78°30' y 78°45'O, comprendiendo un área aproximada de 350 km<sup>2</sup> (Figura 2-3). En Tumaco se registra una población total de 159955 habitantes (Villarreal & Bastidas, 2016), la mayoría en el centro poblado corresponde a San Andrés de Tumaco, donde se ubica el único puerto del departamento y el segundo de importancia en el pacífico después de Buenaventura (Gómez & Peñaranda, 2012).

La Bahía de Tumaco presenta un comportamiento climático monomodal, catalogado como clima tropical lluvioso isotermal. La época húmeda corresponde al primer semestre del año con precipitación promedio de 300 mm mensuales y época semi-húmeda en el segundo semestre con valores por encima de 100 mm de precipitación mensual acumulada. La temperatura se presenta a lo largo del año entre 25,7 y 26,3 °C (Gómez & Peñaranda, 2012). Para el departamento de Nariño se ha reportado la presencia de las especies de manglar *Rhizophora mangle*, *Rhizophora harrisonii*, *Laguncularia racemosa*, *Conocarpus erectus*, *Avicennia germinans*, *Pelliciera rhizophorae* y *Mora oleífera* (INVEMAR, 2020).

**Figura 2- 3:** Área de estudio y ubicación de los sitios de muestreo en manglares de la Bahía de Tumaco. Sitio 1 Bocagrande (BG), sitio 2 Rompido (RP).



En está bahía se escogió el bosque de Bocagrande, el cual está situado cercano a una zona turística, se inunda por un canal contiguo y la entrada del oleaje, presentaba árboles grandes con alto nivel de desarrollo y algunos pocos signos de tala; sin embargo, se considera con bajo nivel de intervención antrópica (Figura 2-4a). Comparado con el otro bosque escogido, Rompido, el cual, a pesar de encontrarse alejado a la zona poblada, se caracterizó por presentar fuertes signos de impacto antrópico debido a la quema y tala excesiva de árboles, presencia de un canal enfrente, además de presencia de residuos sólidos, por lo que se consideró como el bosque con mayor nivel de intervención (Figura 2-4b).

**Figura 2- 4:** Bosques de manglar muestreados en la bahía de Tumaco.



### 2.2.2 Diseño del muestreo

Se llevó a cabo 2 campañas de muestreo durante el año 2022 en dos épocas climáticas de mayor y menor precipitación, seca y lluvia. En cada bahía se escogieron dos sitios de muestreo que corresponden a bosques con diferente grado de intervención antrópica sobre el manglar. En cada sitio se delimitaron parcelas cuadradas de 10x10 m en la zona de alta densidad de árboles y de baja densidad, con tres réplicas cada una. En Buenaventura las muestras fueron tomadas en abril (época seca) y en octubre (lluvia) en los bosques de San Pedro (3°50'12.3"N 77°15'31.1"O) y Pianguíta (3°50'19.93"N 77°12'15.37"O). En Tumaco las muestras fueron tomadas en junio (lluvia) y en noviembre (seca) en los bosques de Bocagrande (1°47'30.2"N 78°52'18.8"O) y Rompido (1°48'46.1"N 78°50'15.6"O).

### 2.2.3 Fase de campo

En cada estación de muestreo se tomaron muestras de agua intersticial de los sedimentos de la zona inundable del bosque, separando el agua de los sólidos por método de filtración con un sistema de succión (Hernández-Quiroz et al., 2019; Moreno-Casasola & Warner, 2009). En cada parcela se retiró una porción de suelo con un corazonador de PVC (diámetro 5 cm y largo 50 cm) a una profundidad de 10 a 15 cm y se guardó la muestra en bolsas plásticas en refrigeración para el análisis de granulometría. En el orificio del suelo se esperó a retener agua y se retiró con un sistema de succión. El agua se almacenó en botellas color ámbar y se guardó en frío (~4°C) para trasladar al área análisis de laboratorio. En campo se midieron parámetros fisicoquímicos en el agua intersticial, salinidad (PSU), pH, oxígeno disuelto ( $\text{mg L}^{-1}$ ), sólidos disueltos totales ( $\text{g L}^{-1}$ ) y

temperatura (°C), con una sonda multiparamétrica (Hanna instruments HI98194). Se realizó la caracterización de la estructura del bosque de manglar en cada parcela en la cual se recopiló la información de número de árboles de mangle, tipo de especie, altura del árbol mediante el uso de clinómetro análogo y cinta métrica, diámetro de altura de pecho (DAP), el cual para árboles con raíces que exceden los 1.37 m de altura el diámetro del tronco se mide por encima de la raíz más alta y en árboles chaparros de menos de 1 m de altura se puede medir el diámetro a 30 cm del suelo (Figura 2-5). Adicionalmente, se registró la condición general del bosque, intacto o si se evidenciaba algún tipo de perturbación, como afectación por evento natural, degradación, deforestación o enfermedades en la vegetación (Kauffman et al., 2013).

#### 2.2.4 Fase de laboratorio

La determinación de la concentración de nutrientes en el agua intersticial se realizó en menos de 24 h desde la recolección de la muestra. Primero, se realizó decantación en frío y se tomó el agua clara superficial de manera cuidadosa, a la cual se realizó el protocolo de análisis de nutrientes (Hernández-Quiroz et al., 2019; Sarda & Burton, 1995; Winger & Lasier, 1991). La determinación de concentración de nutrientes se realizó utilizando un Fotómetro YSI 9300 con lectura directa (precisión  $\pm 0.5$  a 4% de transmitancia) (Garay Tinoco et al., 2003; Vivas-Aguas et al., 2012; YSI, 2010) (Figura 2-5). Adicionalmente, se realizó la determinación de tamaño de grano en porciones entre 20 y 50 g del sedimento, secando en cajas Petri por 24h a 105 °C y pasando a agitación mecánica en juego de tamices de tamaño de malla de 1 mm, 500  $\mu\text{m}$ , 250  $\mu\text{m}$ , 125  $\mu\text{m}$  y 63  $\mu\text{m}$  (Danovaro, 2010; ESGEMAR S.A, 2014). Seguido se procede a pesar la porción retenida en cada tamiz para diferenciar los tamaños según la escala de intervalos de Udden Wentworth. Las categorías de tamaño fueron 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 ( $\leq 63 \mu\text{m}$ ). El contenido de materia orgánica se realizó a una porción entre 20 y 30 g de suelo por método de pérdida por ignición (Danovaro, 2010), con secado por 24h a 60 °C y calcinación por 4 h a 450 °C (ver Ecuación (2.1)).

$$MO(\%) = \frac{DW-FW}{DW} * 100 \quad (2.1)$$

Donde MO es el contenido de materia orgánica en porcentaje (%), DW peso seco, FW peso final calcinado.

**Figura 2- 5:** Registro fotográfico de los métodos usados en campo y laboratorio.



## 2.2.5 Tratamiento de los datos

Se realizó análisis estadístico descriptivo para la concentración de nutrientes, parámetros fisicoquímicos, granulometría y estructura del bosque en las dos bahías. Las diferencias espaciales se determinaron para los factores sitio y zona. Se analizó las posibles diferencias en las variables mediante Análisis de Varianza Multivariado basado en permutaciones (PERMANOVA) con 9999 permutaciones aceptando el valor de  $\alpha < 0.05$  como una diferencia estadísticamente significativa (Anderson, 2017), usando software PRIMER & PERMANOVA 7. Adicionalmente, se evaluó la influencia de las variables de calidad de agua sobre las características de estructura del bosque mediante Modelos Aditivos Generalizados Multivariados (GAM) basados en funciones bayesianas, usando software R (R Core Team, 2013). Como parte del análisis de la estructura del manglar se determinó el Índice de valor de importancia (IVI), el cuál define la especie que resulta más importante en la unidad de muestreo (INVEMAR, 2019) y el Protocolo de monitoreo de manglares de CIFOR (Kauffman et al., 2013). Para la determinación del IVI se utiliza la siguiente ecuación (ver Ecuación (2.2)).

$$IVI = Ar + Fr + Dr \quad (2.2)$$

Donde Ar es la Abundancia relativa de una especie, Fr en la Frecuencia relativa de una especie y Dr es la Dominancia relativa de una especie.

Se calculó la relación nitrógeno-fósforo (N/P) para determinar el nutriente potencialmente limitante de la producción primaria y crecimiento de los mangles. Este consiste en calcular el cociente entre el contenido de nitrógeno inorgánico disuelto (DIN=  $\text{NO}_2\text{-N}+\text{NO}_3\text{-N}+\text{total NH}_3\text{-N}$ ) y el fósforo inorgánico disuelto (DIP=  $\text{PO}_4^{3-}$ ); cuando el resultado es mayor a 16, se describe como el nutriente limitante al fósforo y cuando es menor a 16 el limitante es el nitrógeno (Montalvo et al., 2010).

## 2.3 Resultados

### 2.3.1 Variación de la concentración de nutrientes en las zonas del bosque de manglar

En Buenaventura la concentración de nitritos por zona según la densidad de árboles fue muy similar, con valor promedio de  $0.03 \text{ mg L}^{-1} \text{ NO}_2^-$ , y solo un valor mayor en el bosque de San Pedro, el cual se considera el de menor intervención antrópica, en la zona de alta densidad  $0.04 \text{ mg L}^{-1} \text{ NO}_2^-$  (Tabla 2-1). Los nitratos, por su parte, presentaron diferencias significativas ( $P(\text{perm}) < 0.05$ ) entre los bosques, con el mayor valor en San Pedro,  $0.99 \text{ mg L}^{-1} \text{ NO}_3^-$  y entre las zonas de diferentes densidades de árboles de los dos bosques la mayor concentración se registró también para San Pedro, en la zona de alta densidad de árboles ( $1.55 \pm 0.95 \text{ mg L}^{-1} \text{ NO}_3^-$ ) y el valor más bajo en la misma zona en el bosque de Piangüita, considerado como el de mayor intervención ( $0.42 \pm 0.22 \text{ mg L}^{-1} \text{ NO}_3^-$ ). En cuanto al amonio, el mayor valor se registró en el bosque de baja intervención y presentó diferencias significativas por zona del bosque ( $P(\text{perm}) < 0.05$ ), con la mayor concentración en San Pedro en la zona de alta densidad ( $2.56 \pm 2.04 \text{ mg L}^{-1} \text{ NH}_4^+$ ) y el más bajo en la misma zona en Piangüita ( $1.29 \pm 1.25 \text{ mg L}^{-1} \text{ NH}_4^+$ ). Los fosfatos presentaron la mayor concentración por bosque en Piangüita, y no se presentaron diferencias significativas. La alcalinidad, no presentó diferencias significativas por bosque ni por zona, el mayor valor se registró en el bosque de mayor intervención, Piangüita ( $170.63 \pm 66.96 \text{ mg L}^{-1} \text{ CaCO}_3$ ).

**Tabla 2- 1:** Concentración de nutrientes (promedio  $\pm$  DS) en agua intersticial de manglar por zona del bosque para la bahía de Buenaventura.

Sitio	Zona	Nitritos (mg L <sup>-1</sup> NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> )	Nitratos (mg L <sup>-1</sup> NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	Amonio (mg L <sup>-1</sup> NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	Fosfatos (mg L <sup>-1</sup> PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> )	Alcalinidad (mg L <sup>-1</sup> CaCO <sub>3</sub> )
Sitio	San Pedro	0.03 $\pm$ 0.02	0.99 $\pm$ 0.89 a	2.05 $\pm$ 1.58	0.14 $\pm$ 0.09	145 $\pm$ 56.99
	Piangüita	0.03 $\pm$ 0.02	0.48 $\pm$ 0.22 b	1.62 $\pm$ 1.61	0.25 $\pm$ 0.25	170.63 $\pm$ 66.96
Zona	Alta densidad de árboles	0.03 $\pm$ 0.01	0.99 $\pm$ 0.58	1.92 $\pm$ 1.64	0.20 $\pm$ 0.13	135.86 $\pm$ 61.92
	Baja densidad de árboles	0.03 $\pm$ 0.02	0.49 $\pm$ 0.21	1.74 $\pm$ 1.20	0.20 $\pm$ 0.19	179.76 $\pm$ 54.60
San Pedro	Alta densidad de árboles	0.04 $\pm$ 0.02	1.55 $\pm$ 0.95 a	2.56 $\pm$ 2.04 a	0.18 $\pm$ 0.09	129.44 $\pm$ 56.16
	Baja densidad de árboles	0.03 $\pm$ 0.02	0.43 $\pm$ 0.24 b	1.53 $\pm$ 0.57 ab	0.1 $\pm$ 0.07	160.56 $\pm$ 53.46
Piangüita	Alta densidad de árboles	0.03 $\pm$ 0.01	0.42 $\pm$ 0.22 b	1.29 $\pm$ 1.25 b	0.21 $\pm$ 0.16	142.29 $\pm$ 67.68
	Baja densidad de árboles	0.03 $\pm$ 0.02	0.55 $\pm$ 0.19 b	1.94 $\pm$ 1.84 ab	0.3 $\pm$ 0.32	198.96 $\pm$ 52.75

Los diferentes grupos por época y sitio ( $P(\text{perm}) < 0.05$ ) se representan con letras minúsculas de menor a mayor (a-b).

En análisis de la relación N/P dio como resultado para Buenaventura que en el bosque de San Pedro se encontró como limitante el fósforo (P) en ambas zonas (cuando N:P>16), mientras que en Piangüita se estableció como limitante el nitrógeno (N) (cuando N:P<16) en ambas zonas (Tabla 2-2).

**Tabla 2- 2:** Relación N:P por zona del bosque de la bahía de Buenaventura.

Bahía	Sitio	Zona	DIN (NO <sub>2</sub> -N, NO <sub>3</sub> -N, total NH <sub>3</sub> -N)	DIP (PO <sub>4</sub> )	N/P
Buenaventura	San Pedro	Alta densidad	4,15	0,18	23,06
		Baja densidad	1,99	0,1	19,90
	Piangüita	Alta densidad	1,74	0,21	8,29
		Baja densidad	2,52	0,3	8,40

En Tumaco, la concentración de nitritos por bosque presentó diferencias significativas ( $P(\text{perm}) < 0.05$ ) con el mayor valor en Bocagrande, considerado el bosque de menor intervención (0.04 $\pm$ 0.02 mg L<sup>-1</sup> NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) y por zona del bosque ( $P(\text{perm}) < 0.05$ ) fue mayor en la zona de baja densidad de árboles (0.06 $\pm$ 0.02 mg L<sup>-1</sup> NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) de Bocagrande, y los menores valores en ambas zonas del bosque de Rompido, considerado como el de mayor

intervención ( $0.02 \text{ mg L}^{-1} \text{ NO}_2^-$ ). Los nitratos registraron la mayor concentración en la zona de alta densidad de árboles para el bosque de Rompido ( $0.97 \pm 0.7 \text{ mg L}^{-1} \text{ NO}_3^-$ ), con diferencias significativas entre zonas ( $P(\text{perm}) < 0.05$ ). El amonio por su parte, presentó diferencias entre los bosques ( $P(\text{perm}) < 0.05$ ), con el mayor valor en bosque de menor intervención ( $2 \pm 1.39 \text{ mg L}^{-1} \text{ NH}_4^+$ ) y en la interacción ( $P(\text{perm}) < 0.05$ ) registró la mayor concentración en la zona de alta densidad de árboles en Bocagrande ( $2.00 \pm 1.00 \text{ mg L}^{-1} \text{ NH}_4^+$ ) y la menor en la zona de baja densidad del bosque de mayor intervención. Los fosfatos no presentaron diferencias significativas entre los bosques ni las zonas de los bosques, sin embargo, en Bocagrande se observa tendencia a ser mayor. La concentración de alcalinidad registró los mayores valores en Rompido, sin diferencias significativas (Tabla 2-3).

**Tabla 2- 3:** Concentración de nutrientes en agua intersticial de manglar por zona del bosque para la bahía de Tumaco.

Sitio	Zona	Nitritos ( $\text{mg L}^{-1} \text{ NO}_2^-$ )	Nitratos ( $\text{mg L}^{-1} \text{ NO}_3^-$ )	Amonio ( $\text{mg L}^{-1} \text{ NH}_4^+$ )	Fosfatos ( $\text{mg L}^{-1} \text{ PO}_4^{3-}$ )	Alcalinidad ( $\text{mg L}^{-1} \text{ CaCO}_3$ )
<b>Sitio</b>	Bocagrande	$0.04 \pm 0.02$ a	$0.34 \pm 0.2$	$2 \pm 1.39$ a	$0.13 \pm 0.1$	$147.64 \pm 67.02$
	Rompido	$0.02 \pm 0.01$ b	$0.58 \pm 0.64$	$1.14 \pm 0.95$ b	$0.09 \pm 0.08$	$173.99 \pm 72.3$
<b>Zona</b>	Alta densidad de árboles	$0.03 \pm 0.01$	$0.69 \pm 0.47$	$1.58 \pm 0.85$	$0.11 \pm 0.09$	$147.64 \pm 60.21$
	Baja densidad de árboles	$0.04 \pm 0.01$	$0.24 \pm 0.13$	$1.55 \pm 1.42$	$0.11 \pm 0.08$	$173.99 \pm 75.49$
<b>Bocagrande</b>	Alta densidad de árboles	$0.03 \pm 0.01$ b	$0.41 \pm 0.23$ b	$2.00 \pm 1.00$ a	$0.14 \pm 0.12$	$136.67 \pm 62.33$
	Baja densidad de árboles	$0.06 \pm 0.02$ a	$0.27 \pm 0.13$ b	$1.99 \pm 1.69$ ab	$0.12 \pm 0.06$	$158.61 \pm 69.7$
<b>Rompido</b>	Alta densidad de árboles	$0.02 \pm 0.01$ b	$0.97 \pm 0.7$ a	$1.16 \pm 0.69$ ab	$0.08 \pm 0.06$	$158.61 \pm 58.1$
	Baja densidad de árboles	$0.02 \pm 0$ b	$0.2 \pm 0.13$ b	$1.12 \pm 1.15$ b	$0.1 \pm 0.1$	$189.38 \pm 81.28$

Los diferentes grupos por época y sitio ( $P(\text{perm}) < 0.05$ ) se representan con letras minúsculas de menor a mayor (a-b).

El análisis de la relación N:P por zona del bosque para la bahía de Tumaco, reveló que en todas las zonas de ambos bosques el nutriente potencialmente limitante de la producción primaria y crecimiento de las plantas es el fósforo (cuando  $\text{N:P} > 16$ ), con la excepción de la zona de baja densidad de árboles en Rompido, donde la imitación se encontró que es por el nitrógeno cuando  $\text{N:P} < 16$ ), (Tabla 2-4).

**Tabla 2- 4:** Relación N:P por zona del bosque para la bahía de Tumaco

Bahía	Sitio	Zona	DIN (NO <sub>2</sub> -N, NO <sub>3</sub> -N, total NH <sub>3</sub> -N)	DIP (PO <sub>4</sub> )	N/P
Tumaco	Bocagrande	Alta densidad	2,44	0,14	17,43
		Baja densidad	2,32	0,12	19,33
	Rompido	Alta densidad	2,15	0,08	26,88
		Baja densidad	1,34	0,1	13,40

### 2.3.2 Variación de parámetros fisicoquímicos por zonas del bosque de manglar

Los parámetros fisicoquímicos en Buenaventura (Tabla 2-5), registraron la mayor salinidad para el bosque de menor intervención, San Pedro ( $18.21 \pm 4.53$  PSU) con diferencia significativa ( $P(\text{perm}) < 0.5$ ), y por zona el valor más alto en el área de baja densidad de árboles del mismo bosque ( $19.17 \pm 4.86$  PSU), sin diferencias significativas respecto a las otras zonas. La temperatura por su parte, no presentó diferencias, con valor promedio de  $27.7$  °C. La concentración de oxígeno disuelto en el agua intersticial registró el valor más alto en el bosque de San Pedro en la zona de alta densidad de árboles ( $1.77 \pm 0.98$  mg L<sup>-1</sup>). Los sólidos disueltos totales presentaron diferencias significativas entre bosques, con el mayor valor en San ( $15.29 \pm 3.17$  g L<sup>-1</sup>), y entre zonas, presentando la mayor concentración en la zona de baja densidad de árboles de dicho bosque. El pH registró valores significativamente mayores en la zona del bosque de alta densidad de árboles de San Pedro ( $6.83 \pm 0.26$ ).

**Tabla 2- 5:** Parámetros fisicoquímicos en agua intersticial de manglar (Prom  $\pm$  DS) por zona para la bahía de Buenaventura.

Sitio	Zona	Salinidad (PSU)	Temperatura (°C)	OD (mg L <sup>-1</sup> )	TDS (g L <sup>-1</sup> )	pH
Sitio	San Pedro	18.21 $\pm$ 4.53 a	27.63 $\pm$ 0.60	1.52 $\pm$ 0.75	15.29 $\pm$ 3.17 a	6.79 $\pm$ 0.21
	Piangüita	15.20 $\pm$ 5.57 b	27.90 $\pm$ 0.93	1.46 $\pm$ 0.27	12.42 $\pm$ 4.21 b	6.60 $\pm$ 0.3
Zona	Alta densidad de árboles	16.15 $\pm$ 4.5	27.64 $\pm$ 0.64	1.52 $\pm$ 0.66	13.72 $\pm$ 3.27	6.74 $\pm$ 0.32
	Baja densidad de árboles	17.26 $\pm$ 5.4	27.89 $\pm$ 0.85	1.38 $\pm$ 0.15	14.00 $\pm$ 4.0	6.66 $\pm$ 0.13
San Pedro	Alta densidad de árboles	17.26 $\pm$ 3.94	27.5 $\pm$ 0.33	1.77 $\pm$ 0.98	15.15 $\pm$ 2.7 a	6.83 $\pm$ 0.26 a
	Baja densidad de árboles	19.17 $\pm$ 4.86	27.77 $\pm$ 0.76	1.27 $\pm$ 0.15	15.43 $\pm$ 3.56 a	6.76 $\pm$ 0.12 a
Piangüita	Alta densidad de árboles	15.04 $\pm$ 5.13	27.78 $\pm$ 0.96	1.42 $\pm$ 0.35	12.28 $\pm$ 3.85 a	6.65 $\pm$ 0.39 a
	Baja densidad de árboles	15.36 $\pm$ 5.96	28.01 $\pm$ 0.89	1.49 $\pm$ 0.15	12.56 $\pm$ 4.54 ab	6.55 $\pm$ 0.15 ab

Oxígeno disuelto (OD), Sólidos disueltos totales (TDS). Los diferentes grupos por época y sitio ( $p(\text{perm}) < 0.05$ ) se representan con letras minúsculas de menor a mayor (a-b).

En Tumaco (Tabla 2-6) la mayor salinidad se presentó en la zona de baja densidad de árboles en el bosque mayor intervención, Rompido (25.96 $\pm$ 5.9 PSU), sin diferencia significativa con las otras zonas. La temperatura por su parte, presentó diferencias significativas ( $P(\text{perm}) < 0.5$ ) entre los bosques y zonas, con el mayor registro en Rompido (27.90 $\pm$ 0.93 °C) y en la zona de baja densidad de árboles (27.16 $\pm$ 0.94 °C). En cuanto a la concentración de oxígeno disuelto en el agua intersticial, el valor más alto se registró para el bosque de Rompido (1.46 $\pm$ 0.27 mg L<sup>-1</sup>), y en la zona de baja densidad de árboles del mismo bosque (2.01 $\pm$ 0.71 mg L<sup>-1</sup>), con diferencias significativas. Los sólidos disueltos totales también presentaron el mayor valor en la zona de baja densidad de árboles del bosque de Rompido (20.24 $\pm$ 4.18 g L<sup>-1</sup>), sin diferencias significativas. El pH no presentó diferencias significativas por zona de los bosques, manteniéndose en el rango entre 6.26 $\pm$ 0.18 y 7 $\pm$ 0.32.

**Tabla 2- 6:** Parámetros fisicoquímicos en agua intersticial de manglar (Prom ± DS) por zona para la bahía de Tumaco.

Sitio	Zona	Salinidad (PSU)	Temperatura (°C)	OD (mg L <sup>-1</sup> )	TDS (g L <sup>-1</sup> )	pH
Sitio	Bocagrande	25.26±6.35	25.78±0.53 b	0.95±0.69 b	19.73±4.58	6.29±0.23 b
	Rompido	15.20±5.57	27.90±0.93 a	1.46±0.27 a	12.42±4.21	6.60±0.3 a
Zona	Alta densidad de árboles	24.889±5.69	26.36±0.76	1.42±0.91	19.53±4.04	6.53±0.24
	Baja densidad de árboles	25.52±6.24	26.47±0.70	1.47±0.69	19.91±4.49	6.66±0.3
Bocagrande	Alta densidad de árboles	25.46±6.09	25.78±0.57 b	0.97±0.72 b	19.9±4.34	6.26±0.18
	Baja densidad de árboles	25.07±6.59	25.77±0.47 b	0.94±0.67 b	19.57±4.8	6.32±0.28
Rompido	Alta densidad de árboles	24.32±5.29	26.93±0.96 ab	1.88±1.11 ab	19.15±3.74	6.81±0.3
	Baja densidad de árboles	25.96±5.9	27.16±0.94 a	2.01±0.71 a	20.24±4.18	7±0.32

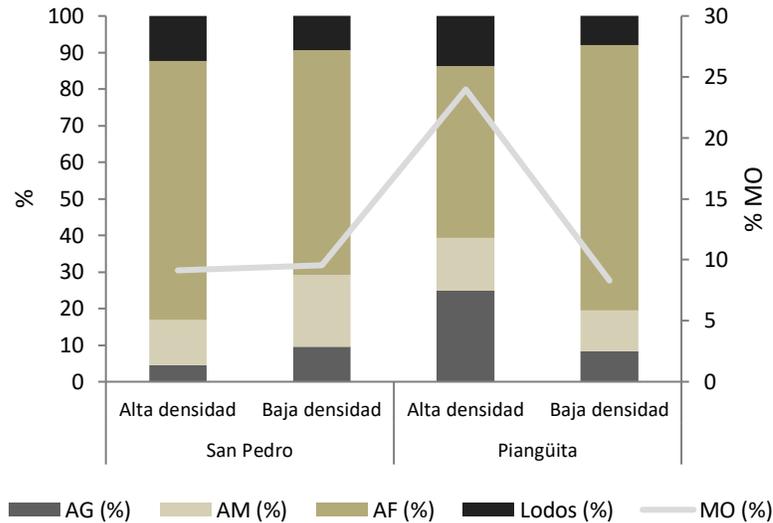
Oxígeno disuelto (OD), Sólidos disueltos totales (TDS). Los diferentes grupos por época y sitio ( $p(\text{perm}) < 0.05$ ) se representan con letras minúsculas de menor a mayor (a-b).

### 2.3.3 Variación de la composición granulométrica del sedimento en las zonas del bosque de manglar

La composición granulométrica del sedimento en Buenaventura (Figura 2-6) registró que la mayor proporción es de arenas finas, más del 45%. El bosque de San Pedro mostró que el contenido de arenas gruesas es mayor en la zona de baja densidad de árboles (9.5±4.46%), así como las arenas medianas (19.73±5.45% y en, el bosque de Pianguita el comportamiento fue contrario, mayor proporción de arenas gruesas en la zona de alta densidad de árboles (24.91±14.46%) al igual que las arenas medianas (14.33±2.99%), ambas características con diferencias significativas ( $P(\text{perm}) < 0.05$ ). La proporción de arenas finas fue mayor en el bosque de San Pedro en la zona de alta densidad de árboles (70.67±4.25%) ( $P(\text{perm}) < 0.05$ ) y en Pianguita en baja densidad (72.4±9.15%) ( $P(\text{perm}) < 0.05$ ). La proporción de lodos registró el mayor valor en la zona de alta densidad de árboles en ambos bosques, San Pedro (12.4±1.86%) y Pianguita (13.67±3.64%)

( $P(\text{perm}) < 0.05$ ). El porcentaje de materia orgánica fue mayor en la zona de alta densidad en Piangüita ( $23.98 \pm 12.26$ ) con diferencia significativa.

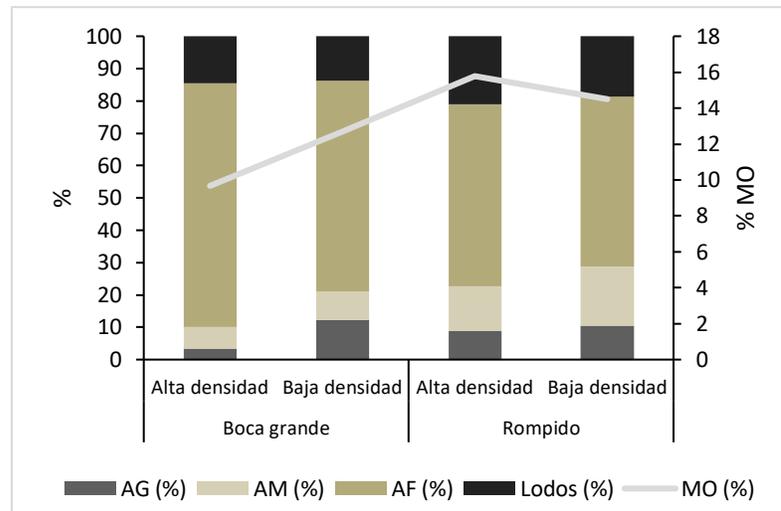
**Figura 2- 6:** Composición Granulométrica y contenido de materia orgánica del suelo de manglar por zona del bosque de bahía de Buenaventura.



Arenas gruesas (AG), arenas medianas (AM), arenas finas (AF) y materia orgánica (MO).

La composición granulométrica del sedimento de Tumaco (Figura 2-7) también presentó mayor proporción de arenas finas, superior a 50%. Se presentó la proporción de arenas gruesas mayor en la zona de baja densidad de árboles de Bocagrande ( $12.31 \pm 12.57\%$ ) sin diferencias significativas. Las arenas medianas se distribuyeron de forma similar, con el mayor porcentaje en la zona de baja densidad en Rompido ( $18.29 \pm 6.55\%$ ), con diferencias significativas ( $P(\text{perm}) < 0.05$ ). La proporción de arenas finas presentó el mayor valor en la zona de alta densidad de árboles de Bocagrande ( $75.36 \pm 7.99\%$ ) ( $P(\text{perm}) < 0.05$ ). Los lodos fueron mayores en la zona de alta densidad de árboles de Rompido ( $21.12 \pm 5.84\%$ ), sin diferencias significativas. El contenido de materia orgánica, presentó comportamiento similar a Buenaventura respecto al tipo de bosque, en Bocagrande, el bosque más conservado, el mayor valor en la zona de baja densidad de árboles ( $12.69 \pm 8.64\%$ ) y en Rompido, considerado de mayor intervención, en la zona de alta densidad ( $15.78 \pm 6.55\%$ ).

**Figura 2- 7:** Composición Granulométrica y contenido de materia orgánica del suelo de manglar por zona del bosque de bahía de Tumaco.



Arenas gruesas (AG), arenas medianas (AM), arenas finas (AF) y materia orgánica (MO).

### 2.3.4 Estructura del bosque de manglar

Se calculó el Índice de valor de importancia (IVI) para cada bahía por zona. En la bahía de Buenaventura se encontró que la especie *Rhizophora mangle* es la de mayor importancia y la que se encuentra en todas las zonas de los dos bosques (Tabla 2-7), el mayor valor de importancia se encontró en San Pedro en la zona de alta densidad de árboles (96.4) y en Piangüita en la zona de baja densidad (97.8). En la bahía de Tumaco se encontró también que la especie *Rhizophora mangle* es la de mayor importancia y la que se encuentra en todas las zonas de los dos bosques (Tabla 2-7), el mayor valor de importancia se encontró en Bocagrande en la zona de alta densidad de árboles (101.8) y en Rompido en la zona de baja densidad (84.9).

**Tabla 2- 7:** Valores de Índice de valor de importancia (IVI) por especie para la bahía de Buenaventura.

Bahía	Sitio	Zona	IVI				
			Rm	Lr	Mo	Pr	Ag
Buena- ventura	San Pedro	Alta densidad de árboles	<b>96,35</b>	4,12	1,53	0,00	
		Baja densidad de arboles	<b>78,65</b>	0,00	0,00	23,35	
	Pianguita	Alta densidad de árboles	<b>72,74</b>	8,47	0,00	20,80	
		Baja densidad de arboles	<b>97,79</b>	0,11	0,00	4,10	
Tumaco	Bocagrande	Alta densidad de árboles	<b>101,75</b>			0,25	0,00
		Baja densidad de arboles	<b>82,21</b>			19,79	0,00
	Rompido	Alta densidad de árboles	<b>83,48</b>			0,00	18,52
		Baja densidad de arboles	<b>84,88</b>			0,00	17,12

La cantidad de árboles totales fue significativamente ( $P(\text{perm}) < 0.05$ ) mayor en Buenaventura ( $0.013 \pm 0.088$  árboles/m<sup>2</sup>) (Tabla 2-8). En contraste, el diámetro a la altura de pecho (DAP) fue mayor en los árboles de la bahía de Tumaco ( $0.22 \pm 0.11$  m), así como la mayor altura promedio de los árboles ( $17.1 \pm 8.91$  m), ambas con diferencias significativas ( $P(\text{perm}) < 0.05$ ). El análisis para *Rhizophora mangle* mostró que la mayor cantidad de árboles de esta especie se presentó en Buenaventura ( $10.92 \pm 8.04$ ), mientras que el mayor valor promedio de DAP ( $0.22 \pm 0.11$  m) y altura ( $17.68 \pm 8.77$  m) se registró en Tumaco, con diferencias significativas ( $P(\text{perm}) < 0.05$ ).

En la bahía de Buenaventura (Tabla 2-8), la mayor cantidad de árboles se registró en el bosque de Pianguita (80 en las 3 parcelas) correspondientes a 3 especies, las cuales fueron *Laguncularia racemosa*, *Pelliciera rhizophorae* y *Rhizophora mangle*. En el bosque de San Pedro se registró una especie adicional *Mora oleífera*. Entre los bosques no se encontraron diferencias significativas en el DAP ni en la altura de los árboles, sin embargo, es evidente que en San Pedro los árboles presentaron mayor diámetro y altura. En ambos bosques el 83% de los árboles muestreados corresponden a la especie *Rhizophora mangle*.

La estructura del bosque de manglar en Tumaco (Tabla 2-8), registró características similares a Buenaventura, donde la mayor cantidad de árboles se presentó en el bosque considerado como de mayor intervención, Rompido (59 en las 3 parcelas) ( $P(\text{perm}) < 0.005$ ), correspondiente a 2 especies presentes, *Avicennia germinans* y *Rhizophora mangle*, mientras que en Bocagrande se registró *R. mangle* y *Pelliciera rhizophorae*. Se presentaron diferencias significativas ( $P(\text{perm}) < 0.005$ ), en el DAP y en la

altura con los mayores valores en el bosque de Bocagrande ( $0.3\pm 0.1$  m y  $22.71\pm 9.66$  m, respectivamente), el de menor intervención similar a la otra bahía. En Bocagrande el 90% de los árboles muestreados corresponden a la especie *R. mangle* y en Rompido el 85% de los totales. El DAP ( $0.31\pm 0.09$  m) y la altura ( $23.46\pm 9.08$  m) de *R. mangle* fue mayor en el bosque de Bocagrande ( $P(\text{perm}) < 0.0005$ ).

**Tabla 2- 8:** Estructura del bosque de manglar por bahía (Promedio  $\pm$  DS).

Sitio	Cantidad Arboles Total	Especies	Nº árboles/m <sup>2</sup>	DAP Total (m)	Altura Total (m)	Nº árboles/m <sup>2</sup> Rm	DAP Rm (m)	Altura Rm (m)
Buenaventura	157	4	$0.13\pm 0.08$ a	$0.12\pm 0.05$ b	$11.67\pm 4.13$ b	$0.11\pm 0.08$ a	$0.13\pm 0.06$ b	$12.68\pm 4.22$ b
Tumaco	89	3	$0.07\pm 0.03$ b	$0.22\pm 0.11$ a	$17.1\pm 8.91$ a	$0.06\pm 0.03$ b	$0.22\pm 0.11$ a	$17.68\pm 8.77$ a
San Pedro	77	4	$0.13\pm 0.1$	$0.13\pm 0.06$	$12.63\pm 5.5$	$0.11\pm 0.09$	$0.14\pm 0.07$	$13.75\pm 5.52$
Piangüita	80	3	$0.13\pm 0.07$	$0.11\pm 0.03$	$10.71\pm 1.41$	$0.11\pm 0.07$	$0.12\pm 0.04$	$11.61\pm 1.71$
Bocagrande	30	2	$0.05\pm 0.03$ b	$0.3\pm 0.1$ a	$22.71\pm 9.66$ a	$0.04\pm 0.03$ b	$0.31\pm 0.09$ a	$23.46\pm 9.08$ a
Rompido	59	2	$0.09\pm 0.03$ a	$0.13\pm 0.04$ b	$11.49\pm 1.57$ b	$0.08\pm 0.04$ a	$0.13\pm 0.03$ b	$11.9\pm 2.08$ b

Diámetro a la altura de pecho (DAP). *Rhizophora mangle* (Rm) *Pelliciera rhizophorae* (Pr), *Laguncularia racemosa* (Lr), *Mora oleifera* (Mo). *Avicennia germinans* (Ag). Los diferentes grupos por época y sitio ( $p(\text{perm}) < 0.05$ ) se representan con letras minúsculas de menor a mayor (a-b).

El análisis de estructura por zona de alta y baja densidad de árboles del bosque en Buenaventura (Tabla 2-9), corroboró la selección de parcelas, con diferencias significativas en la cantidad de árboles ( $P(\text{perm}) < 0.05$ ). El valor promedio mayor de densidad de árboles en San Pedro fue de  $0.19\pm 0.08$  árboles/m<sup>2</sup> y en Piangüita de  $0.17\pm 0.08$  árboles/m<sup>2</sup>. Así mismo, en dicha zona de alta densidad de árboles se registró la mayor densidad de la especie *R. mangle*, San Pedro  $0.18\pm 0.07$  y Piangüita  $0.13\pm 0.08$ . En San Pedro se registró el mayor promedio de DAP de *R. mangle* para la zona de baja densidad de árboles ( $0.2\pm 0.04$  m), así como el mayor valor de altura ( $18.79\pm 2.03$  m), con diferencias significativas ( $P(\text{perm}) < 0.005$ ).

**Tabla 2- 9:** Estructura del bosque de manglar por zona del bosque (Prom  $\pm$  DS) para la bahía de Buenaventura.

Sitio	Zona	Nº árboles/m <sup>2</sup>	Nº árboles/m <sup>2</sup> Rm	DAP Rm (m)	Altura Rm (m)
San Pedro	Alta densidad de árboles	0.19 $\pm$ 0.08 a	0.18 $\pm$ 0.07 a	0.08 $\pm$ 0.03 c	8.71 $\pm$ 2.43 c
	Baja densidad de árboles	0.06 $\pm$ 0.04 b	0.03 $\pm$ 0.05 b	0.2 $\pm$ 0.04 a	18.79 $\pm$ 2.03 a
Pianguita	Alta densidad de árboles	0.17 $\pm$ 0.08 a	0.13 $\pm$ 0.08 a	0.12 $\pm$ 0.05 bc	11.12 $\pm$ 2.18 bc
	Baja densidad de árboles	0.09 $\pm$ 0.08 ab	0.08 $\pm$ 0.09 a	0.12 $\pm$ 0.01 b	12.1 $\pm$ 0.79 b

Diámetro a la altura de pecho (DAP). *Rhizophora mangle* (Rm). Los diferentes grupos por época y sitio ( $p(\text{perm}) < 0.05$ ) se representan con letras minúsculas de menor a mayor (a-b).

El análisis de la estructura del bosque de manglar en Tumaco también estableció una zona de alta densidad de árboles en cada bosque, en Bocagrande (0.05.33 $\pm$ 0.03 árboles/m<sup>2</sup>) y en Rompido (0.11 $\pm$ 0.02 árboles/m<sup>2</sup>) con diferencia significativa ( $P(\text{perm}) < 0.05$ ) con la zona e baja densidad. La misma distribución se presentó para la densidad de árboles de *R. mangle* por zonas de los bosques (Tabla 2-10). Se presentó diferencia significativa ( $P(\text{perm}) < 0.05$ ) en el DAP y altura de *R. mangle*, con los mayores valores promedio en la zona de alta densidad de árboles (0.38 $\pm$ 0.07 m y 31.92 $\pm$ 2.29 m, respectivamente). En Rompido el DAP fue diferente, mayor en la zona de baja densidad (0.14 $\pm$ 0.04 m) y altura en la zona de alta densidad del bosque (31.92 $\pm$ 2.29 m).

**Tabla 2- 10:** Estructura del bosque de manglar por zona del bosque (Prom  $\pm$  DS) para la bahía de Tumaco.

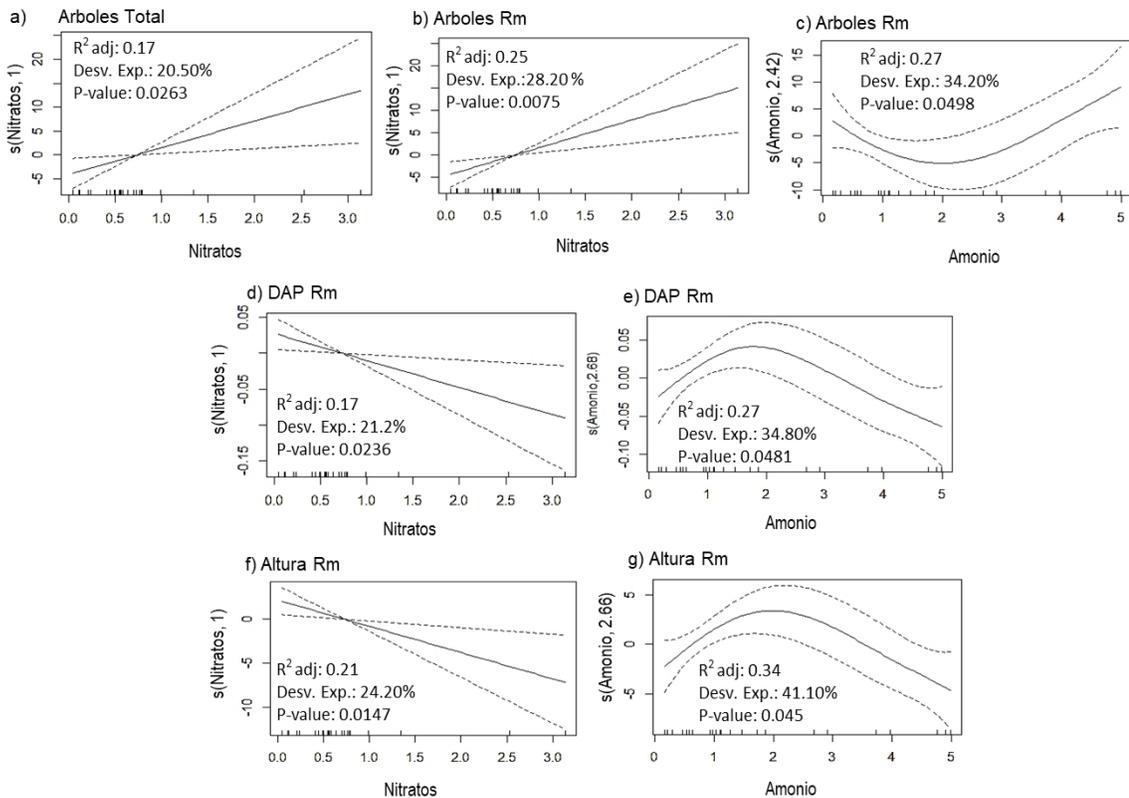
Sitio	Zona	Nº árboles/m <sup>2</sup>	Nº árboles/m <sup>2</sup> Rm	DAP Rm (m)	Altura Rm (m)
Bocagrande	Alta densidad de árboles	0.05 $\pm$ 0.03 bc	0.05 $\pm$ 0.03 ab	0.38 $\pm$ 0.07 a	31.92 $\pm$ 2.29 a
	Baja densidad de árboles	0.04 $\pm$ 0.09 c	0.03 $\pm$ 0.04 b	0.25 $\pm$ 0.05 b	15 $\pm$ 4.08 b
Rompido	Alta densidad de árboles	0.11 $\pm$ 0.02 a	0.09 $\pm$ 0.03 a	0.12 $\pm$ 0.02 c	12.43 $\pm$ 0.33 b
	Baja densidad de árboles	0.08 $\pm$ 0.01 b	0.07 $\pm$ 0.03 ab	0.14 $\pm$ 0.04 c	11.36 $\pm$ 2.82 b

Diámetro a la altura de pecho (DAP). *Rhizophora mangle* (Rm). Los diferentes grupos por época y sitio ( $p(\text{perm}) < 0.05$ ) se representan con letras minúsculas de menor a mayor (a-b).

### **2.3.5 Influencia de la variación de calidad ambiental sobre la estructura del bosque de manglar**

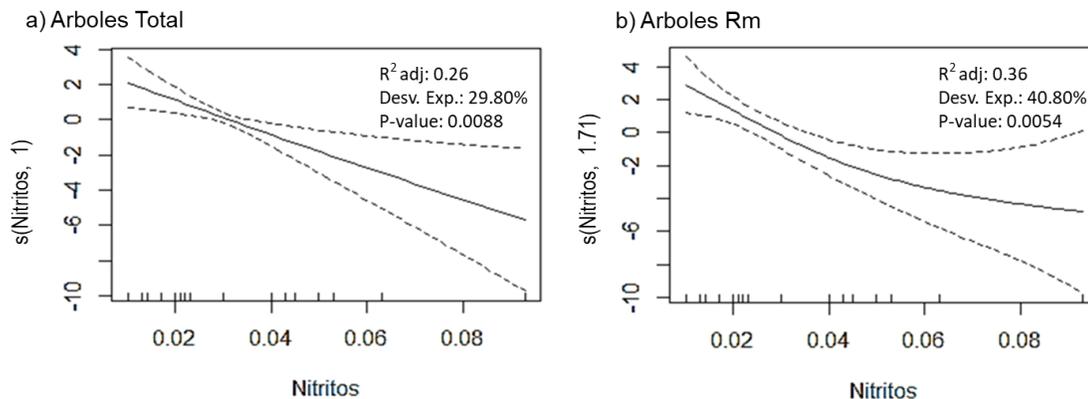
La totalidad de los nutrientes en agua intersticial fue incluida en el GAM univariado, para analizar la influencia sobre la estructura y se analizaron las relaciones en cada bahía. En la bahía de Buenaventura, no se presentaron correlaciones significativas entre la alcalinidad, nitritos y fosfatos con los atributos de la vegetación del bosque. Por su parte, la cantidad de árboles total presentó una correlación lineal positiva significativa con la concentración de nitratos ( $p < 0.05$ ), con una variación explicada de 20.5% (Figura 2-8a). La cantidad de árboles de la especie *R. mangle* presentó correlación lineal positiva significativa con los nitratos ( $p < 0.01$ ), con una variación explicada de 28.2% (Figura 2-8b) y de forma no lineal con amonio ( $p < 0.05$ ), variación 34.2%, con la mayor cantidad de árboles en concentraciones menores a 1 y mayores a 4 mg L<sup>-1</sup> NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (Figura 2-8c). El DAP de *R. mangle* fue significativamente correlacionada de forma lineal negativa con la concentración de nitratos ( $p < 0.05$ ), con una variación explicada de 21.2% (Figura 2-7d) y de forma no lineal con amonio ( $p < 0.05$ ), variación 34.8%. El mayor valor de diámetro del árbol se presenta en concentraciones de amonio entre 1 y 3 mg L<sup>-1</sup> NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (Figura 2-8e). Por último, la altura de *R. mangle* presentó correlación lineal negativa significativa con los nitratos ( $p < 0.05$ ), con una variación explicada de 24.2% (Figura 2-8f) y de forma no lineal con amonio, variación 41.1%, donde las mayores alturas se relacionan a concentraciones de amonio entre 1 y 3 mg L<sup>-1</sup> NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (Figura 2-7g).

**Figura 2- 8:** Efecto de la concentración de nutrientes en agua intersticial sobre los atributos de la vegetación del manglar (GAM) en Buenaventura. Las funciones suavizadas se presentan como líneas sólidas; las líneas punteadas indican el rango de dos errores estándar. El eje Y representa las variables de estructura bajo una función suavizada de concentración de nutrientes. El eje X representa los datos observados. Significancia del modelo (P-value), Ajuste del modelo ( $R^2$  Adj.), Variación explicada (Desv. Exp).



En la bahía de Tumaco a excepción del nitrato, no se presentaron correlaciones de los nutrientes con las variables que describen la estructura del bosque. Por lo tanto, la cantidad de árboles total fue significativamente influenciada con correlación lineal negativa por la concentración de nitratos ( $p < 0.01$ ), con una variación explicada de 29.8% (Figura 2-8a). La cantidad de árboles de la especie *R. mangle* presentó correlación débilmente no lineal significativa con los nitratos ( $p < 0.01$ ), con una variación explicada de 40.8% donde en concentraciones mayores a  $0.04 \text{ mg L}^{-1} \text{ NO}_2^-$  se observa disminución en la cantidad de árboles (Figura 2-8b).

**Figura 2- 9:** Efecto de la concentración de nutrientes en agua intersticial sobre los atributos de la vegetación del manglar (GAM) en Tumaco. Las funciones suavizadas se presentan como líneas sólidas; las líneas punteadas indican el rango de dos errores estándar. El eje Y representa las variables de estructura bajo una función suavizada de concentración de nutrientes. El eje X representa los datos observados. Significancia del modelo (P-value), Ajuste del modelo ( $R^2$  Adj.), Variación explicada (Desv. Exp).



## 2.4 Discusión

Se presentó similitud en la variación de la concentración de nutrientes en los bosques considerados como conservados San Pedro y Bocagrande y el bosque con mayor intervención Rompido, donde se encontraron valores más altos de nitratos, amonio y fosfatos en la zona de alta densidad del bosque y de alcalinidad en la zona de baja densidad de árboles. En bosques de México se ha observado que la acumulación de nitrógeno está relacionada a mayores aportes *in situ* de la degradación de hojas de *R. mangle* (Torres et al., 2018). Un comportamiento similar a nuestros resultados se registró en manglares del Golfo de México, donde en parcelas con alto contenido de nutrientes se vio favorecida la densidad de algunos tipos de árboles (Weaver & Armitage, 2018).

Los resultados particulares para el bosque de Pianguita con los valores de nitratos, amonio y fosfatos mayores en la zona de baja densidad de árboles puede relacionarse a la morfología del bosque diferente a las características de los demás, el cual puede catalogarse como un bosque tipificado como manglar de barra o de sobre lavado de fácil acceso, los cuales se forman detrás de una barra de protección paralela a la costa (Navarrete-Ramírez & Rodríguez-Rincón, 2014; Sánchez, 2006) y sin la presencia del canal de mezcla que tienen los otros. Estos hallazgos son comparables con los resultados

de manglares con perturbación antrópica del Caribe colombiano, donde se presentó la mayor concentración de nutrientes (N y P) en la zona del bosque con baja densidad de árboles por hectárea, en comparación con menores nutrientes en el área con alta densidad de árboles atribuyéndolo a la lenta descomposición de hojarasca en esa zona (Mira et al., 2019).

Los mayores valores de nitratos y amonio se registraron en el bosque considerado como conservado (San Pedro), en la zona de mayor densidad de mangles, donde también se registraron los menores valores de salinidad. Se reportó comportamiento similar en manglares de Bangladesh, donde en áreas de baja salinidad se observa altos nutrientes (N y P) y un patrón creciente de variables funcionales del manglar (biomasa, crecimiento), debido al favorecimiento de la actividad microbiana (Ahmed et al., 2022). Los fosfatos fueron mayores en el bosque considerado como de alta intervención (Pianguita), en la zona de baja cobertura de mangles y donde se presentaron también de mediana altura. Estos resultados coinciden con lo reportado en un conjunto de manglares tropicales, donde hallaron relación negativa en fósforo disponible en el suelo con la biomasa de manglares y el tamaño del árbol, describiendo que el P obstaculiza indirectamente el crecimiento de la planta al afectar la adsorción de micronutrientes (Cooray et al., 2021; McCauley et al., 2011).

La relación N:P resultó que en los bosques conservados en ambas zonas la limitación fue por fósforo, mientras que en los de mayor intervención, a excepción de la zona de alta densidad en Rompido, la limitación fue por nitrógeno. Estos resultados coinciden con lo esperado, donde el P puede ser el limitante en áreas con bajas tasas de intercambio con agua de mar y el N en sistemas más abiertos y de mayor entrada del mar, como son las características de los manglares muestreados (Reef et al., 2010). Adicionalmente, las limitaciones en P y N pueden relacionarse con los aportes de diferentes fuentes, donde en los manglares de mayor intervención llega exceso de P y N por pérdidas en la agricultura, la pendiente, aguas residuales y plantas de aguas residuales industriales cercanas al bosque (Sulochanan et al., 2022).

En los bosques de San Pedro, Pianguita y Rompido los valores mayores de salinidad, temperatura y sólidos se presentaron la zona de menor densidad de árboles, mientras que

en Bocagrande la zona de alta densidad de árboles se encontraron los suelos con mayor salinidad, temperatura y sólidos. La salinidad del suelo está ubicada entre el rango de 1 a 35 PSU reportado para manglares tropicales (Dissanayake & Chandrasekara, 2014) y propio de zonas dominadas por *Rhizophora* (Zamora-Trejos & Cortés, 2009) y se ha encontrado de forma similar a nuestros hallazgos relacionada negativamente con la densidad de árboles y altura y DAP medio de árboles de manglar (Ahmed et al., 2022; Cooray et al., 2021). En cuanto al oxígeno, en los bosques de menor intervención (San Pedro y Bocagrande) el mayor valor se presentó en la zona de alta densidad de árboles. Los valores de oxígeno fueron mayores que los registrados en agua intersticial de otros bosques con predominio de *Rhizophora mangle*,  $>0.7 \text{ mg L}^{-1}$  (Sánchez-Arias et al., 2010). Dichos resultados de mayor oxígeno en los bosques menos intervenidos, se relacionan con menor estrés hidrológico, menos agua estancada en manglar y menor contenido de carbono orgánico disuelto posiblemente por mayor mezcla con agua del estuario y el metabolismo de la comunidad bacteriana (Radabaugh et al., 2021)

En los bosques de menor intervención las características de tamaño de grano fueron similares entre sí, la zona de alta densidad de árboles se caracterizó por la mayor proporción de arenas finas y lodos. Siendo congruente con la zonación de la especie de establecerse mejor en sustratos lodosos, areno-arcillosos y pantanosos (CONABIO, 2013). Adicionalmente, en un estudio de zonación de manglares del Pacífico en Costa Rica con relación al sedimento, se encontró que la mayor frecuencia de *R. mangle* se presentó en las zonas de sustrato de categorizado de lodo y lodo arenoso, en comparación con otras zonas de los bosques muestreados (Barrantes Leiva & Salas, 2015).

En cuanto a las características de estructura del manglar, el registro en los bosques considerados como mejor conservados de menor densidad de árboles, pero diámetro de altura de pecho y altura promedio mayores, coincide con otro registro en manglares de la costa caribe colombiana, donde en la comparación de dos tipos de bosque, el bosque donde presentó la menor densidad de árboles correspondió a individuos de mayor altura y DAP (Mira et al., 2019). En adición, en un estudio en manglares de Buenaventura, se había reportado para los bosques muestreados que mayores valores de densidad de árboles se relacionaron a mayor altura, pero a menores DAP (Moncada, 2017).

En los bosques de Buenaventura se registró en la zona de alta densidad de mangles los valores de diámetro y altura bajos, mientras en Tumaco en la zona de mayor densidad, también se encontró mayor altura. Se ha reportado para manglares de borde como nuestro caso, que la alta densidad de árboles y bajo desarrollo, se relacionó a mayores concentraciones de N y P, así como con  $\text{pH} > 6$  por la influencia del agua del mar por su ubicación (Mira et al., 2019). Las zonas de mayor altura de árboles presentaron registro de alta salinidad, por lo que no coincide con lo reportado para otros bosques de *Rhizophora*, donde la alta salinidad del suelo resultó en reducción de altura y área basal (Zamora-Trejos & Cortés, 2009). Los resultados obtenidos son comprables con lo obtenido en manglares de Jamaica en donde bosques de alta densidad de árboles tenían árboles de diámetro pequeño, relacionado a condiciones de alta perturbación y baja productividad (McDonald et al., 2003).

En Tumaco se observó que la zona con limitación de nitrógeno, fue donde se presentó menor altura en los bosques. Siendo congruente con lo reportado para *R. mangle* en manglares de Puerto Rico, donde se asoció el tamaño reducido de los árboles y escasez de propágulos a limitación del nutriente, por flujo de marea restringido, lo que resulta en la capacidad disminuida de desarrollo (Medina et al., 2010). Adicionalmente, los resultados son similares a lo reportado en manglares de la costa sur del puerto de Kingston, donde las menores alturas se asociaron a menores valores de nitratos en el suelo, aunque correspondían a bosques con perturbación antrópica y catalogado con eutrofización (McDonald et al., 2003). Adicionalmente, se ha reportado en la comparación de dos bosques de borde, que mayor abundancia de árboles se ve favorecida con mayor concentración de N y de salinidad intersticial

En Buenaventura, se encontró relación en donde la cantidad de nitratos propicia el establecimiento de individuos por metro cuadrado en el bosque, pero se ve disminuido el tamaño de tronco y altura del árbol. El amonio es similar, al aumentar su concentración por encima de 2 mg se ve favorecido el crecimiento de individuos, pero el diámetro y altura del árbol tienden a disminuir. Estos resultados son contrastantes a lo descrito en bosques de manglares de Venezuela, en donde se registró las menores concentraciones de N en los manglares considerados como enanos, en comparación con otros más desarrollados en donde la concentración de N fue mayor, indicando que en regiones de baja

disponibilidad de nutrientes el crecimiento de la planta se ve afectado (Medina et al., 2010; Romero-Mujalli & Melendez, 2023).

Los nitritos en los bosques de Tumaco, registraron una relación en donde al aumentar la concentración del nutriente, la densidad de árboles por área tiene tendencia a verse reducidos. Este comportamiento es similar a lo reportado en manglares la Reserva Natural Sanguaré, Caribe colombiano, en los bosques donde los nutrientes fueron mayores, se registró menor densidad de árboles, aunque con DAP y altura mayores (Mira et al., 2019). Se ha registrado resultados similares, donde la densidad de mangles se vio disminuida con el tiempo en áreas de enriquecimiento de nutrientes, impulsado probablemente por factores abióticos y donde el dosel se puede presentar más alto (Weaver & Armitage, 2018).

## 2.5 Conclusiones

En los manglares de las bahías del Pacífico colombiano se encontró similitud en la variación de la concentración de nutrientes intersticiales de los bosques considerados como conservados, San Pedro y Bocagrande, con los valores más altos de nitratos, amonio y fosfatos en la zona de alta densidad del bosque y de alcalinidad en la zona de baja densidad de árboles, atribuidos posiblemente a mayores aportes *in situ* de la degradación de hojas de *R. mangle* que favorece la densidad de algunos tipos de árboles, adicionalmente, también se ven influenciados por los aportes de asentamientos humanos aledaños aunque se cataloguen como sitios menos intervenidos.

Los bosques de manglar del pacífico colombiano se observaron con diferente grado de desarrollo, donde la especie con mayor valor de importancia es *Rhizophora mangle* y se presentaron bosques de mayor densidad en la bahía de Buenaventura en comparación con Tumaco, pero con características de estructura en cuanto a diámetro a la altura de pecho y altura con valores más bajos.

En los bosques de Buenaventura se evidenció que mayores concentraciones de nitratos y amonio favorecieron el establecimiento de nuevos individuos y a medida que se desarrollan los nuevos árboles disminuye la cantidad de nutrientes, existiendo una relación negativa

entre el aumento de la concentración de nutrientes y el diámetro a la altura del pecho y la altura del árbol.

En Tumaco, la estructura del manglar se vio relacionada de forma inversa con la concentración de nutrientes, altas concentraciones de nitritos perturbaron el establecimiento de individuos de manglar, lo que coincide con la hipótesis de que mayor concentración de nutrientes afecta negativamente la densidad del manglar, posiblemente reflejando el estado de adaptación y respuesta del bosque o el nivel de presión antrópica directa o cercana.

De acuerdo a los resultados obtenidos de la relación de la concentración de nutrientes en el suelo y el desarrollo del bosque, vale la pena sugerir que se deben de realizar estudios a mediano y largo plazo donde se realice un seguimiento a la estructura del bosque en relación a las concentraciones de nutrientes, las tasas de acumulación de la planta y los tensores sobre el sistema, para lograr identificar mejor en el tiempo el comportamiento y el efecto de dichos componentes en el establecimiento de nuevos árboles y el cambio en los ya desarrollados. Adicionalmente, según los indicios de la relación N:P donde en la mayoría de bosques la limitación resultó por P y los indicios en el estuario de eutrofización, se propone que con futuras investigaciones se plantee un índice del estado trófico propiamente para manglares con variables que puedan ser medibles puntualmente y puedan dar una acertada idea del nivel de eutrofización en cada sistema.

Es necesario implementar la gestión adecuada de restauración y conservación de los ecosistemas de manglar, así como las prácticas pertinentes para mitigar los impactos negativos a los bosques para mantener las funciones ecológicas y los servicios ambientales que brindan.

## 2.6 Bibliografía

- Agudelo, C. M., Bolívar, J., Polanía, J., Urrego, L. E., Yepes, A., & Sierra, A. (2015). Estructura y composición florística de los manglares de la bahía de Cispatá, Caribe colombiano. *Revista de Biología Tropical*, 63(4), 1137-1147.

- <https://doi.org/10.15517/rbt.v63i4.17076>
- Ahmed, S., Sarker, S. K., Friess, D. A., Kamruzzaman, M., Jacobs, M., Islam, M. A., Alam, M. A., Suvo, M. J., Sani, M. N. H., Dey, T., Naabeh, C. S. S., & Pretzsch, H. (2022). Salinity reduces site quality and mangrove forest functions. From monitoring to understanding. *Science of the Total Environment*, 853(July), 158662. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158662>
- Alcaldía Distrital de Buenaventura. (2014). *Plan de Gestión Integral de Residuos Sólidos para el casco urbano del municipio de Buenaventura - Valle*. <https://www.buenaventura.gov.co/articulos/plan-de-gestion-integral-de-residuos-solidos-para-el-casco-urbano-del-municipio-de-buenaventura-valle>
- Alongi, D. M. (2014). Carbon cycling and storage in mangrove forests. *Annual Review of Marine Science*, 6, 195-219. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010213-135020>
- Álvarez-León, R. (2003). Los manglares de Colombia y la recuperación de sus áreas degradadas: revisión bibliográfica y nuevas experiencias. *Madera y Bosques*, 9(1), 3-25. <https://www.redalyc.org/pdf/617/61790101.pdf>
- Anderson, M. (2017). Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA). *Wiley StatsRef: Statistics Reference Online*, 1-15. <https://doi.org/10.1002/9781118445112.stat07841>
- Barba, E., & Torres, J. (2017). *Estructura y funcionamiento del manglar y su relación con la producción secundaria de camarones (Decapoda: Penaeidae) en la Laguna Mecoacán, Tabasco* [El Colegio de la Frontera Sur]. [https://www.researchgate.net/publication/322274456\\_Estructura\\_y\\_funcionamiento\\_del\\_manglar\\_y\\_su\\_relacion\\_con\\_la\\_produccion\\_secundaria\\_de\\_camarones\\_Decapoda\\_Penaeidae\\_en\\_la\\_Laguna\\_Mecoacan\\_Tabasco](https://www.researchgate.net/publication/322274456_Estructura_y_funcionamiento_del_manglar_y_su_relacion_con_la_produccion_secundaria_de_camarones_Decapoda_Penaeidae_en_la_Laguna_Mecoacan_Tabasco)
- Barrantes Leiva, R. M., & Salas, A. C. (2015). Distribución espacial de las especies de mangle y su asociación con los tipos de sedimentos del sustrato, en el sector estuarino del Humedal Nacional Terraba-Sierpe, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 63, 47-60. <https://doi.org/10.15517/RBT.V63I1.23094>
- Brander, L., Wagtendonk, A., Hussain, S., McVittie, A., Verburg, P. H., de Groot, R. S., & van der Ploeg, S. (2012). Ecosystem service values for mangroves in Southeast Asia: A meta-analysis and value transfer application. *Ecosystem Services*, 1(1), 62-69. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.06.003>
- Breithaupt, J. L., Smoak, J. M., Smith, T. J., & Sanders, C. J. (2014). Temporal variability

- of carbon and nutrient burial, sediment accretion, and mass accumulation over the past century in a carbonate platform mangrove forest of the Florida Everglades. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 119(10), 2032-2048.  
<https://doi.org/10.1002/2014JG002715>
- Cantera, J. R., & Blanco, J. F. (2001). The Estuary Ecosystem of Buenaventura Bay, Colombia. En *Coastal Marine Ecosystems of Latin America* (Vol. 144, pp. 265-280). Springer. [https://doi.org/10.1007/978-3-662-04482-7\\_19](https://doi.org/10.1007/978-3-662-04482-7_19)
- CONABIO, C. N. para el C. y U. de la B. (2013). *Rhizophora mangle* L. Rhizophoraceae. *Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO)*, 1753, 219-223.  
[http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/info\\_especies/arboles/doctos/58-rhizo1m.pdf](http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/info_especies/arboles/doctos/58-rhizo1m.pdf)
- Cooray, P. L. I. G. M., Jayawardana, D. T., Gunathilake, B. M., & Pupulewatte, P. G. H. (2021). Characteristics of tropical mangrove soils and relationships with forest structural attributes in the northern coast of Sri Lanka. *Regional Studies in Marine Science*, 44, 101741. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.101741>
- Cruz Portorreal, Y., & Pérez Montero, O. (2017). Evaluación de impactos a la salud del manglar en el municipio Guamá, Santiago de Cuba, Cuba. *Madera y bosques*, 23(1), 23-37. <https://doi.org/10.21829/MYB.2017.2311517>
- Danovaro, R. (2010). Methods for the Study of Deep-Sea Sediments, Their Functioning and Biodiversity. En Taylor & Francis Group (Ed.), *CRC Press*. CRC Press.  
<https://www-scopus-com.ezproxy.unal.edu.co/>
- Dissanayake, N., & Chandrasekara, U. (2014). Effects of Mangrove Zonation and the Physicochemical Parameters of Soil on the Distribution of Macrobenthic Fauna in Kadolkele Mangrove Forest, a Tropical Mangrove Forest in Sri Lanka. *Advances in Ecology*, 2014, 1-13. <https://doi.org/10.1155/2014/564056>
- Duke, N. C., Meynecke, J.-O., Dittmann, S., Ellison, A. M., Anger, K., Berger, U., Cannicci, S., Diele, K., Ewel, K. C., Field, C. D., Koedam, N., Lee, S. Y., Marchand, C., Nordhaus, I., & Dahdouh-Guebas, F. (2007). A World without Mangroves? *Science*, 317(5834), 41-42. <https://www.jstor.org/stable/20036617>
- Duque, G., Gamboa-García, D., 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*, 27, 25740-

25753. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08971-2>
- ESGEMAR S.A, E. G. M. (2014). *Caracterización del sustrato marino mediante geofísica marina y muestro con vibrosondeo en la playa de la rada (Estepona)*.  
[http://www.estepona.es/perfil/docs/13-14 GEISER/PROYECTO GEISER/dossier Ayto. Estepona/05 APENDICES/05.1 Avance estudio geotécnico.pdf](http://www.estepona.es/perfil/docs/13-14%20GEISER/PROYECTO%20GEISER/dossier%20Ayto.%20Estepona/05%20APENDICES/05.1%20Avance%20estudio%20geot%C3%A9cnico.pdf)
- FAO, F. and A. O. of the U. N. (2007). *The world's mangroves 1980-2005* (Vol. 153).  
<http://www.fao.org/3/a1427e/a1427e00.htm>
- Garay Tinoco, J., Ramírez T, G., & Betancourt P, J. (2003). *Manual de Técnicas Analíticas para la determinación de parámetros fisicoquímicos y contaminantes marinos (Aguas, sedimentos y organismos)*.  
<http://www.invemar.org.co/redcostera1/invemar/docs/7010manualTecnicasanaliticas.pdf>
- Gómez, J. E., & Peñaranda, J. E. (2012). Descripción del comportamiento de variables atmosféricas y oleaje en el puerto de Tumaco a partir de observación de datos. *Boletín Científico CIOH*, 0(30), 75-92. <https://doi.org/10.26640/22159045.244>
- Hamilton, S. E., & Casey, D. (2016). Creation of a high spatio-temporal resolution global database of continuous mangrove forest cover for the 21st century (CGMFC-21). *Global Ecology and Biogeography*, 25(6), 729-738.  
<https://doi.org/10.1111/geb.12449>
- Hernández-Quiroz, M., Ruiz-Meza, D., Rojo-Callejas, F., & Ponce De León-Hill, C. (2019). Determinación de la distribución de contaminantes emergentes en agua intersticial en sedimentos de humedal mediante la optimización y validación de un método analítico. *Revista Internacional de Contaminacion Ambiental*, 35(2), 407-419.  
<https://doi.org/10.20937/RICA.2019.35.02.12>
- INVEMAR. (2019). *Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe Técnico Final 2019*.  
<http://www.invemar.org.co/documents/10182/0/Informe+CGSM+2019/349f9473-d122-495e-85ac-cdfc5333fe00>
- INVEMAR. (2020). *Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros de Colombia, 2019*. [http://www.invemar.org.co/documents/10182/0/IER-2019\\_Informe\\_del\\_estado\\_de\\_los\\_ambientes\\_y\\_recursos\\_marinos/b7520e57-5cdc-4558-a3d4-bea36f767a98](http://www.invemar.org.co/documents/10182/0/IER-2019_Informe_del_estado_de_los_ambientes_y_recursos_marinos/b7520e57-5cdc-4558-a3d4-bea36f767a98)

- INVEMAR. (2021). *Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia, 2020. Serie de Publicaciones Periódicas No. 3.*  
<http://www.invemar.org.co/documents/10182/0/Informe+del+estado+de+los+ambientes+marinos+y+costeros+2020/8659e71d-99bf-446b-b81d-57cd915af3db>
- INVEMAR, I. de I. M. y C. J. B. V. de A. (2007). *Monitoreo de los manglares del Valle del Cauca y la fauna asociada con énfasis en las aves y especies de importancia económica como la piangua y el cangrejo azul.* [http://cpps.dyndns.info/cpps-docs-web/planaccion/biblioteca/pordinario/Proceso Ordinario/Mangroves%2C salt marsh and other macro-vegetation areas/Informe CVC Manglares\\_2007.pdf](http://cpps.dyndns.info/cpps-docs-web/planaccion/biblioteca/pordinario/Proceso%20Ordinario/Mangroves%2C%20salt%20marsh%20and%20other%20macro-vegetation%20areas/Informe%20CVC%20Manglares_2007.pdf)
- INVEMAR, I. de I. M. y C. J. B. V. de A. (2016). *Evolución reciente de la zona Costera del departamento del Valle del Cauca. Informe Técnico Final.*  
[http://cinto.invemar.org.co/alfresco/d/d/workspace/SpacesStore/d94e0e47-6d12-4631-9822-74742accab04/ITF Valle del Cauca.pdf?ticket=TICKET\\_c2264b7e492e043e7e80d41227e3a21747702f37](http://cinto.invemar.org.co/alfresco/d/d/workspace/SpacesStore/d94e0e47-6d12-4631-9822-74742accab04/ITF%20Valle%20del%20Cauca.pdf?ticket=TICKET_c2264b7e492e043e7e80d41227e3a21747702f37)
- Kauffman, J. B., Donato, D. C., & Adame, M. F. (2013). *Protocolo para la medición, monitoreo y reporte de la estructura, biomasa y reservas de carbono de los manglares* (Documento de Trabajo 117).  
[https://www.cifor.org/publications/pdf\\_files/WPapers/WP117Kauffman.pdf](https://www.cifor.org/publications/pdf_files/WPapers/WP117Kauffman.pdf)
- Lobo-Guerrero, A. (1993). *Hidrología e Hidrogeología de la Región Pacífica Colombiana.*  
<https://fdocuments.co/document/1-hidrologia-e-hidrogeologia-de-la-regin-pacifica-hidrologia-e-hidrogeologia-del.html?page=2>
- López-Angarita, J., Roberts, C. M., Tilley, A., Hawkins, J. P., & Cooke, R. G. (2016). Mangroves and people: Lessons from a history of use and abuse in four Latin American countries. *Forest Ecology and Management*, 368, 151-162.  
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.03.020>
- Maurya, P., & Kumari, R. (2021). Spatiotemporal variation of the nutrients and heavy metals in mangroves using multivariate statistical analysis, Gulf of Kachchh (India). *Environmental Research*, 195, 16. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.110803>
- McCauley, A., Jones, C., & Jacobsen, J. (2011). Plant Nutrient Functions and Deficiency and Toxicity Symptoms. *Nutrient Management Module*, 9(9), 1-16.
- McDonald, K. O., Webber, D. F., & Webber, M. K. (2003). Mangrove forest structure under varying environmental conditions. *Bulletin of Marine Science*, 73(00074977), 491-505. <https://eds-s-ebSCOhost->

- com.ezproxy.unal.edu.co/eds/pdfviewer/pdfviewer?vid=12&sid=d10891a1-61a8-4050-9c0d-ce15e01331eb%40redis
- Medina, E., Cuevas, E., & Lugo, A. E. (2010). Nutrient relations of dwarf Rhizophora mangle L. mangroves on peat in eastern Puerto Rico. *Plant Ecology*, 207(1), 13-24. <https://doi.org/10.1007/s11258-009-9650-z>
- Mira, J. D., Urrego, L. E., & Monsalve, K. (2019). Determinantes naturales y antrópicos de distribución, estructura y composición florística de manglares en la Reserva Natural Sanguaré, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 67(4), 810-824. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.15517/rbt.v67i4.30833>
- Molina, A., Duque, G., & Cogua, P. (2020). Influences of environmental conditions in the fish assemblage structure of a tropical estuary. *Marine Biodiversity*, 50(5), 1-13. <https://doi.org/10.1007/s12526-019-01023-0>
- Moncada, A. (2017). *Estructura Del Bosque De Manglar Como Base Para La Formulación De Una Estrategia De Manejo Ambiental En El Anngye Lorena Moncada Narváez Universidad Autónoma De Occidente Facultad De Ciencias Básicas Departamento De Ciencias Ambientales Programa De Admini.* <https://red.uao.edu.co/bitstream/10614/9910/1/T07580.pdf>
- Montalvo, J. F., García, I., Loza, S., Perigó, E., Esponda, S. C., Sánchez, M., & Barrier, A. (2010). Compuestos de nitrógeno y fósforo en agua de algunas bahías del Archipiélago Sabana-Camagüey, Cuba. *Instituto de Oceanología*, 7. [https://aquadocs.org/bitstream/handle/1834/3593/099\\_COMPUESTOS\\_DE\\_NITR%D3GENO\\_Y\\_F%D3SFORO....pdf?sequence=1](https://aquadocs.org/bitstream/handle/1834/3593/099_COMPUESTOS_DE_NITR%D3GENO_Y_F%D3SFORO....pdf?sequence=1)
- Moreno-Casasola, P., & Warner, B. (2009). *Breviario para describir, observar y manejar humedales.* (P. Moreno-Casasola B & B. G. Warner (eds.); Costa Sust, Vol. 1). RAMSAR, Instituto de Ecología A.C., CONANP, US Fish and Wildlife Service, US State Department. [http://www1.inecol.edu.mx/inecol/libros/Breviario\\_Humedales.pdf](http://www1.inecol.edu.mx/inecol/libros/Breviario_Humedales.pdf)
- Navarrete-Ramírez, S. M., & Rodríguez-Rincón, A. M. (2014). *Protocolo Indicador Condición Tendencia Bosques de Manglar (ICTBM). Indicadores de monitoreo biológico del Subsistema de Áreas Marinas Protegidas (SAMP).* (67.ª ed.). Invenmar, GEF y PNUD. Serie de Publicaciones Generales del Invenmar. <http://www.invenmar.org.co/documents/10182/14479/03+ProtocoloIndicadorBosquesdeManglardigital.pdf/215dd659-4cc6-49f4-8771-2c58ae5f18cf>
- Otero, E., Mosquera, L., Silva, G., & Guzmán, J. (2007). Capítulo 7. Deltas y Estuarios del

- Pacífico colombiano. En *Deltas y Estuarios de Colombia*. Colección Ecológica del Banco de Occidente. <https://www.imatedores.com/banocc/deltas/cap7.htm>
- Otero, L. (2005). Aplicación de un Modelo Hidrodinámico Bidimensional para describir las corrientes y la propagación de la onda de marea en la Bahía de Buenaventura. *Boletín Científico CCCP*, 12, 9-21. [https://doi.org/10.26640/01213423.12.9\\_21](https://doi.org/10.26640/01213423.12.9_21)
- Paudel, B., Montagna, P., & Adams, L. (2019). The relationship between suspended solids and nutrients with variable hydrologic flow regimes. *Regional Studies in Marine Science*, 29, 9. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.100657>
- Pérez, A., Machado, W., & Sanders, C. J. (2021). Anthropogenic and environmental influences on nutrient accumulation in mangrove sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 165, 112174. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112174>
- Purvaja, R., & Ramesh, R. (2001). RESEARCH Natural and Anthropogenic Methane Emission from Coastal Wetlands of South India. *Environmental Management*, 27(4), 547-557. <https://doi.org/10.1007/s002670010169>
- R Core Team. (2013). *R: a language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.r-project.org/>
- Radabaugh, K. R., Dontis, E. E., Chappel, A. R., Russo, C. E., & Moyer, R. P. (2021). Early indicators of stress in mangrove forests with altered hydrology in Tampa Bay, Florida, USA. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 254, 107324. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107324>
- Reef, R., Feller, I., & Lovelock, C. (2010). Nutrition of mangroves. *Tree Physiology*, 30(9), 1148-1160. [https://www.researchgate.net/publication/44691050\\_Nutrition\\_of\\_mangroves](https://www.researchgate.net/publication/44691050_Nutrition_of_mangroves)
- Rodríguez Zúñiga, T., Villeda Chávez, E., Vázquez-Lule, A. D., Bejarano, M., Cruz López, M. I., Olgún, M., Villela Gaytán, S. A., & Flores, R. (2018). *Métodos para la caracterización de los manglares mexicanos: un enfoque espacial multiescala*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad CONABIO. [http://www.pronatura-sur.org/web/COP24materials/Manglares y Cambio Climatico/Caracterizacion\\_Manglares.pdf](http://www.pronatura-sur.org/web/COP24materials/Manglares_y_Cambio_Climatico/Caracterizacion_Manglares.pdf)
- Romero-Mujalli, G., & Melendez, W. (2023). Nutrients and trace elements of semi-arid dwarf and fully developed mangrove soils, northwestern Venezuela. *Environmental Earth Sciences*, 82(1), 1-14. <https://doi.org/10.1007/s12665-022-10701-5>
- Sánchez-Arias, L. E., Paolini, J., & Rodríguez, J. P. (2010). Dinámica de las propiedades

- del suelo en bosques de *Rhizophora mangle* L. (Rhizophoraceae) en Isla de Margarita, Venezuela. *Revista de Biología Tropical*, 58(2), 547-564.  
<https://doi.org/10.15517/rbt.v58i2.5228>
- Sánchez, N. (2006). *Influencia de la Heterogeneidad espacial en el ensamblaje de poliquetos (Annelida) asociados a raíces sumergidas de Rhizophora mangle y análisis de su capacidad bioindicadora en playa Piangüita, Bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano* [Universidad de los Andes].  
<https://repositorio.uniandes.edu.co/bitstream/handle/1992/9124/u271312.pdf?sequence=1>
- Sandilyan, S., & Kathiresan, K. (2012). Mangrove conservation: A global perspective. *Biodiversity and Conservation*, 21(14), 3523-3542. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0388-x>
- Sarda, N., & Burton, G. A. (1995). Ammonia variation in sediments: Spatial, temporal and method-related effects. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 14(9), 1499-1506. <https://doi.org/10.1002/etc.5620140908>
- Servais, S., Kominoski, J. S., Davis, S. E., Gaiser, E. E., Pachón, J., & Troxler, T. G. (2019). Effects of Nutrient-Limitation on Disturbance Recovery in Experimental Mangrove Wetlands. *General Wetland Science*, 39(2), 337-347. <https://doi.org/10.1007/s13157-018-1100-z>
- SIDAP, S. D. de Á. P. del V. del C. (2020). *Ecosistema manglar*. <https://sidap.cvc.gov.co/es/node/166>
- SPOT, S. de P. y O.-. (2001). *Plan de Ordenamiento Territorial Municipio de Buenaventura. Resumen ejecutivo*. <https://www.buenaventura.gov.co/articulos/plan-de-ordenamiento-territorial>
- Suárez, J. A., Urrego, L. E., Osorio, A., & Ruiz, H. Y. (2015). Oceanic and climatic drivers of mangrove changes 1 Oceanic and climatic drivers of mangrove changes in the Gulf of Urabá, Colombian Caribbean. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 43(5), 972-985. <https://doi.org/10.3856/vol43-issue5-fulltext-17>
- Sulochanan, B., Ratheesh, L., Veena, S., Padua, S., Prema, D., Rohit, P., Kaladharan, P., & Kripa, V. (2022). Water and sediment quality parameters of the restored mangrove ecosystem of Gurupura River and natural mangrove ecosystem of Shambhavi River in Dakshina Kannada, India. *Marine Pollution Bulletin*, 176(August 2021), 12. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113450>

- Torres, J. R., Infante-Mata, D., Sánchez, A. J., Espinoza-Tenorio, A., & Barba, E. (2018). Degradación de hojarasca y aporte de nutrientes del manglar en la Laguna Mecoacán, Golfo de México. *Revista de Biología Tropical*, 66(2), 892-907. [https://ecosur.repositorioinstitucional.mx/jspui/bitstream/1017/1341/1/100000039203\\_documento.pdf](https://ecosur.repositorioinstitucional.mx/jspui/bitstream/1017/1341/1/100000039203_documento.pdf)
- Villarreal, D., & Bastidas, J. (2016). *Propuesta de plan de gestión integral de residuos sólidos, sector de los puentes en la comuna 3 del municipio de Tumaco Nariño* [Universidad Tecnológica de Pereira]. <https://repositorio.utp.edu.co/server/api/core/bitstreams/daac3f2c-bb23-47d1-a3fe-07b98fce12d5/content>
- Vivas-Aguas, L., & Navarrete-Ramírez, S. (2014). *Protocolo indicador Calidad de Agua (ICAM). Indicadores de monitoreo biológico del Subsistema de áreas Marinas Protegidas (SAMP)*. (Invemar, GEF, & PNUD (eds.); 69.ª ed.). Serie de Publicaciones Generales del Invemar. <http://www.invemar.org.co/documents/10182/14479/04+ProtocoloIndicadorCalidaddeAguadigital.pdf/c16bd915-0b24-446b-9fe0-dbbc239111dd>
- Vivas-Aguas, L., Tosic, M., Sánchez, J., Narváez, S., Cadavid, B., Bautista, P., Betancourt, 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 – REDCAM. Informe técnico 2011*. [http://www.invemar.org.co/documents/10182/14479/Informe\\_REDCAM\\_2011.pdf](http://www.invemar.org.co/documents/10182/14479/Informe_REDCAM_2011.pdf)
- Wang, F., Cheng, P., Chen, N., & Kuo, Y. M. (2021). Tidal driven nutrient exchange between mangroves and estuary reveals a dynamic source-sink pattern. *Chemosphere*, 270, 10. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128665>
- Weaver, C. A., & Armitage, A. R. (2018). Nutrient enrichment shifts mangrove height distribution: Implications for coastal woody encroachment. *PLoS ONE*, 13(3). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0193617>
- Whitehead, P. G., & Crossman, J. (2012). Macronutrient cycles and climate change: Key science areas and an international perspective. *Science of the Total Environment*, 434, 13-17. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.08.046>
- Wijesiri, B., Liu, A., Deilami, K., He, B., Hong, N., Yang, B., Zhao, X., Ayoko, G., & Goonetilleke, A. (2019). Nutrients and metals interactions between water and

- sediment phases: An urban river case study. *Environmental Pollution*, 251, 354-362.  
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.05.018>
- Winger, P. V., & Lasier, P. J. (1991). A vacuum-operated pore-water extractor for estuarine and freshwater sediments. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 21(2), 321-324. <https://doi.org/10.1007/BF01055353>
- YSI, I. (2010). *YSI 9300 and 9500 Photometers User Manual*. <https://www.ysi.com/file/library/documents/manuals/ypt282-9300-9500-manual-with-test-procedures.pdf>
- Zamora-Trejos, P., & Cortés, J. (2009). Los manglares de Costa Rica: el Pacífico norte. *Revista de Biología Tropical*, 57(3), 473-488.  
<https://www.scielo.sa.cr/pdf/rbt/v57n3/art03v57n3.pdf>

### **3. Conclusiones y recomendaciones**

La concentración de nutrientes en el agua intersticial de manglares fue mayor en la bahía de Buenaventura, superando a lo registrado en Tumaco en un 130% del valor de nitratos, un 6.4% de amonio y en un 50% de fosfatos. En los bosques considerados como menos intervenidos se encontraron valores mayores nutrientes, como lo fue nitratos y amonio en San Pedro y nitrito, amonio y fosfato en Bocagrande, lo que da una alerta para enfocar las acciones de mitigación y un punto de partida para las futuras investigaciones, dado que las presiones y cargas contaminantes de nutrientes están llegando incluso a los ecosistemas considerados como mejor conservados. En Piangüita considerado como uno de los bosques de mayor intervención, los valores más altos de fosfatos son un reflejo de la mayor presión y descargas al sistema de esorrentía de desechos de las actividades agroforestales de las cuencas aledaña al manglar.

En cuanto a la estructura, en los bosques de Buenaventura se evidenció que mayores concentraciones de nitratos y amonio favorecieron la densidad de árboles, pero resultando en árboles de menor tamaño y diámetro en valores elevados de nutrientes. Mientras que, en Tumaco, altas concentraciones de nitritos perturbaron el establecimiento de individuos de manglar. Los resultados coinciden con la hipótesis de que altas concentraciones de nutrimentos afectan negativamente las características de la estructura del manglar, sin embargo, la respuesta depende de las condiciones propias del bosque, el nivel de adaptación y resistencia a los cambios en sus condiciones ambientales.

Aunque en la actualidad se cuenta con información sobre los manglares, está más relacionada a los bienes y servicios, a la dinámica de carbono orgánico y al desarrollo del bosque, pero se requiere de mayor análisis de la relación de los factores ambientales y cargas contaminantes con la respuesta de la planta, a su adaptabilidad y modificaciones morfológicas.