

Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras

Since 1967

Bulletin of Marine and Coastal Research



Serie de Publicaciones Periódicas

Volumen 51 (2)
Año 2022 (julio-diciembre / July-December)



Santa Marta • Colombia

ISSN: 0122-9761
e-ISSN: 2590-4671

BOLETÍN DE INVESTIGACIONES MARINAS Y COSTERAS

Bulletin of Marine and Coastal Research

(Bol. Invest. Mar. Cost.)

ISSN 0122-9761 | e-ISSN 2590-4671

La revista científica *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* está dirigida a la comunidad científica y a las personas relacionadas con temas medioambientales en zonas marino-costeras, con particular énfasis en América tropical. Considera para su publicación trabajos inéditos sobre cualquier tópico de investigación en el mar o en ambientes acuáticos de la zona costera, realizados en las áreas tropicales y subtropicales de América. Es editada desde 1967 por el Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés” (Invemar). Hasta el volumen 8 llevó el nombre de “Mitteilungen aus dem Instituto Colombo-Alemán de Investigaciones Científicas Punta de Betín” y entre los volúmenes 9 y 24 se denominó “Anales del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras”. A partir del año 2008 se publican dos números por volumen anual manteniendo esta periodicidad hasta la fecha. La revista se encuentra indexada en Web of Knowledge, SciELO-Colombia, en Scopus (ubicándose en el Q4 del Scimago Journal Ranking (SJR) en la categoría “Animal Science and Zoology”) y recientemente en Publindex.

El Boletín es una publicación completamente **bilingüe** (inglés y español) de **libre acceso**, que puede ser consultada en www.invemar.org.co/boletin y que es distribuida nacional e internacionalmente a través del sistema de canje y donación. Las instrucciones a los autores para la preparación y el envío de manuscritos se encuentran en las últimas páginas de este número y en el portal de Internet.

El *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* se acoge a normas éticas para la publicación de documentos científicos, en particular, a la evaluación por pares (simple ciego) de todos los manuscritos aceptados. Así mismo, se espera que todos los autores hagan seguimiento de un código ético que garantice el avance de la ciencia y la protección del ambiente natural.

.....

The scientific journal Bulletin of Marine and Coastal Research is written for the science community and any person interested in environmental issues in marine and coastal areas, with emphasis in the tropical Americas region. It considers unedited works about research topics on the sea or coastal aquatic environments, undertaken in the tropical and subtropical areas of the Americas. It has been edited since 1967 by the Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés” (Invemar) (Marine and Coastal Research Institute). Volumes 1-8 were named “Mitteilungen aus dem Instituto Colombo-Alemán de Investigaciones Científicas Punta de Betín” and between volumes 9 and 24 it was called “Anales del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras”. Since 2008, the journal has published two issues per annual volume.

The journal is indexed in Web of Science, SciELO-Colombia, Scopus (in Q4 of Scimago Journal Ranking (SJR) on Animal Science and Zoology category) and currently on Publindex..

The Bulletin is a bilingual (English and Spanish) and an open access publication, which can be consulted on www.invemar.org.co/boletin and it is also distributed nationally and internationally through exchange and donation systems. Instructions to authors for preparation and submission of manuscripts are in the final pages of this issue and in our website.

The Bulletin of Marine and Coastal Research is based on ethical standards for the publications of scientific documents, in particular about peer review process (single peer review) of all accepted manuscripts. In the same way, The Bulletin expects an ethic code from authors as a guaranty of science advance and natural environment protection.

Director general / General Director

Francisco A. Arias Isaza, *PhD*

Director de la revista / Journal Director

Jesús A. Garay, *MSc*

Invemar, Colombia

Editor general / Editor-in-Chief

Arturo Acero Pizarro, *PhD*


Universidad Nacional de Colombia sede Caribe (Cecimar), Colombia

Comité editorial / Editorial Board

Andia Chávez Fonnegra, *PhD*


Florida Atlantic University, EE. UU.

Antonio Baeza, *PhD*

 0000-0002-2573-6773


Clemson University y Smithsonian Marine Station at Fort Pierce, EE. UU.

Arturo Acero Pizarro, *PhD*

 0000-0002-6637-9901


Universidad Nacional de Colombia sede Caribe (Cecimar), Colombia

Diego L. Gil Agudelo, *PhD*

 0000-0001-7873-4694


Lighthawk, EE. UU.

Edgardo Londoño-Cruz, *PhD*

 0000-0001-5762-9430


Universidad del Valle, Colombia.

Gabriel R. Navas S., *PhD*

 0000-0001-9554-6345


Universidad de Cartagena, Colombia

Gladys Bernal, *PhD*

 0000-0001-6333-6028

Universidad Nacional de Colombia sede Medellín, Colombia

Guillermo Díaz Pulido, *PhD*

 0000-0002-0901-3727


Griffith University, Australia

Javier A. Díaz Ochoa, *PhD*

 0000-0002-1911-0467


Universidad de Magallanes, Chile

Jorge Enrique Páramo, *PhD*

 0000-0002-8380-2716


Universidad del Magdalena, Colombia

José Horrillo Caraballo, *PhD*

 0000-0001-7694-3812


Swansea University, Reino Unido

José Julián Tavera, *PhD*

 0000-0003-4517-9238


Universidad del Valle, Colombia

Julio César Herrera Carmona, *PhD*

 0000-0003-0446-3275


Universidad del Valle, Colombia

Marco Alejandro Correa, *PhD*

 0000-0002-4714-9553


Invemar, Colombia

María del Pilar Blanco Parra, *PhD*

 0000-0003-2492-2168


Universidad de Quintana Roo, México

María Isabel Criales, *PhD*

 0000-0001-5608-8943


Universidad Nacional de Colombia sede Bogotá, Colombia

Maribeb Castro, *PhD*

 0000-0001-6353-1018


Universidad Militar Nueva Granada, Colombia

Mateo López Victoria, *Dr.rer.nat.*

 0000-0002-7307-8680


Pontificia Universidad Javeriana Cali, Colombia

Nikita Gaibor, *PhD*

 0000-0002-4773-3434

Instituto Nacional de Pesca, Ecuador


Óscar Álvarez Silva, *PhD*

 0000-0002-5121-5875

Universidad del Norte. Colombia

Editores invitados / Guest editors

Paola Andrea Mejía-Falla, *PhD*

 0000-0003-2220-6969

Fundación Squalus, Colombia

Jefe de Comunicación Científica / Head of Scientific Communication

Isabela Katime Arroyave







Invemar, Colombia

Asistente del comité editorial / Editorial Board Professional

Tatiana Gómez Orgulloso, *MSc*

Invemar, Colombia

Comité científico / *Scientific Board*

- Adolfo Sanjuan Muñoz, *MSc*  0000-0002-4786-862X
Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Colombia
- Alfredo Gómez Gaspar, *MSc*  0000-0002-2430-2738
Museo Marino de Margarita y Universidad de Oriente (Nueva Esparta), Venezuela
- Efraín Rodríguez Rubio, *PhD*  0000-0002-1150-3194
Centro de Innovación y Tecnología-ICP y Ecopetrol, Colombia
- Gloria E. Sánchez, *PhD*
Universidad de Magallanes, Chile
- Juan Manuel Díaz, *Dr.rer.nat.*  0000-0002-2026-6522
Fundación Marviva, Colombia
- Klaudia Hernández, *PhD*  0000-0002-8490-2882
Universidad Andrés Bello, Chile
- Marie Luise Schnetter, *Dr.rer.nat.*
Justus-Liebig-Universität Gießen, Alemania
- Mónica Puyana, *PhD*  0000-0001-7600-3118
Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Colombia
- Yves François Thomas, *PhD*  0000-0003-1896-0774
Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne, Francia

Evaluadores de este número / *Reviewers for this issue*

- Luana Carla Portz, *PhD* Corporación Universitaria de la Costa, Colombia
- Nelson Rangel, *PhD* Universidad del Atlántico, Colombia
- Manuel Contreras-López, *Mg* Universidad de Valparaíso, Chile
- David Siqueiros, *PhD* Instituto Politécnico Nacional, México
- Luis Troccoli Ghinaglia, *PhD* Universidad de Oriente, Venezuela
- Sven Eloy Zea Sjöberg, *PhD* Universidad Nacional de Colombia sede Caribe, Colombia
- Jorge Luis Anaya Gil, *Mg* Universidad de Cartagena, Colombia
- María del Pilar Cornejo, *PhD* Escuela Superior Politécnica del Litoral, Ecuador
- Franklin I. Ormaza G, *PhD* Escuela Superior Politécnica del Litoral, Ecuador
- Natalia Hoyos Botero, *PhD* Universidad del Norte, Colombia
- David Fernando Morales Giraldo, *Mg* Invemar, Colombia
- Daniela Coswig Kalikoski, *PhD* FAO, Italia
- Juan Carlos Pérez Jiménez, *PhD* El Colegio de La Frontera Sur, México
- John Ramírez, *PhD* Institut de Ciències del Mar, España
- Diego L. Gil-Agudelo, *PhD* Lighthawk, EE. UU.
- Rocío del Pilar García Urueña, *PhD* Universidad del Magdalena, Colombia

Foto portada / *Cover Photo*

Esponja naranja *Suberites* sp. rodeada de anémona *Anthothoe chilensis* en Bahía Pucusana, Lima, Perú (Foto: Bernabé Moreno)

Traducción / *Translation*

José Daniel Gutiérrez Mendoza

Diagramación y montaje / *Layout and Assembly*

John Khatib (Ediprint SAS)

Impresión / *Print*

Ediprint SAS, Bogotá D.C., Colombia

Canje / *Exchange*

Centro de Documentación / *Documentation Center (CDO)* • E-mail: bibliote@invemar.org.co

Distribución / *Distribution*

Asistente del comité editorial / *Editorial Board Professional* • E-mail: boletin@invemar.org.co
Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés” (Invemar)
Calle 25 No. 2-55, Playa Salguero • Santa Marta, Colombia

Boletín en línea / *Online Bulletin*

www.invemar.org.co/boletin

Derechos reservados conforme a la ley
El Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras está bajo la licencia de Creative Commons
Atribución-No comercial-Compartir igual 4.0 Internacional

All rights reserved by law
The Bulletin of Coastal and Marine Research is under Creative Commons license
BY-NC-SA 4.0



Citar los artículos / Citation Style:
Autores. 2022. Título del artículo. Bol. Invest. Mar. Cost., 51(2): rango de páginas.
Authors. 2022. Title of article or note. Bull. Cost. Mar. Res., 51(2): page range.

BOLETÍN DE INVESTIGACIONES MARINAS Y COSTERAS

Bulletin of Marine and Coastal Research

(Bol. Invest. Mar. Cost.)

Registrado en Scopus, Publindex, Biological Abstracts, Biosis Previews,
Periódica, Zoological Record, Latindex, Scielo-Colombia
DOAJ e ISI Web of Knowledge

51 (2)



**Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras
“José Benito Vives de Andrés”**

Vinculado al Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible

Santa Marta, Colombia, 2022 (julio-diciembre / *July-December*)

TABLA DE CONTENIDO / CONTENTS

ARTÍCULOS / ARTICLES

Luz Marleny García Echavarría, Javier Alcántara-Carrió y Alfredo Jaramillo Vélez Vulnerabilidad costera ante el ascenso del nivel del mar en el suroccidente del Caribe colombiano Coastal vulnerability to sea level rise in the southwestern Colombian Caribbean	9
Carlos Pereira, Evelyn Zoppi De Roa†, Edie Montiel, Vanessa Hernández y Anyoelis Castillo Estructura comunitaria del microfítobentos de la zona costera central de Venezuela Community structure of microfítobenthos from the central coastal zone of Venezuela	29
Camilo F. Mina-Cartagena, José E. Fuentes y Richard Johnston-González Mapeo de planos lodosos con imágenes UAV en La Bocana de Iscuandé, costa Pacífica colombiana Mapping of mudflats with UAV images in La Bocana de Iscuandé, Colombian Pacific coast	49
Andrea Garay Tapias, Andrea Contreras Araque y Fabián Escobar Toledo Las mujeres en la actividad pesquera: una mirada al aporte de las platoneras de Buenaventura, Colombia Women in fishing activity: A look at the contribution of the <i>platoneras</i> of Buenaventura, Colombia	63
Héctor Manuel Martínez-Viloria, Rebeca Franke-Ante, Juan Carlos Narváez Barandica y Javier De La Hoz Maestre Estado de <i>Lutjanus synagris</i> en tres áreas protegidas del Caribe colombiano: evaluación basada en datos limitados Status of <i>Lutjanus synagris</i> in three protected areas of the Colombian Caribbean: assessment based on limited data	83

ARTÍCULO DE REVISIÓN / REVIEW ARTICLE

Báslavi Cóndor-Luján y Juan C. Francia-Quiroz

Las esponjas en el Perú y su potencial como fuente de compuestos antibacterianos

Sponges in Peru and their potential as a source of antibacterial compounds 107

NOTAS / NOTES

María José Marín Jarrín, José R. Marín Jarrín, Mercy J. Borbor-Córdova, Maria Esther Espinoza Celi y Luis Domínguez-Granda

Dinámicas estacionales en el estuario interior del Guayas, Ecuador

Seasonal dynamics in the inner Guayas Estuary, Ecuador 129

Raúl Navas-Camacho, Rebeca Franke Ante y Andrés Acosta Chaparro

Mortalidad del coral *Acropora palmata* por una enfermedad similar al *white pox* en la bahía de Cinto,

Parque Nacional Natural Tayrona, Caribe colombiano

Mortality of the coral *Acropora palmata* for a disease similar to white pox in Cinto Bay,

Tayrona National Natural Park, Colombian Caribbean 137

Guía de autores / Author's guide 145

Ética de publicación / Publication ethics 150



Vulnerabilidad costera ante el ascenso del nivel del mar en el suroccidente del Caribe colombiano

Coastal vulnerability to sea level rise in the southwestern Colombian Caribbean

Luz Marleny García Echavarría^{1*}, Javier Alcántara-Carrió² y Alfredo Jaramillo Vélez¹

0000-0003-2469-8469

0000-0002-9840-4980

0000-0002-4901-0416

1. Grupo de Investigación en Sistemas Marinos y Costeros (GISMAC), Corporación Académica Ambiental, Universidad de Antioquia, Calle 70 No, 52-21 Medellín, Antioquia, Colombia. marleny.garcia@udea.edu.co*, alfredo.jaramillov@udea.edu.co

2. Departamento de Geología y Geoquímica, Universidad Autónoma de Madrid, España. javier.alcantara@uam.es

* Autor de correspondencia / Corresponding author:

RESUMEN

Una de las preocupaciones sobre cambio climático es el ascenso del nivel del mar, el cual se encuentra asociado a un incremento de la erosión costera, intrusión salina en estuarios y riesgo de inundación. Estas alteraciones hacen necesaria evaluar la susceptibilidad costera y su capacidad de adaptación ante este fenómeno. El Índice de Vulnerabilidad Costera integrado por las variables geomorfología, pendiente, tasa de cambio de línea de costa, altura del oleaje significativa, tasa de cambio del nivel relativo del mar y rango mareal medio, busca estimar localmente la vulnerabilidad. El presente trabajo se enfocó en determinar la vulnerabilidad en la línea costera de los sectores Volcán de Lodo, río Hobo, Zapata y punta Las Vacas, mediante el uso de fotografías aéreas, imágenes satelitales, datos *in situ* e información gubernamental, con el fin de precisar aquellos espacios en los cuales se debe concentrar una gestión eficaz para una futura adaptación. La aplicación del Índice de Vulnerabilidad Costera integrado (IVC) muestra que más de un tercio del litoral estudiado se encuentra en situación de muy alta vulnerabilidad, destacando la combinación de alta tasas de erosión (entre 2 y 9,8 m/año) con ascensos del nivel del mar que alcanzan 3 mm/año, poniendo en evidencia la necesidad urgente de priorizar y proteger los sitios Volcán de Lodo y río Hobo. Los resultados de vulnerabilidad generados ante el aumento del nivel del mar no evalúan la magnitud, ni la probabilidad de ocurrencia del mismo, ni intentan cuantificar daños o costos. Por tanto, se sugiere continuar con estudios más detallados en aquellos puntos que se consideren prioritarios para realizar el análisis de amenazas y cálculo de riesgo.

PALABRAS CLAVE: susceptibilidad, cambio climático, ascenso del nivel del mar, erosión costera.

ABSTRACT

One of the concerns about climate change is the rise in sea level, which is associated with an increase in coastal erosion, saline intrusion in estuaries and the risk of flooding. These changes make it necessary to evaluate the coastal susceptibility and its adaptation capacity facing with this phenomenon. The Coastal Vulnerability Index made up of the variables geomorphology, slope, rate of change of coastline, significant wave height, rate of change of relative sea level and mean tidal range, seeks to locally estimate vulnerability. This work focused on determining the Vulnerability in the coastline of the sectors Volcán de Lodo, Río Hobo, Zapata and Punta Las Vacas through the use of aerial photographs, satellite images, *in situ* data and government information, in order to specify those spaces in which effective management efforts must be concentrated for future adaptation. The application of the Integrated Coastal Vulnerability Index (IVC) shows that more than a third of the coastline studied is in a situation of very high vulnerability, highlighting the combination of high erosion rates (between 2 and 9.8 m/year) with sea level increases that reach 3 mm/year, highlighting the urgent need to prioritize and protect the Volcán de Lodo and Río Hobo sites. The vulnerability results generated by sea level rise do not assess the magnitude or the probability of its occurrence, nor do they attempt to quantify damages or costs. Therefore, it is suggested to continue with more detailed studies in those areas that are considered a priority to carry out the threat analysis and risk calculation.

KEYWORDS: susceptibility, climate change, sea level rise, coastal erosion.

DOI: <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2022.51.2.1124>

Publicado por Invemar

Este es un manuscrito de acceso abierto bajo la licencia CC Reconocimiento-No Comercial-Compartir Igual

Published by Invemar
This is an open Access article under the CC BY-NC-SA

INTRODUCCIÓN

A nivel global el nivel medio del mar está aumentando, la suma de las contribuciones de los glaciares y las capas de hielo es ahora la fuente dominante de aumento (IPCC, 2019). Se pronostica que el aumento del nivel del mar será de aproximadamente 65 cm para 2100 (Nerem *et al.*, 2018). El quinto informe de evaluación del IPCC considera un escenario de emisiones muy altas y predice un aumento global entre 52 y 98 cm para fines de este siglo. Se espera que este aumento continúe por siglos, incluso si la emisión de los gases efecto invernadero son reducidos y las concentraciones atmosféricas estabilizadas (IPCC, 2014).

Actualmente se observan impactos severos en las regiones costeras debido al aumento del nivel del mar. Las consecuencias más drásticas del aumento del nivel del mar son la erosión, cuyo resultado es la inundación permanente de las áreas costeras, la disminución de la calidad del agua, la disminución del cultivo de peces, la intrusión de agua de mar en los recursos de agua dulce, la inundación de humedales y estuarios y la disminución de la calidad del agua (Koroglu *et al.*, 2019). Entre los impactos esperados en los ecosistemas costeros a causa de este aumento del nivel del mar se incluyen la contracción del hábitat, la pérdida de funcionalidad, biodiversidad y migración lateral e interior (IPCC, 2019). Las zonas costeras, que en su gran mayoría son bajas y están densamente pobladas, estarían sujetas a una erosión acelerada, además de la intrusión de agua salada en acuíferos costeros subterráneos, inundación de humedales y estuarios, amenazando recursos históricos, culturales e infraestructuras (Pendleton *et al.*, 2004).

Las condiciones de erosión a lo largo de la mayor parte del litoral antioqueño y su alta vulnerabilidad debido a factores como el ascenso del nivel del mar han sido documentadas ampliamente en artículos y comunicados de prensa. Publicaciones de Corpourabá-Universidad Nacional de Colombia y numerosos estudios académicos (Corpourabá-Universidad Nacional de Colombia, 1998; Invemar, 2003; Correa y Vernet, 2004; Correa *et al.*, 2005; Posada y Henao, 2008; Prussmann, 2011; Paniagua, 2013; Rangel y Anfuso, 2015; Correa y Paniagua, 2016).

La presencia en el suroccidente del Caribe colombiano de niveles de terrazas marinas emergidas e inclinadas son evidencia de fuertes deformaciones tectónicas, que conllevan a levantamientos diferenciales de terrenos que muy probablemente promueven la erosión litoral. Los cambios en los niveles tierra-mar asociados al ascenso eustático del

INTRODUCTION

The global average sea level is rising. The sum of the glaciers and ice layers' contributions is now the predominant source of the increase (IPCC, 2019). It is predicted that the rise in the sea level will be around 65 cm by 2100 (Nerem *et al.*, 2018). The fifth assessment report of the IPCC considers a very high-emissions scenario and predicts a global rise between 52 and 98 cm for the end of this century. This increase is expected to continue for centuries, even if greenhouse gas emissions are reduced and the atmospheric concentrations are stabilized (IPCC, 2014).

Severe impacts are currently being observed in coastal regions, which is due to the sea level rise. The most drastic consequences of this phenomenon are erosion, which results in the permanent flooding of coastal areas; a decrease in the quality of water; a decrease in fish farming; the intrusion of seawater in freshwater resources; and the flooding of wetlands and estuaries (Koroglu *et al.*, 2019). Among the impacts expected in coastal ecosystems due to this sea level rise are the contraction of the habitat, the loss of functionality and biodiversity, and lateral and interior migration (IPCC, 2019). The coastal zones, which are mostly low and densely populated, would be subjected to accelerated erosion, in addition to the intrusion of salt water in coastal underground aquifers, thus threatening historical and cultural resources as well as the infrastructure (Pendleton *et al.*, 2004).

The erosion conditions along most of the Antioquia littoral and its high vulnerability due to factors such as the sea level rise have been broadly documented in papers and press statements. This includes publications by Corpourabá-Universidad Nacional de Colombia and numerous academic studies (Corpourabá-Universidad Nacional de Colombia, 1998; Invemar, 2003; Correa and Vernet, 2004; Correa *et al.*, 2005; Posada and Henao, 2008; Prussmann, 2011; Paniagua, 2013; Rangel and Anfuso, 2015; Correa and Paniagua, 2016).

The presence of emerging and inclined marine terrace levels in the Southwest of the Colombian Caribbean evidences strong tectonic deformations leading to differential terrain lifting that most likely fosters littoral erosion. Changes in land-sea levels associated with eustatic increases in the sea level and hydro-isostasy (lifting of the emerging coast and subsidence in the marine platform) are also important factors in this context (Vernet *et al.*, 1992; Invemar, 2003; Correa and Vernet, 2004).

nivel del mar y a la hidroisostasia (levantamiento de la costa emergida y subsidencia en la plataforma marina) son también factores de importancia en este contexto (Vernette *et al.*, 1992; Invemar, 2003; Correa y Vernet, 2004).

Otro factor que destacar son las condiciones geotécnicas deficientes de las rocas a lo largo de la línea de costa antioqueña, compuesta en su mayor longitud sobre limolitas y arcillolitas con grados altos de alteración química y física. Estas rocas y sus suelos asociados resisten poco las acciones físicas del agua (oleajes, lluvias y escorrentía) y su fracturamiento denso con inclinaciones (buzamientos) hacia el mar, permite percolaciones altas de aguas lluvias y residuales. Lo anterior facilita y promueve agrietamientos, generación de cárcavas y movimientos de masa, particularmente flujos de derrubios y caídas de rocas a lo largo de la línea de costa (Correa y Vernet, 2004).

La ubicación de más de 160 espolones a lo largo de la línea de costa, estructuras de diferentes dimensiones y construidas en las últimas décadas con bolsacretos, rocas y pentápodos/hexápodos ubicados perpendicularmente a la línea de costa, se interpretan como los factores aceleradores más importantes de la erosión de la línea de costa, puesto que han interrumpido el tránsito de arenas y generando erosión o acelerando la preexistente en los sectores adyacentes. En pocas décadas son responsables en su mayoría de las situaciones críticas que se viven hoy en sectores como Arboletes, Damaquiel, Zapata, Necoclí, El Totumo y Turbo. También se debe considerar la extracción intensiva de arenas y gravas de playas en ambientes cercanos a la línea de costa, los cuales no se pueden cuantificar debido a la falta de registros. Como hecho adicional, se anota la contaminación por aguas residuales, así como por la minería y las plantaciones agrícolas intensivas (Vallejo Toro *et al.*, 2016). Todo lo anterior ha llevado a clasificar la línea de costa del litoral antioqueño en categorías paisajísticas y de calidad de playas muy bajas (Rangel-Buitrago y Posada, 2013).

A lo largo del litoral antioqueño entre Necoclí y Turbo se han identificado intensos cambios de la línea de costa (Aristizábal *et al.*, 1990; Corpourabá-Universidad Nacional de Colombia, 1998). Los aspectos principales de estos trabajos se resumieron y actualizaron en Correa y Vernet (2004) y en mapas y esquemas geomorfológicos del litoral antioqueño. En los documentos citados se consignan el carácter micromareal de la zona (mareas astronómicas con amplitudes máximas de aproximadamente 40 cm), el transporte neto de sedimentos arenosos hacia el sur, asociado a la incidencia de los vientos de la época de sequía (N y NE,

Another factor that is worth highlighting corresponds to the deficient geotechnical conditions of the rocks along the Antioquia coast, which is composed through most of its length of siltstones and claylites with high degrees of physical and chemical alteration. These rocks and their associated soils are little resistant to the physical action of water (waves, rains, and runoffs), and their dense fracturing, with inclinations (dips) towards the sea, allows for high percolations of rainwater and wastewater. The above facilitates and fosters cracking, the generation of gullies, and mass movements, particularly debris flow and rockfall along the coastline (Correa and Vernet, 2004).

The placement of more than 160 groyne along the coastline, structures of different dimensions and built during the last decades with bagcretos, rocks, and pentapods/hexapods located perpendicular to the coastline, are interpreted as the most important accelerating factors of the erosion along the coastline, given that they have interrupted the transit of sands, thus generating erosion or accelerating the one that preexisted in adjacent sectors. In a few decades, they have been mostly responsible for the critical situations currently being experienced in sectors such as Arboletes, Damaquiel, Zapata, Necoclí, El Totumo, and Turbo. The intensive extraction of sand and gravel from the beaches in areas close to the coastline should also be considered, which cannot be quantified due to a lack of records. As an additional fact, the pollution caused by wastewater is noted, as well as that caused by mining and intensive agricultural crops (Vallejo Toro *et al.*, 2016). All of the above has led to classify the coastline of the Antioquia littoral into very low landscape and beach quality categories (Rangel-Buitrago and Posada, 2013).

Along the Antioquia littoral between Necoclí and Turbo, intense changes in the coastline have been identified (Aristizábal *et al.*, 1990; Corpourabá-Universidad Nacional de Colombia, 1998). The main aspects of these works were summarized and updated in Correa and Vernet (2004), as well as in maps and the geomorphological schemes of the Antioquia littoral. The cited documents contain the microtidal nature of the area (astronomic tides with maximum amplitudes of approximately 40 cm) and the net transport of sandy sediments towards the south, which is associated with the incidence of drought-time winds (N and NE, from November to March), with inversions towards the north during the incidence of the southern (S) winds in the rainy season.

The semiquantitative inventory of littoral erosion and accretion, based on comparisons of aerial photographs

noviembre a marzo), y con inversiones hacia el norte durante la incidencia de los vientos del sur (S) en la temporada lluviosa.

El inventario semicuantitativo de erosión y acreción litoral basado en comparaciones de aerofotografías Igac tomadas entre 1940 y 1985 (expresado como tasas de avance o retroceso de la línea de costa en m/año) evidencia el predominio de tendencias erosionales a lo largo de todo el litoral (Correa y Vernet, 2004). La máxima tendencia erosiva (20 m/año) se identificó en el extremo distal de la espiga de Punta Las Vacas (Gobernación de Antioquia – Universidad de Antioquia, 2018). Así mismo, las últimas determinaciones sistemáticas sobre los cambios en la línea de costa entre el delta del río Turbo y el extremo de la espiga punta Las Vacas para el periodo 1959-2010 estiman valores de erosión para las playas norte y centro de la espiga del orden de 116 a 174 m (Gobernación de Antioquia-Corpoarabá-Inveimar, 2010; Paniagua-Arroyave, 2013). Por consiguiente, la vulnerabilidad y su impacto en la economía de los países con litorales costeros hacen necesario evaluar el aumento del nivel del mar y a la vez formular estrategias de respuesta que se ajusten a los cambios (Vafeidis *et al.*, 2008).

El concepto de vulnerabilidad es explicado de diversas formas por expertos de diferentes disciplinas. En este caso la vulnerabilidad se asocia a la sensibilidad de un ecosistema (grado en que puede verse afectado en función de su exposición) ante un fenómeno (subida del nivel del mar) y/o a su capacidad de adaptación (Ojeda *et al.*, 2009). Uno de los métodos más simples y utilizados para evaluar la vulnerabilidad costera es el Índice de Vulnerabilidad Costera (IVC), desarrollado inicialmente por Gornitz y Kanciruk (1989) con el objetivo de desarrollar una base de datos de peligros costeros para proporcionar una visión global de las vulnerabilidades relativas de las costas del mundo a los peligros de inundación y erosión asociados con el aumento del nivel del mar. Para calcular dicho índice, Gornitz y Kanciruk (1989) emplean como variables: la geomorfología costera, la pendiente costera regional, el cambio relativo del nivel del mar, la altura media significativa de las olas, la tasa histórica de cambio de la costa, y la amplitud media de las mareas.

El IVC ha sido aplicado y adaptado para evaluar la vulnerabilidad costera alrededor en diferentes regiones del mundo (por ejemplo: Gornitz, 1991; Shaw *et al.*, 1998; Thieler y Hammar-Klose, 1999, 2000; Pendleton *et al.*, 2004; Boruff *et al.*, 2005; Doukakis, 2005; Diez *et al.*, 2007; Nageswara Rao *et al.*, 2008; Ojeda *et al.*, 2009; Abuodha y Woodroffe, 2010; Ozyurt y Ergin, 2010; López *et al.*, 2016;

taken by Igac between 1940 and 1985 (expressed as coastline advancement or recession ratios in m/year), evidences the prevalence of erosion tendencies across the whole littoral (Correa and Vernet, 2004). The maximum erosive tendency (20 m/year) was identified in the distal end of the Punta Las Vacas spits (Gobernación de Antioquia – Universidad de Antioquia, 2018). In the same way, the last systematic determinations of the changes in the coastline between the delta of the Turbo River and the end of the Punta Las Vacas spike for the period between 1959 and 2010 estimate erosion values for the northern and central beaches of the spike in the order of 116-174 m (Gobernación de Antioquia-Corpoarabá-Inveimar, 2010; Paniagua-Arroyave, 2013). Consequently, vulnerability and its impact on the economies of countries with coastlines make it necessary to evaluate the sea level rise and, in turn, to formulate fitting response strategies for these changes (Vafeidis *et al.*, 2008).

The concept of vulnerability is explained in diverse ways by experts of different disciplines. In this case, vulnerability is associated with the sensitivity of an ecosystem (the degree in which it may be affected in terms of its exposure) to a phenomenon (sea level rise) and/or its adaptation capabilities (Ojeda *et al.*, 2009). One of the simplest and most commonly employed methods for evaluating coastal vulnerability is the Coastal Vulnerability Index (CVI), which was initially developed by Gornitz and Kanciruk (1989) with the purpose of developing a database of coastal hazards in order to provide a global perspective on the relative vulnerabilities of the world's coasts against the dangers of flooding and erosion associated with the sea level rise. To calculate this index, Gornitz and Kanciruk (1989) used the following variables: coastal geomorphology, the regional coastal slope, the relative change in the sea level, the mean significant wave height, the historical change rate of the coast, and the mean amplitude of the tides.

The CVI has been applied and adapted for evaluating coastal vulnerability in different regions around the world (for example: Gornitz, 1991; Shaw *et al.*, 1998; Thieler y Hammar-Klose, 1999, 2000; Pendleton *et al.*, 2004; Boruff *et al.*, 2005; Doukakis, 2005; Diez *et al.*, 2007; Nageswara Rao *et al.*, 2008; Ojeda *et al.*, 2009; Abuodha and Woodroffe, 2010; Ozyurt and Ergin, 2010; López *et al.*, 2016; Ramos *et al.*, 2016). The results of the CVI can be used to highlight the regions where the sea level rise contributes to coastal changes which may have a greater potential to contribute to changes in coastal recession (Gutiérrez *et al.*, 2009). In this article, coastal vulnerability is evaluated in

Ramos *et al.*, 2016). Los resultados del IVC se pueden utilizar para resaltar las regiones en las que el ascenso del nivel del mar contribuye a los cambios de la costa y pueden tener el mayor potencial para contribuir a los cambios en el retroceso costero (Gutiérrez *et al.*, 2009). En este trabajo se evalúa la vulnerabilidad costera ante el ascenso en el nivel del mar en cuatro sectores críticos en la costa del suroccidente del Caribe colombiano a través del IVC.

ÁREA DE ESTUDIO

En el suroccidente del Caribe colombiano está ubicado el golfo de Urabá (Figura 1), entre 7° 55' y 8° 40' N y 76° 53' y 7° 23' O. Tiene aproximadamente 80 km de largo y 25 km de ancho, presenta profundidades bajas con promedios de 30 m y valores máximos de 80 m en la frontera al norte (Montoya y Toro, 2006). La hidrodinámica del golfo está influenciada por la variación estacional de la descarga fluvial del río Atrato, la posición de la ZCIT, el oleaje, las mareas y los gradientes de densidad (Escobar *et al.*, 2011).

Los sectores norte (Volcán de Lodo) y sur (río Hobo) del municipio de Arboletes presentan erosión marina acelerada, posiblemente por la acción de las olas que llegan hasta la base del escarpe de la terraza marina y la socavan, erosionando los estratos sedimentarios inferiores de menor resistencia mediante la formación de una serie de cavidades que eventualmente provocan un desprendimiento de las porciones superiores de la terraza. Además, la parte superior de la terraza sufre procesos de expansión y contracción en el material arcilloso presente en los suelos que causa pérdida de cohesión de la estructura edáfica y luego arrastre. Este problema de erosión marina ha sido objeto de varios planes de desarrollo de los últimos gobiernos de Arboletes (PDM 2008-2011, 2012-2015, 2016-2019).

Zapata también cuenta con procesos erosivos, los cuales determinaron la realización de obras de protección como jarillones y muros de roca (enrocado) (Corpourabá-EAFIT, 2015), para mitigar la energía de la ola que llega a la base de la terraza. Sin embargo, la terraza hacia el suroccidente de los jarillones aún está siendo fuertemente erosionada por la acción de las olas que inciden en la base del acantilado, lo socavan y ocasionan pérdida de soporte para el estrato suprayacente, debido a la debilidad del estrato basal. En la espiga de punta Las Vacas, el frente externo comenzó a erosionarse desde la década de los años 40. Este proceso se ha extendido gradualmente hasta cubrir la totalidad de las playas del sector, generando retrocesos estimados de 70 m en algunos tramos en los últimos 80 años (Invemar, 2003).

light of the sea level rise and for critical sectors of the southwestern coast of the Colombian Caribbean by means of the CVI.

STUDY AREA

The Gulf of Urabá is located in the southwestern Colombian Caribbean (Figure 1), between 7° 55' and 8° 40' N, and between 76° 53' and 7° 23' W. It is approximately 80 km long and 25 km wide, and it has shallow depths, with averages of 30 m and maximum values of 80 m at the border in the north (Montoya and Toro, 2006). The Gulf's hydrodynamics are influenced by the seasonal variation of the fluvial discharge of the Atrato River, the position of the ITCZ, the waves, the tides, and the density gradients (Escobar *et al.*, 2011).

The northern (Volcán de Lodo) and southern (Hobo River) sectors of the municipality of Arboletes exhibit an accelerated marine erosion, which is probably due to the effect of the waves reaching the escarpment of the marine terrace and undermining it, thus eroding the less-resistant inferior sediment strata through the formation of a series of cavities that eventually cause the detachment of the superior portions of the terrace. Moreover, the superior part of the terrace undergoes expansion and contraction processes in the clay material present in the soils, which causes a loss of cohesion in the soil structure and later dragging. This marine erosion problem has been the object of several development plans by the last governments of Arboletes (PDM 2008-2011, 2012-2015, 2016-2019).

Zapata also shows erosive processes, which have determined the implementation of protective works such as levees and rock walls (revetments) (Corpourabá-EAFIT, 2015) in order to mitigate the energy of the waves reaching the base of the terrace. However, towards the southwest of the levees, the terrace is still being strongly eroded by the action of the waves that impact the base of the cliff, undermine it, and cause a loss of support in the overlying stratum given the weakness of the basal stratum. In the Punta Las Vacas spike, the external front started to erode in the 1940s. This process has gradually expanded across the entirety of the beaches in this sector, thus generating estimated recessions of 70 m in some areas during the last 80 years (Invemar, 2003).

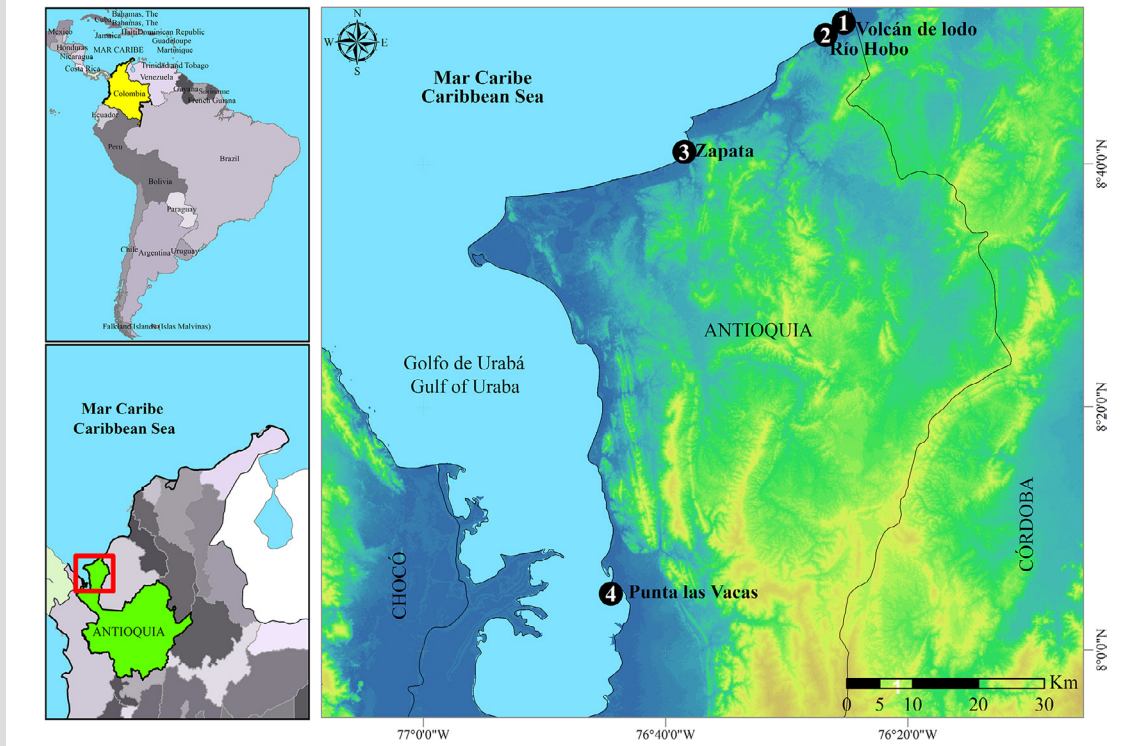


Figura 1. Localización de las cuatro localidades de estudio en el suroccidente del Caribe colombiano: 1) Volcán de Lodo, 2) Río Hobo, 3) Zapata y 4) Punta Las Vacas.

Figure 1. Location of the four study sites in the southwestern Colombian Caribbean: 1) Volcán de Lodo, 2) Hobo River, 3) Zapata, and 4) Punta Las Vacas

MATERIALES Y MÉTODOS

La vulnerabilidad costera se evaluó mediante el IVC, que integra seis variables (Ojeda *et al.*, 2009). El IVC permite que las variables se relacionen de manera cuantificable y expresa la vulnerabilidad relativa de la costa a los cambios físicos debido al futuro aumento del nivel del mar. Dicho índice se calcula como la raíz cuadrada del producto de las variables clasificadas, dividido por el número total de variables. Una vez incorporadas las seis variables en el SIG, los resultados se integraron siguiendo la ecuación:

$$IVC = \frac{\sqrt{a \times b \times c \times d \times e \times f}}{6}$$

donde: *a* representa la variable geomorfología, *b* la pendiente costera, *c* la tasa de cambio de la línea de costa, *d* representa el oleaje significativo medio, *e* la tasa de cambio del nivel del mar, y *f* el rango mareal. Este método produce datos numéricos adimensionales que no corresponden a ninguna magnitud física. Sin embargo, permite identificar áreas donde los diversos efectos del aumento del nivel del mar pueden ser mayores. El IVC presentado aquí es similar al utilizado por Gornitz y Kanciruk (1989), Gornitz (1991), Shaw *et al.* (1998), Thieler y Hammar-Klose (1999) y Ojeda *et al.* (2009).

MATERIALS AND METHODS

Coastal vulnerability was evaluated by means of the CVI, which integrates six variables (Ojeda *et al.*, 2009). The CVI allows the variables to interact in a quantifiable way and expresses the relative vulnerability of the coast to physical changes caused by the future sea level rise. Said index is calculated as the square root of the product of the classified variables, which is divided by the total number of variables. Once these six variables were incorporated into the GIS, the results were integrated according to the following equation:

$$CVI = \frac{\sqrt{a \times b \times c \times d \times e \times f}}{6}$$

where *a* represents the geomorphology, *b* the coastal slope, *c* the coastline change rate, *d* the mean significant waves, *e* the sea level change rate, and *f* the tidal range. This method yields dimensionless numerical data which do not correspond to any physical magnitude. However, it allows identifying areas where the diverse effects of the sea level rise may be greater. The CVI presented herein is similar to that used by Gornitz and Kanciruk (1989), Gornitz (1991), Shaw *et al.* (1998), Thieler and Hammar-Klose (1999), and Ojeda *et al.* (2009).

Debido a que las variables que utiliza el IVC son cuantitativas y cualitativas, con diferentes escalas y unidades, se le asignó a la clasificación de éstas un valor 1 a 5 para su integración (Tabla 1). En dicha tabla también se indica la fuente de los datos y el periodo de datos que se utilizó para obtener los valores de cada una de las variables. El valor 5 representó la clase con mayor vulnerabilidad y el valor 1 la de menor vulnerabilidad.

Given that the variables employed by the CVI are both quantitative and qualitative, with different scales and units, their classification was assigned a value from 1 to 5 for their integration (Table 1). Table 1 also indicates the source of the data and the period of time used to obtain the values of each variable. Value 5 represents the class with the greatest vulnerability, and value 1 corresponds to the lowest one.

Tabla 1. Rango de valores utilizados para el cálculo del IVC, tomados de Ojeda *et al.* (2009).

Table 1. Range of values utilized to calculate the CVI, taken from Ojeda *et al.* (2009)

Variables	Datos / Data		Valor de la vulnerabilidad / Vulnerability value				
	Fuente / Source	Periodo / Period	1 Muy baja / Very low	2 Baja / Low	3 Media / Medium	4 Alta / High	5 Muy alta / Very high
a) Geomorfología / Geomorphology	Gobernación de Antioquia y Universidad de Antioquia / Gobernación de Antioquia and Universidad de Antioquia (2018)	2019	Acantilados altos sobre rocas coherentes / High cliffs over coherent rocks	Acantilados medios sobre rocas de resistencia media / Medium-sized cliffs over medium-resistance rocks	Acantilados medios-bajos sobre formaciones sedimentarias de alta erodabilidad / Medium-low cliffs over high-erodibility settlement formations	Playas extensas adosadas a planicies sedimentarias litorales poco elevadas / Extensive beaches coterminous with low-elevation sedimentary littoral plains	Playas adosadas a formaciones de islas-barrera, tómbolos, flechas litorales, deltas, etc. También sectores que protegen formaciones de marismas mareales o fluvio-mareales / Beaches coterminous with island-barrier formations, sandbank, littoral arrows, deltas, etc. there are also sectors that protect tidal or fluvial-tidal marsh formations
b) Pendiente costera / Coastal slope (%)	Gobernación de Antioquia y Universidad de Antioquia / Gobernación de Antioquia and Universidad de Antioquia (2019)	2019	Mayor o igual a 8 / Higher or equal to 8	Entre 4 y 8 / Between 4 and 8	Entre 2 y 4 / Between 2 and 4	Entre 1 y 2 / Between 1 and 2	Entre 0 y 1 / Between 0 and 1
c) Tasa de cambio de línea de costa / Coastline change rate	Imágenes satelitales Landsat (1996) y Gobernación de Antioquia y Universidad de Antioquia (2018) / Landsat satellite images (1996) and Gobernación de Antioquia and Universidad de Antioquia (2018)	1996-2018	(2, máx.]	(1, 2]	(-1, 1]	(-2, -1]	[mín., -2]
d) Oleaje significativo medio / Mean significant waves	Gobernación de Antioquia y Universidad de Antioquia / Gobernación de Antioquia and Universidad de Antioquia (2019)	2005-2017	(0 - 0.75)	(0.75 - 0.85)	(0.85 - 0.95)	(0.95 - 1.05)	(1.05 - 1.15)
e) Tasa de cambio del nivel relativo del mar (mm/año) / Relative sea level change rate (mm/year)	Corpourabá (2019)	1998-2017	(0 - 1.8)	(1.8 - 2.5)	(2.5 - 3.0)	(3.0 - 3.5)	(3.5 - máx.)
f) Rango mareal / Tidal range	FES (2014)	2018	(6 - máx.]	(4 - 6]	(2 - 4]	(1 - 2]	[0 - 1]

La clasificación geomorfológica se realizó por fotointerpretación y se corroboró con visitas de campo. La línea de costa se definió cada 100 m a través de polilíneas, para determinar en cada uno de estos tramos su valor de vulnerabilidad. La información primaria fue procesada en *ArcGIS* 10.5. La pendiente se obtuvo a partir del levantamiento topográfico y batimétrico generando mapas a través de la herramienta “*slope*” en la ruta (3D Analyst tool - Raster Surface) en *ArcGIS* 10.5 (Gobernación de Antioquia y Universidad de Antioquia, 2018). La pendiente se calculó porcentualmente como el cociente entre la diferencia de elevaciones y la distancia horizontal recorrida.

Por su parte, la tasa de cambio de línea de costa se obtuvo mediante el análisis de la evolución de la línea de costa entre 1996 y 2018. Las líneas de costa correspondientes a 1996 fueron determinadas por medio de imágenes satelitales Landsat (1996). Este tipo de imágenes son también utilizadas en documentos anteriores debido a que en la región no existen imágenes de mejor calidad (Correa *et al.*, 2007; Rangel *et al.*, 2015). Las imágenes correspondientes a 2018 fueron levantadas a través de vuelos de dron en todos los sitios, excepto punta Las Vacas (Gobernación de Antioquia y Universidad de Antioquia, 2018). En este sitio no se pudo volar el dron debido a la presencia de un inhibidor de señal, por lo cual se trabajó de manera similar a cómo se obtuvo la línea de costa de 1996. Los efectos del oleaje no fueron considerados debido a que no se observaron condiciones de tormenta en ninguna de las fotografías aéreas. La tasa de cambio de línea de costa (m/año) fue evaluada mediante el trazo de transectos perpendiculares semiautomatizados entre la línea base actual y las líneas de costa obtenidas de la información histórica. Los cambios de la línea costera se analizaron usando el software DSAS (*Digital Shoreline Analysis System*). Dicha herramienta calcula parámetros estadísticos que indican el estado y las tendencias evolutivas para periodos específicos de tiempo (Thieler *et al.*, 2005).

Con el objetivo de representar las mejores condiciones del oleaje significativo medio, se utilizó el modelo *WaveWatch* IIITM desde el mar Caribe hasta el golfo de Urabá con múltiples mallas anidadas de $1/6^\circ$, $1/12^\circ$ y $1/60^\circ$ (Gobernación de Antioquia y Universidad de Antioquia, 2018). En resumen, se realizó un análisis de sensibilidad con diferentes tamaños de malla y se determinó la influencia energética del oleaje proveniente del Atlántico Norte hacia cada uno de los puntos. Para la valoración de la tasa de cambio del nivel relativo del mar se utilizaron datos de anomalías del nivel del mar durante 1994 y 2017, obteniendo las tasas de ascenso del nivel del mar en el Caribe colombiano en seis celdas costeras del golfo de Urabá entre 1998 y 2017 (20 años) (Corpourabá, 2019).

Geomorphological classification was carried out through photointerpretation and corroborated via field visits. The coastline was defined every 100 m by means of polylines in order to determine the vulnerability value of each area. The primary information was processed in *ArcGIS* 10.5. The slope was obtained from topographic and bathymetric mapping by means of the “*slope*” tool through the *3D Analyst tool - Raster Surface* path in *ArcGIS* 10.5 (Gobernación de Antioquia and Universidad de Antioquia, 2018). The slope percentage was calculated as the quotient between the elevation difference and the horizontal distance traveled.

In turn, the coastline change rate was obtained by analyzing the evolution of the coastline between 1996 and 2018. The coastlines corresponding to 1996 were determined via Landsat satellite images (1996). This type of image is also used in previous documents, given that there are no images of the region with better quality (Correa *et al.*, 2007; Rangel *et al.*, 2015). The images corresponding to 2018 were obtained via drone flights at all sites except Punta las Vacas (Gobernación de Antioquia and Universidad de Antioquia, 2018). At this site, it was not possible to fly the drone because of the presence of a signal inhibitor, which is why we proceeded similarly to the way in which we obtained the coastlines for 1996. The effects of the waves were not considered, since no storm conditions were observed in any of the aerial photographs. The coastline change rate (m/year) was evaluated by drawing semi-automatized perpendicular transects between the current baseline and the coastlines obtained from historical information. Coastline changes were analyzed using the DSAS (*Digital Shoreline Analysis System*) software. This tool calculates statistical parameters indicating the status and evolutionary tendencies of specific periods of time (Thieler *et al.*, 2005).

Aiming to represent the best mean significant wave conditions, the *WaveWatch* IIITM model was used from the Caribbean Sea to the Gulf of Urabá with multiple $1/6^\circ$, $1/12^\circ$, and $1/60^\circ$ nested meshes (Gobernación de Antioquia and Universidad de Antioquia, 2018). To summarize, a sensitivity analysis with different mesh sizes was performed, and the energetic influence of the waves coming from the northern Atlantic to each site was determined. To assess the relative sea level change rate, data regarding anomalies in the sea level between 1994 and 2007 were used, thus obtaining the sea level rise rates in the Colombian Caribbean for six coastal cells of the Gulf of Urabá between 1998 and 2017 (20 years) (Corpourabá, 2019).

On the other hand, the tidal range of the Volcán de Lodo, Hobo River, and Zapata sites was determined by

De otro lado, el rango mareal de los sitios Volcán de Lodo, río Hobo y Zapata fue determinado utilizando el modelo FES2014. Para punta Las Vacas se implementaron los datos del mareógrafo situado en la estación de guardacostas del apostadero naval de Turbo, modelados con el método de análisis de armónicos (Higuita y Quintana, 2020). Una vez evaluadas todas las variables en cuadrículas de 100 m * 100 m, se realizaron los cálculos pertinentes para cada tramo y los resultados obtenidos se dividieron en cuatro clases, utilizando como límites los percentiles 25 %, 50 % y 75 % y empleando la clasificación de Ojeda *et al.* (2009) indicados en la Tabla 2.

using the FES2014 model. For Punta Las Vacas, data from the tide gauge located at the Coast Guard station of the Turbo Naval Base were employed. These were modeled through the harmonics analysis method (Higuita and Quintana, 2020). Once all the variables had been evaluated in 100 m * 100 m grids, the relevant calculations were performed for each area, and the results obtained were divided into four classes, using the 25, 50, and 75 % percentiles as limits, as well as by applying the classification by Ojeda *et al.* (2009), as indicated in Table 2.

Tabla 2. Clasificación del IVC, tomado de Ojeda *et al.* (2009).

Valor del IVC / CVI Value	Clase / Class	Vulnerabilidad clasificada / Classified vulnerability
(2.23–6.32]	Baja / Low	1
(6.32–10.00]	Media / Medium	2
(10.00–14.14]	Alta / High	3
(14.14–35.35]	Muy Alta / Very high	4

Table 2. CVI classification, taken from Ojeda *et al.* (2009).

RESULTADOS

Al evaluar la respuesta de la costa del suroccidente del Caribe colombiano ante el ascenso del nivel del mar, se encuentra poca variabilidad en los datos obtenidos, debido a que las dimensiones de los tramos de línea de costa analizados son inferiores a 3 km. Los lugares Volcán de Lodo, río Hobo y Zapata comparten algunas de las clasificaciones de vulnerabilidad debido a su ubicación geográfica fuera del golfo de Urabá, siendo en conjunto diferentes a los valores de vulnerabilidad obtenidos para punta Las Vacas. Se presentan a continuación los resultados obtenidos para cada una de las variables empleadas para el cálculo del IVC.

- a) La clasificación geomorfológica en Volcán de Lodo, río Hobo y Zapata está dominada por acantilados sobre formaciones sedimentarias de alta erodabilidad. Lo anterior representa una vulnerabilidad media. En punta Las Vacas, las formaciones de playa otorgan un nivel de vulnerabilidad alta.
- b) Volcán de Lodo y Zapata están dominados mayormente por pendientes altas que alcanzan valores del 63 %, ambos sitios cuentan con clasificaciones de vulnerabilidad baja y muy baja. Las bajas pendientes de río Hobo y punta Las Vacas, que se encuentran en valores cercanos a 2 %, son clasificadas en el índice con un nivel de vulnerabilidad media hasta muy alta.

RESULTS

While analyzing the response of the southwestern coast of the Colombian Caribbean to the sea level rise, little variability is found among the data obtained, given that the dimensions of the analyzed coastline sections are smaller than 3 km. The Volcán de Lodo, Hobo River, and Zapata sites share some of their vulnerability classifications, given that their geographical location is outside the Gulf of Urabá. As a group, the vulnerability values for these sites are different from those obtained for Punta Las Vacas. Next, the results obtained for each of the variables employed for calculating the CVI are presented.

- a) The geomorphological classification of the Volcán de Lodo, Hobo River, and Zapata sites predominantly comprises cliffs over high-erodibility sediment formations. This constitutes a medium vulnerability. In Punta Las Vacas, beach formations constitute a high level of vulnerability.
- b) Volcán de Lodo and Zapata predominantly comprise high slopes that reach values of 63 %. Both sites are classified as having low and very low vulnerability. The low slopes of Hobo River and Punta Las Vacas, which have values close to 2 %, are classified within the index with a medium to very high vulnerability level.

c) La tasa de cambio de la línea de costa en Volcán de Lodo, río Hobo y Zapata tiene valores de hasta 4 m/año, generando vulnerabilidades muy altas (Figura 2).

c) The coastline change rate in Volcán de Lodo, Hobo River, and Zapata shows values of up to 4 m/year, thus constituting very high vulnerabilities (Figure 2). Punta

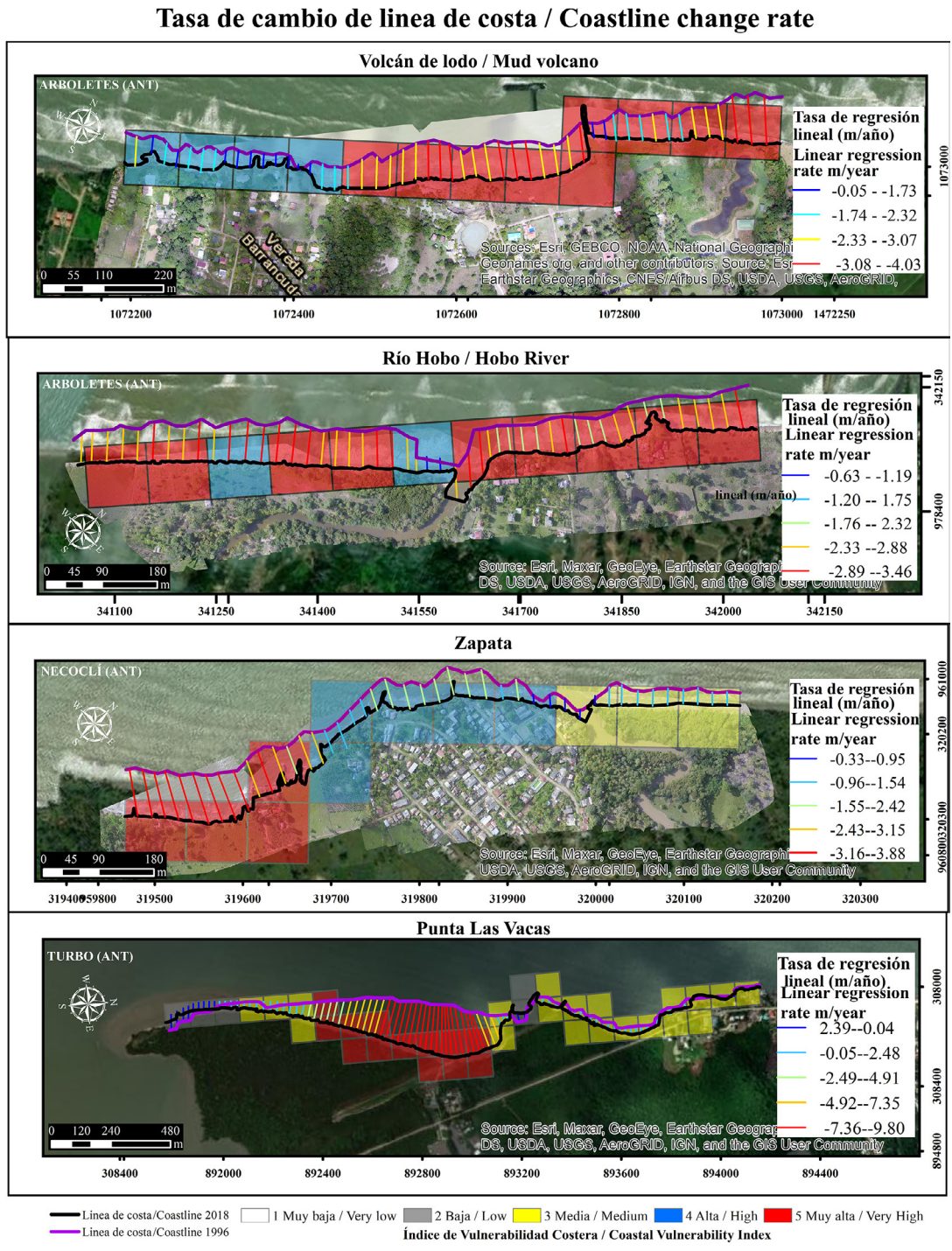


Figura 2. Tasa de cambio de la línea de costa en Volcán de Lodo, río Hobo, Zapata y punta Las Vacas. Sistema de coordenadas WGS 1984 UTM, zona 18N, proyección Transversal Mercator, unidades en metros, cuadrículas 100 * 100 m. Ortofotos tomadas del proyecto de investigación para la reversión del proceso de erosión en las costas del mar de Antioquia, Ascon 18- 417, componente topo-batimetría (2018).

Figure 2. Coastline change rate in Volcán de Lodo, Hobo River, Zapata, and Punta Las Vacas. WGS 1984 UTM coordinate system, 18N zone, Transverse Mercator projection, units: meters, 100 * 100 m grids. Ortophotos taken from the research project for the reversal of erosion in the coasts of the Antioquia Sea, Ascon 18-41, topo-bathymetry component (2018).

Punta Las Vacas alcanza retrocesos de hasta 9,8 m/ año; la parte más afectada es la central, donde anteriormente existía una pista de aterrizaje, pero hoy en día está dividida en dos partes debido a la erosión costera.

- d) El oleaje significativo medio fue menor a 0,85 m en todos los sitios estudiados (Tabla 3) (Gobernación de Antioquia – Universidad de Antioquia, 2018), por lo cual se clasificó con una vulnerabilidad baja.
- e) En cuanto a la tasa de cambio del nivel relativo del mar, todos los sitios se encuentran por encima de 3 mm/año (Tabla 3), (Corpourabá, 2019), clasificando su vulnerabilidad entre alta y muy alta.
- f) El rango mareal no supera los 0,52 m en ninguno de los sitios estudiados (Tabla 3), clasificando el nivel de vulnerabilidad como muy alta.

Las Vacas reaches recessions of up to 9,8 m/year. The most effective part is the center, where there used to be a landing strip, but it is nowadays divided in two parts due to coastal erosion.

- d) The mean significant waves were lower than 0,85 m in all the studied sites (Table 3) (Gobernación de Antioquia – Universidad de Antioquia, 2018), which is why it was classified as having a low vulnerability.
- e) As for the relative sea level change rate, all sites are above 3 mm/year (Table 3) (Corpourabá, 2019), thus constituting high to very high vulnerabilities.
- f) The tidal range does not exceed 0,52 m at any of the studied sites (Table 3), which constitutes a very high level of vulnerability.

Tabla 3 . Variables físicas: Oleaje (Gobernación de Antioquia – Universidad de Antioquia, 2018), Nivel del mar (Corpourabá, 2019), Rango mareal medio (Higuita y Quintana, 2020).

Table 3. Physical variables: waves (Gobernación de Antioquia – Universidad de Antioquia, 2018), sea levels (Corpourabá, 2019), mean tidal range (Higuita and Quintana, 2020)

Sitio / Site	Oleaje / Waves (m)	Nivel del mar (mm/año)/ Sea level (mm/year)	Rango Mareal Medio / Rango Mareal Medio (m)
Volcán de Lodo	0.8	3.93	0.51
Río Hobo	0.64	3.93	0.51
Zapata	0.48	3.92	0.52
Punta Las Vacas	0.4	3.43	0.52

Los valores del IVC se encontraron entre 7,07 y 28,86. El 62 % de la línea de costa de Volcán de Lodo está constituida por una vulnerabilidad muy alta, asociada a sectores de acantilados con formaciones sedimentarias erosionables y retrocesos altos de la línea de costa, mientras que en 38 % restante, donde la vulnerabilidad es alta, son lugares donde existen pequeñas obras de defensa costera (Figura 3).

El 73 % del área en río Hobo se encuentra en vulnerabilidad muy alta, principalmente en el sector de la desembocadura del río y la zona de manglar aledaña, donde se encuentran formaciones de playa. El 27 % restante, con vulnerabilidad alta, corresponde a las zonas de acantilados (Figura 4).

En Zapata, 8 % de la costa tiene vulnerabilidad muy alta, asociada a la desembocadura del río, principalmente por el parámetro de pendiente, mientras que 92 % está presenta vulnerabilidad media, correspondiendo a los tramos con obras de protección costera (Figura 5).

The CVI values were found to be between 7.07 and 28.86. 62 % of the coastline of Volcán de Lodo has a very high vulnerability, which is associated with cliff areas with erodible sediment formations and high coastline recessions, whereas the remaining 38 %, where the vulnerability is high, comprises places with small coastal defense works (Figure 3).

73 % of the area in Hobo River has a very high vulnerability, mainly at the river mouth and the neighboring mangrove zone, where the beach formations are located. The remaining 27 % has a high vulnerability and corresponds to cliff areas (Figure 4).

In Zapata, 8 % of the coast has a very high vulnerability, which is associated with the river mouth, mainly due to the slope parameter. Meanwhile, 92 % shows a medium vulnerability, which corresponds to the sections with coastal protection works (Figure 5).

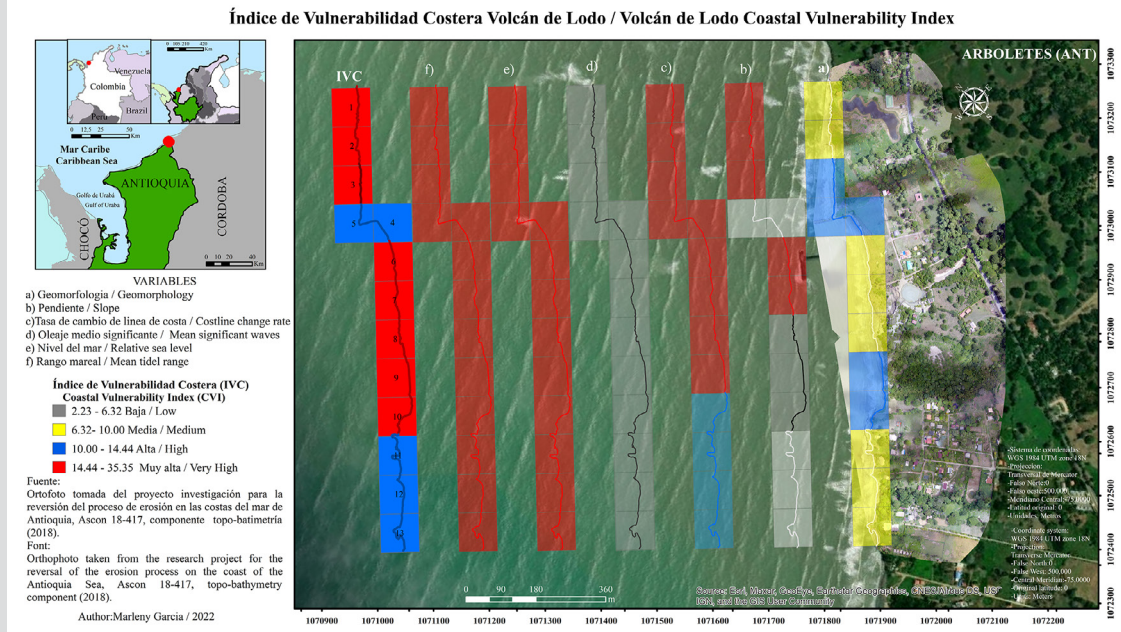


Figura 3. Variables a) Geomorfología b) Pendiente, c) Tasa de cambio de la línea de costa, d) Oleaje significativo medio, e) Tasa de cambio del nivel relativo del mar, f) Rango mareal medio y por último, a la izquierda, valor del IVC para la línea de costa de Volcán de Lodo.

Figure 3. Variables: a) geomorphology, b) slope, c) coastline change rate, d) mean significant waves, e) relative sea level change rate, f) mean tidal range, and, finally, the CVI value for the coastline of Volcán de Lodo (left).

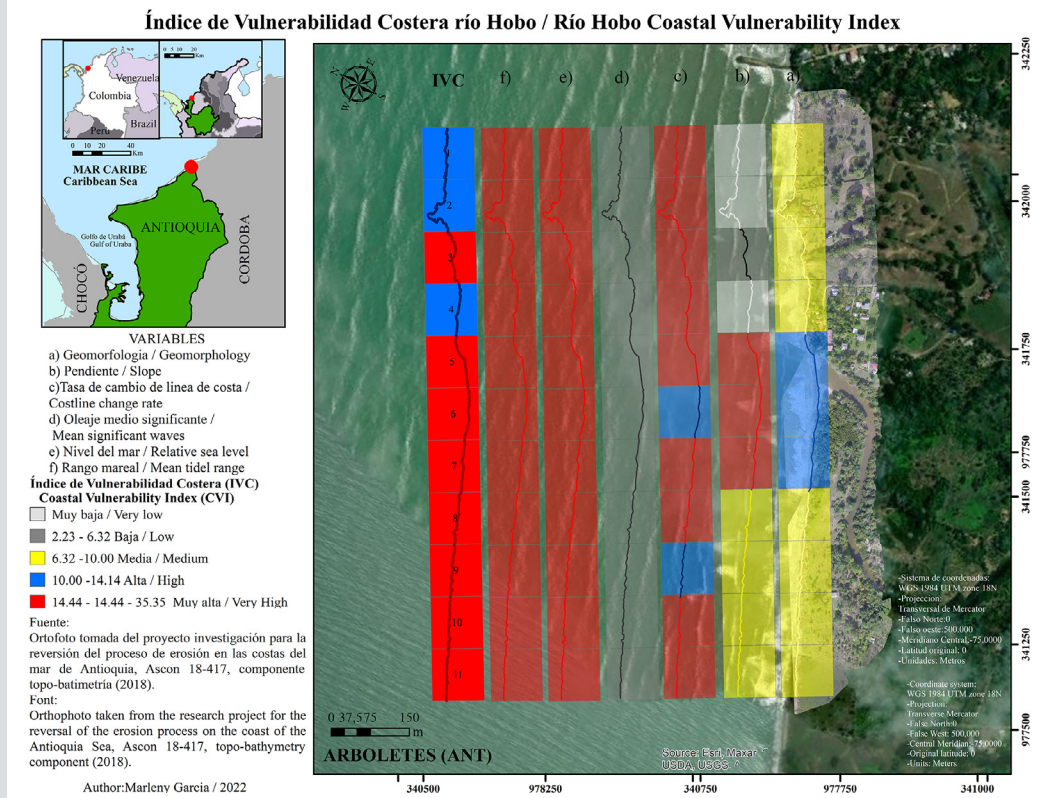


Figura 4. Variables a) Geomorfología b) Pendiente, c) Tasa de cambio de la línea de costa, d) Oleaje significativo medio, e) Tasa de cambio del nivel relativo del mar, f) Rango mareal medio y por último, a la izquierda, valor del IVC para la línea de costa de río Hobo.

Figure 4. Variables: a) geomorphology, b) slope, c) coastline change rate, d) mean significant waves, e) relative sea level change rate, f) mean tidal range, and, finally, the CVI value for the coastline of Hobo River (left).

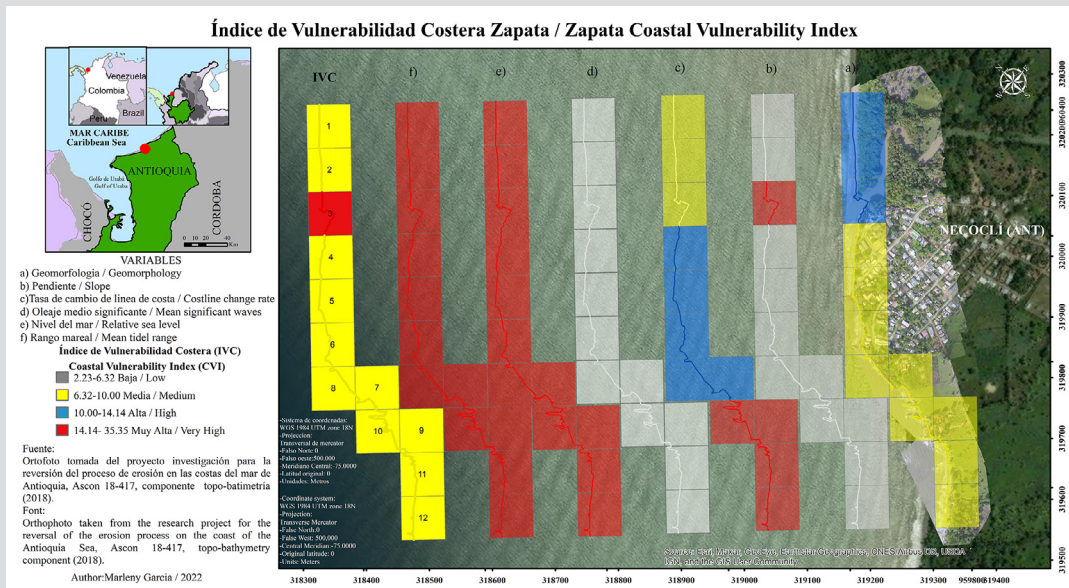


Figura 5. Variables a) Geomorfología b) Pendiente, c) Tasa de cambio de la línea de costa, d) Oleaje significativo medio, e) Tasa de cambio del nivel relativo del mar, f) Rango marea medio y por último, a la izquierda, valor del IVC para la línea de costa de Zapata.

Figure 5. Variables: a) geomorphology, b) slope, c) coastline change rate, d) mean significant waves, e) relative sea level change rate, f) mean tidal range, and, finally, the CVI value for the coastline of Zapata (left).

Por último, en punta Las Vacas 63 % presenta vulnerabilidad muy alta, con procesos erosivos en especial en el sector central de la espiga. El 37 % restante muestra vulnerabilidad alta (Figura 6).

Finally, in Punta Las Vacas 63 % has a very high vulnerability, with erosive processes especially in the central sector of the spike. The remaining 37 % shows a high vulnerability (Figure 6).

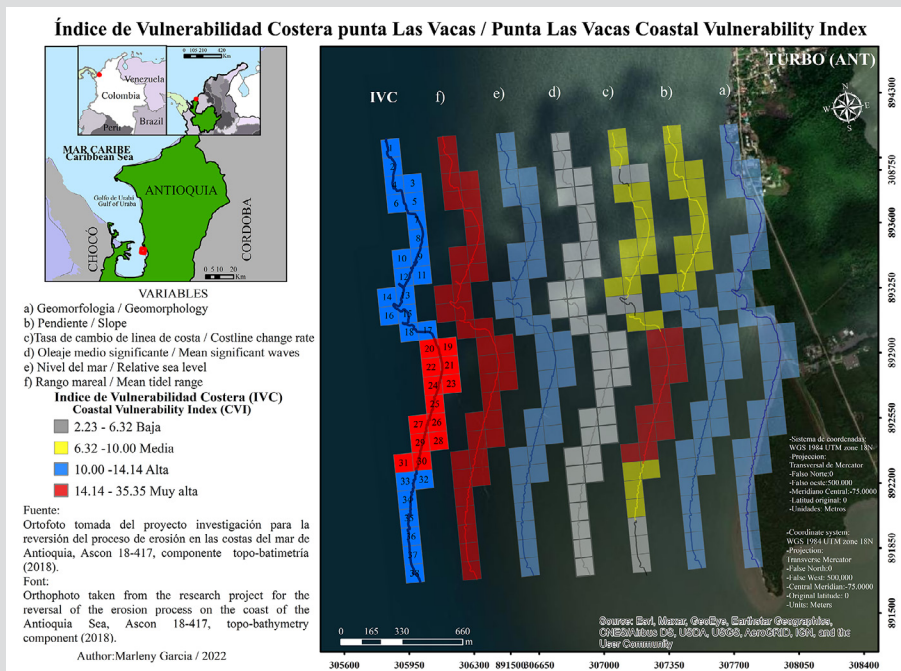


Figura 6. Variables a) Geomorfología b) Pendiente, c) Tasa de cambio de la línea de costa, d) Oleaje significativo medio, e) Tasa de cambio del nivel relativo del mar, f) Rango marea medio y por último, a la izquierda, valor del IVC para la línea de costa de punta Las Vacas.

Figure 6. Variables: a) geomorphology, b) slope, c) coastline change rate, d) mean significant waves, e) relative sea level change rate, f) mean tidal range, and, finally, the CVI value for the coastline of Punta Las Vacas (left).

DISCUSIÓN

Los trabajos realizados con IVC contemplan diferentes números de variables, Gornitz (1991, 1994), quien es una de las pioneras del índice, contempla el uso de siete a trece variables en la costa oriental de EE. UU., Shaw *et al.* (1998) tienen en cuenta en su trabajo para las costas de Canadá siete variables, mientras Nageswara *et al.* (2008) para las de la India sólo consideró la importancia de cinco variables. Por su parte, Ojeda *et al.* (2009) incluyeron seis variables para las costas de España. Es importante analizar que variables son relevantes para cada zona costera, de acuerdo con la dinámica de la misma, si bien, como muestran estos estudios previos, el número de variables también depende de la cantidad de información disponible.

En este trabajo se analizó un total de 8 km de línea de costa. Los valores del IVC se encontraron entre 7,07 y 28,86. El 80 % se encuentra en situación de alta vulnerabilidad, en su mayoría sectores costeros bajos cercanos a desembocaduras de ríos, caracterizados por presencia de manglares, costas erosivas con ritmos de retroceso altos, con similitudes a las encontradas en lugares como Mar Chiquita en Argentina (Fernández *et al.*, 2018) o Cartagena de Indias en Colombia, con un litoral muy vulnerable asociado principalmente al retroceso costero y ocupación antropogénica (Rangel y Posada, 2013). Es posible que algunas zonas de alta vulnerabilidad podrían estar asociadas a impactos negativos de obras de protección costera mal implementadas.

Los manglares ubicados en las áreas de estudio se encuentran asociados a pequeños ríos, quebradas o depresiones costeras. Dichos manglares están amenazados por la progresiva erosión costera e inclusive se predice que en gran parte del litoral antioqueño desaparecerán las áreas pequeñas de manglar ubicadas en localidades con déficit de aporte de sedimentos (Blanco-Libreros, 2016).

Las condiciones de erosión a lo largo de la mayor parte del litoral antioqueño, así como su alta vulnerabilidad debido a factores como el ascenso del nivel del mar, han sido documentadas ampliamente en artículos y comunicados de prensa, publicaciones de Corpourabá-Universidad Nacional de Colombia y numerosos estudios académicos (Corpourabá-Universidad Nacional de Colombia, 1998; Invemar, 2003, 2007; Correa y Vernet, 2004; Correa *et al.*, 2005; Posada y Henao, 2008; Torres-Parra *et al.*, 2008; Rangel y Anfuso, 2009; Prussmann, 2011; Paniagua, 2013; Rangel *et al.*, 2015; Correa y Paniagua, 2016). El ascenso del nivel del mar en las zonas estudiadas puede llegar hasta 3,93 mm/año

DISSCUSSION

Studies carried out with the CVI contemplate different numbers of variables. Gornitz (1991, 1994), one of the pioneers of the index, contemplates the use of seven to thirteen variables in the eastern coast of the United States. In their work on the coasts of Canada, Shaw *et al.* (1998) consider seven variables, whereas Nageswara *et al.* (2008) considered the importance of only five variables for the coasts of India. On their part, Ojeda *et al.* (2009) included six variables for the coasts of Spain. It is important to analyze which variables are relevant for each coastal zone according to its dynamics, even though, as shown by these previous studies, the number of variables also depends on the amount of available information.

This work analyzed a total of 8 km of coastline. The IVC values were found to be between 7.07 and 28.86. 80 % currently have a high vulnerability, mostly low coastal sectors near river mouths, which are characterized by the presence of mangroves, erosive coasts with high recession rates, with similarities found with places such as Mar Chiquita in Argentina (Fernández *et al.*, 2018) or Cartagena de Indias in Colombia, with a very vulnerable littoral, which is mainly associated with coastal recession and anthropogenic occupation (Rangel and Posada, 2013). It is possible that some high-vulnerability zones are associated with the negative impact of badly implemented coastal protection works.

The mangroves located in the study areas are associated with small rivers, streams, or coastal depressions. Said mangroves are threatened by progressive coastal erosion and, and it is even predicted that, in a great portion of the Antioquia littoral, small mangrove areas located in places with a sediment contribution deficit will disappear (Blanco-Libreros, 2016).

Erosion conditions along most of the Antioquia littoral, as well as the high vulnerability due to factors such as the sea level rise, have been broadly documented in articles and press statements. This includes publications by Corpourabá-Universidad Nacional de Colombia and numerous academic studies (Corpourabá-Universidad Nacional de Colombia, 1998; Invemar, 2003, 2007; Correa and Vernet, 2004; Correa *et al.*, 2005; Posada and Henao, 2008; Torres-Parra *et al.*, 2008; Rangel and Anfuso, 2009; Prussmann, 2011; Paniagua, 2013; Rangel *et al.*, 2015; Correa and Paniagua, 2016). The sea level rise in the study areas can reach 3,93 mm/year (Corpourabá, 2019). These values are low in comparison, for example, with cities such as Cartagena,

(Corpourabá, 2019); valores bajos comparados por ejemplo con ciudades como Cartagena donde los niveles van desde $5,3 \pm 1,3$ mm/año (Torres- Parra, 2008), o el Golfo de México, que van desde $1,8 \pm 9,2$ mm/año (Zavala *et al.*, 2011). Uno de los pocos trabajos puntuales sobre la variación del nivel medio del mar en el área de estudio registra un aumento para el período 2011-2015 de $\sim 19,4$ mm/año (Londoño y Murillo, 2018). Sin embargo, los impactos no son iguales en todas las costas, debido a que existen diferentes procesos tales como hundimientos naturales, aportes de sedimentos, alta presión humana, zonas protegidas con infraestructura costeras como geotubos, escolleras y espigones. En el caso particular del sur del Caribe, se reporta un hundimiento del terreno del orden de 4 mm/año en las terrazas costeras, debido a la sedimentación y tectónica compresiva (Blanco-Libreros, 2016). Otras opiniones con respecto a la cuenca del mar Caribe concluyen que parece dominado por subcuencas y procesos locales y por lo tanto, las estimaciones mundiales e incluso regionales no son suficientes para proporcionar una guía de planificación y protección costera ni para la estimación de la vulnerabilidad costera ante el cambio del nivel del mar (Torres-Parra y Tsimplis, 2013).

Ninguno de los sitios estudiados obtuvo baja vulnerabilidad, debido a las altas tasas de erosión en las últimas décadas, las cuales también pueden ser un indicativo del ascenso del nivel del mar en esta zona. Si dicho ascenso continúa hasta alcanzar ~ 65 cm en 2100 (Nerem *et al.*, 2018), es probable que las costas aquí analizadas se erosionen drásticamente.

Por otro lado, los retrocesos de la línea de costa en el área estudiada varían entre 4 y 9,8 m/año, valores similares a los 2,5 a 11 m/año obtenidos en la costa de Tabasco, México (Hernández *et al.*, 2008). Caleta Portales, Chile, registró un retroceso de 12,6 m entre 2004 y 2016, provocado por un ligero cambio costero (Martínez *et al.*, 2018). Las desembocaduras de los ríos en el caso de río Hobo y Zapata muestran una vulnerabilidad muy alta; los ecosistemas presentes en dichas desembocaduras ya han sido nombrados como vulnerables al aumento del nivel del mar (Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático, 2001).

La composición geomorfológica de la región, descrita por Correa y Vernet (2004), indica que Volcán de Lodo, río Hobo y Zapata forman parte de un sistema de “costa abierta” y su morfología es dominada por terrazas marinas emergidas. Por el contrario, punta Las Vacas forma parte de un sector de costa “semiprottegida”, dominada por terrazas marinas bajas interrumpidas por las playas, cordones de playa y espigas.

where the levels start at 5.3 ± 1.3 mm/year (Torres- Parra, 2008), or with the Gulf of Mexico, where these values start at 1.8 ± 9.2 mm/year (Zavala *et al.*, 2011). One of the only works that specifically dealt with the variation in the mean sea level in the study area reports an increase of ~ 19.4 mm/year for the period between 2011 and 2015 (Londoño and Murillo, 2018). However, the impacts are not the same in all coasts, given that there are different processes such as natural subsidence, sediment contributions, high human pressure, and protected zones with coastal infrastructures such as geotubes, breakwaters, and jetties. In the particular case of the southern Caribbean, a land subsidence in the order of 4 mm/year is reported in the coastal terraces, which is due to sedimentation and compressive tectonics (Blanco-Libreros, 2016). Other opinions with regard to the Caribbean Sea basin conclude that it seems to be dominated by subbasins and local processes, and, therefore, global and even regional estimations are not sufficient for providing planning and coastal protection guidelines or for estimating the coastal vulnerability in light of the sea level change (Torres-Parra and Tsimplis, 2013).

None of the studied sites obtained a low vulnerability given the high erosion rates of the last decades, which may also be an indicator of the sea level rise in this area. If said rise continues until it reaches ~ 65 cm in 2100 (Nerem *et al.*, 2018), it is likely that the herein analyzed coasts will be drastically eroded.

On the other hand, the coastline recessions in the studied area vary between 4 and 9.8 m/year. These values are similar to the 2.5-11 m/year obtained for the coast of Tabasco, Mexico (Hernández *et al.*, 2008). Caleta Portales, Chile, recorded a 12.6 m recession between 2004 and 2016, which was caused by a slight coastal change (Martínez *et al.*, 2018). In the case of Hobo River and Zapata, the river mouths show a very high vulnerability; the ecosystems of said river mouths have already been found to be vulnerable to the sea level rise (Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático, 2001).

The geomorphological composition of the region, as described by Correa and Vernet (2004), indicates that Volcán de Lodo, Hobo River, and Zapata are part of an “open coast” system and that their morphology is dominated by emerged marine terraces. On the contrary, Punta Las Vacas is part of a “semi-protected” coast sector, which is dominated by low marine terraces that are interrupted by beaches, beach strands, and spits.

Registros históricos en Volcán de Lodo relatan problemas erosivos desde la década de 1960, con la desaparición cercana de la península punta Rey, desencadenando una secuencia de procesos erosivos que alcanzaron tasas de erosión desde 7 a 40 m/año y retrocesos de la línea de costa del orden de los 50 a 100 m (Correa y Vernet, 2004). La erosión en este sector está influenciada por dos factores principalmente. El primero es el efecto de los vientos alisios, que llegan a la región en la época seca, provocando un fuerte oleaje que erosiona la zona y se evidencia en la formación de cárcavas y bahías; Toro *et al.* (2019) sugieren que la dirección e intensidad del viento en diferentes épocas climáticas del año modulan la circulación en las zonas estudiadas, siendo más significativas las variaciones de la circulación a nivel espacial, y establecen que las condiciones del oleaje se deben analizar en tres zonas dentro del golfo de Urabá: norte, centro y sur, debido a las particulares de cada una.

El otro proceso erosivo corresponde a la acción de las aguas de escorrentía y aguas subterráneas, generando un lavado del material sedimentario y en ocasiones hundimiento del terreno y deslizamientos de masa por reptación; particularmente en verano, al estar compuesto principalmente por arcillas expansivas, los terrenos se contraen por el calor intenso, abriendo grietas por la evaporación del agua, mientras que en invierno se expanden precisamente por las lluvias se infiltran por las grietas a la vez que empeoran el terreno, ocasionando una pérdida considerable de sedimentos (Serna, 2020). Estos retrocesos han ocasionado pérdidas de viviendas, cultivos y sectores turísticos, impactando la economía de los pobladores. La actual preocupación y más urgente es la del Volcán de Lodo, el cual se encuentra en un talud con altos procesos erosivos por acción del oleaje y escorrentía, el DAPARD ha tomado acciones en 2020 con la construcción de tres tómbolos, con los cuales se pretende mitigar el impacto erosivo en este sector y fortalecer su actividad turística.

Por su parte, en punta Las Vacas, su estado de vulnerabilidad se corresponde con ser el lugar que registra mayor erosión costera. Las velocidades de erosión desde 1940 se relacionan directamente con el desarrollo al norte de la espiga del delta del río Turbo, cuya desembocadura al interior de la bahía de Turbo fue desviada artificialmente en 1954. Este proceso erosivo se intensificó gradualmente hasta afectar a la totalidad de las playas y generar retrocesos de la línea de costa estimados en alrededor de 70 m en algunos sectores (Correa y Vernet, 2004; Correa *et al.*, 2005), mientras se producía una intensa aggradación en el nuevo lóbulo de desembocadura del delta (Alcántara-Carrió *et al.*, 2019).

Historical records of Volcán de Lodo report erosive problems since the 1960s, with the near disappearance of the Punta Rey peninsula, thus unfolding a sequence of erosive processes that reached erosion rates from 7 to 40 m/year and coastline recessions in the order of 50-100 m (Correa and Vernet, 2004). Erosion in this sector is influenced by two main factors. The first is the effect of the trade winds arriving to the region during the dry season, thus causing strong waves that erode the area, which are evidenced by the formation of gullies and bays. Toro *et al.* (2019) suggest that the direction and intensity of the wind in different climate epochs of the year modulate circulation in the studied areas, where variations in circulation at a spatial level are more significant. The authors state that the wave conditions should be analyzed in three zones within the Gulf of Urabá: north, center, and south (in light of the particularities of each one).

The other erosive process corresponds to the action of runoff and underground waters, which generate a sediment material wash and, at times, land subsidence and creeping mass slides. This happens particularly during the summer; as they are mainly composed of expansive clays, the soils contract due to intense heat, causing cracks due to water evaporation. On the other hand, during winter, they expand precisely because of the rains infiltrating the cracks as they worsen the terrain, which generates a considerable loss of sediments (Serna, 2020). These recessions have caused the loss of households, crops, and touristic sectors, thus affecting the inhabitants' economy. The current and most dire concern is that of Volcán de Lodo, which is within a slope with high erosive processes due to wave and runoff activity. The DAPARD took action in 2020 with the construction of three sandbanks, with which it intends to mitigate the erosive impact in this sector as well as to strengthen its touristic activity.

In turn, the vulnerability status of Punta Las Vacas corresponds to the fact that it is the place that reports the highest coastal erosion. Since 1940, its erosion rates are directly related to the development of the spike of the Turbo river delta in the north, whose river mouth within the Turbo bay was artificially diverted in 1954. This erosive process gradually intensified until it affected the entirety of the beaches and generated coastline recessions estimated to be around 70 m in some sectors (Correa and Vernet, 2004; Correa *et al.*, 2005) while an intense aggrading at the new lobe of the delta outlet took place (Alcántara-Carrió *et al.*, 2019).

Debido a la presencia de deltas en los sitios estudiados, se recomienda que para el análisis de la variable pendiente se realicen mediciones en diferentes épocas, en vista de que estos pueden influir significativamente en el cálculo del estado de la vulnerabilidad. Por último, el golfo de Urabá tiene un régimen micromareal y de tipo semidiurno (Restrepo y Correa, 1994). Los rangos de marea grandes, de forma contraria, disipan la energía del oleaje, limitando la erosión activa a los periodos de marea alta (Gornitz *et al.*, 1994). Por otro lado, Ramos *et al.* (2016), en su estudio de las costas mexicanas de régimen micromareal, considera que esta variable no es influyente dentro del IVC y en cierto modo podría ser omitida o reemplazada por otra.

CONCLUSIONES

Las variables físicas oleaje, ascenso del nivel del mar y rango mareal, tienen poca variabilidad debido a la corta longitud de los tramos de línea de costa estudiados. La variable que incide en menor medida en el índice de vulnerabilidad costera es el oleaje, mientras que el rango mareal y el ascenso del nivel del mar fueron más significativas.

De acuerdo con el IVC, las áreas que presentan una mayor vulnerabilidad son consistentes con las altas tasas de cambio de la línea de costa y desembocaduras de ríos. El 85 % de las líneas de costa incluidas en este estudio tienen vulnerabilidades entre muy altas y altas. Las áreas costeras con niveles de vulnerabilidad media se asocian a obras de protección costera.

La vulnerabilidad del suroccidente del Caribe colombiano ante el incremento del nivel del mar es evidente. Los mapas mostrados en este documento indican dónde se están presentando los cambios físicos en la línea de costa a medida que el nivel del mar continúa aumentando. A futuro, la adaptación de esta metodología con información más continua proporcionará datos más precisos de los impactos proyectados y será la base para entender las modificaciones del litoral y de esa manera planificar estrategias y tomar decisiones en el mediano y largo plazo.

Por tanto, los resultados de vulnerabilidad generados sólo evalúan la “susceptibilidad” ante el aumento del nivel del mar y no la magnitud, ni la probabilidad de ocurrencia del mismo, ni en modo alguno intentan cuantificar daños o costos. Se sugiere continuar con estudios más detallados en esta área para una evaluación de los riesgos e impactos asociados al aumento del nivel del mar.

Given the presence of deltas at the studied sites, it is recommended that measurements be made at different times in order to analyze the slope variable, as they can significantly influence the calculations regarding the vulnerability status. Finally, the Gulf of Urabá has a microtidal, semidiurnal regime (Restrepo and Correa, 1994). On the contrary, major tidal ranges dissipate the wave energy, thus limiting active erosion to high-tide periods (Gornitz *et al.*, 1994). On the other hand, in their study on Mexican coasts with microtidal regimes, Ramos *et al.* (2016) believe that this variable has no influence on the CVI and that it could somehow be omitted or replaced by another one.

CONCLUSIONS

The physical wave activity, sea level rise, and tidal range variables show little variability due to the shortness of the studied coastline sectors. The variable with the least incidence on the coastal vulnerability index is wave activity, whereas the tidal range and the sea level rise were the most significant.

According to the CVI, the areas of higher vulnerability are consistent with the high coastline change rates and the river mouths. 85 % of the coastlines included in this study have high to very high vulnerabilities. The coastal areas with medium vulnerability levels are associated with coastal protection works.

The vulnerability of the southwestern Colombian Caribbean to the sea level rise is evident. The maps shown in this document indicate where the physical changes within the coastline are taking place as the sea level continues to rise. In the future, adapting this methodology with more continuous information shall provide more accurate data on predicted impacts, and it will be the basis for understanding the littoral modifications, so that strategies can be planned and decisions can be made in the medium and long term.

Therefore, the results obtained regarding the vulnerability of these sites only evaluate their “susceptibility” to the sea level rise, not its magnitude or likelihood, and they do not attempt to quantify damages or costs in any way. We suggest proceeding with more detailed studies in this area for an evaluation of the risks and impacts associated with the sea level rise.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo es una contribución al proyecto “Investigación para la reversión del proceso de erosión en las costas del mar de Antioquia” coordinado por la Universidad de Antioquia y la Gobernación de Antioquia.

ACKNOWLEDGEMENTS

This work is a contribution to the project Research for the reversal of the erosion process in the coasts of the Antioquia Sea, coordinated by Universidad de Antioquia and the Governorship of Antioquia.

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Abuodha, P. A. and C. D. Woodroffe. 2010. Assessing vulnerability to sea-level rise using a coastal sensitivity index: a case study from southeast Australia. *J. Coast. Cons.*, 14: 189-205. <https://doi.org/10.1007/s11852-009-0042-2>.
- Alcántara-Carrió, J., A. Caicedo, J. C. Hernández, A. Jaramillo-Vélez and R. P. Manzolli. 2019. Sediment bypassing from the new human-induced lobe to the ancient lobe of the Turbo Delta (Gulf of Urabá, Southern Caribbean Sea). *J. Coast. Res.*, 35:196-209. <https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-17-00221.1>
- Allen, J.C. and P.D. Komar. 2006. Climate controls on US west coast erosion processes. *J. Coast Res.*, 22: 51 –529. <https://doi.org/10.2112/03-0108.1>.
- Aristizábal, O. C., M. J. Betancur y C. I. Vásquez. 1990. Erosión y sedimentación de la línea de costa entre Turbo y Necocli-Golfo de Urabá (Antioquia-Colombia). Tesis Geología, Univ Eafit, Medellín. 119 p.
- Blanco Libreros, J. F. 2016. Cambios globales en los manglares del golfo de Urabá (Colombia): entre la cambiante línea costera y la frontera agropecuaria en expansión. *Actual. Biol.*, 38 (104): 57-70. <http://dx.doi.org/10.17533/udea.acbi.v38n104a06>.
- Boruff, B.J., C. Emrich and S.L. Cutter. 2005. Erosion hazard vulnerability of US coastal counties. *J. Coast Res.*, 932–942.
- Corpourabá. 2019. Variación de nivel del mar en el golfo de Urabá. Inf. técnico, Apartadó (Ant.). 38 p.
- Corpourabá - Universidad EAFIT. 2015. Informe final de actuaciones experimentales en los sectores de zapata y capitanía del puerto. Inf. final, Corpourabá – Univ. EAFIT, Medellín 190 p.
- Corpourabá - Universidad Nacional de Colombia. 1998. Evaluación de zonas de erosión críticas en el litoral Caribe antioqueño. Inf. final, Posgrado Aprovechamiento Recursos Hidráulicos, Medellín, 199 p.
- Correa I.D. and J.P. Paniagua-Arroyave. 2016. The Arboletes-Punta Rey Littoral, Southern Caribbean coast: 55-63. In *Landscapes and Landforms of Colombia*. Springer.
- Correa, I.D. y G. Vernet. 2004. Introducción al problema de la erosión litoral en Urabá (sector Arboletes-Turbo) costa Caribe colombiana. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 33:7-28. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2004.33.0.245>.
- Correa, I.D., J. Alcántara-Carrió and D.A. González. 2005. Historical and recent shore erosion along the Colombian Caribbean coast. *J. Coast. Res.*, 52-57. www.jstor.org/stable/25737404
- Correa, I.D., S. Acosta y G. Bedoya. 2007. Análisis de las causas y monitoreo de la erosión litoral en el Departamento de Córdoba. Corp. Autón. Valles del Sinú y San Jorge (CVS) – Univ. EAFIT, Medellín. 33-128.
- Diez, P.G., G.M.E. Perillo and C.M. Piccolo. 2007. Vulnerability to sea-level rise on the coast of the Buenos Aires Province. *J. Coast. Res.*, 23:119–126. <https://doi.org/10.2112/04-0205.1>
- Dolan, R., B.P. Hayden, P. May and S.K. May. 1980. The reliability of shoreline change measurements from aerial photographs. *Shore and Beach*, 48: 22–29.
- Doukakis, E. 2005. Coastal vulnerability and risk parameters. *Eur Water*, 11: 3–7.
- Escobar, S. 2011. Relevancia de procesos costeros en la hidrodinámica del Golfo de Urabá (Caribe Colombiano). *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 40: 327-346.
- Fernández, J.M., G.R. Bértola y A.M. Campo. 2018. Aplicación del Índice de Vulnerabilidad Costera (CVI) a los barrios costeros del partido de Mar Chiquita, Buenos Aires, Argentina. *Geoacta*, 42 :13-23.
- Gobernación de Antioquia y Universidad de Antioquia. 2018. Informe del componente topobatimétrico. Volcán de Lodos, municipio de Arboletes. Inf. final, Univ. Antioquia, Turbo. 27 p.
- Gornitz, V. 1991. Global coastal hazards from future sea level rise. *Palaeogeogr. Palaeoclimatol. Palaeoecol.*, 89:379 – 398. doi:10.1016/0031-0182(91)90173-O.
- Gornitz, V. and P. Kanciruk. 1989a. Assessment of global coastal hazards from sea level rise Coastal Zone 89, Proc. 6th Symp. Coast. Ocean Manag. /ASCE, 1345-1359.
- Gornitz, V. and P. Kanciruk. 1989b. Assessment of global coastal hazards from sea-level rise. Proceedings of the 6th Symp. Coast. Ocean Manag. Charleston, South Carolina, 1345-1359.
- Gornitz, V. M., R. C. Daniels, T. W. White and K. R. Birdwell. 1994. The development of a coastal risk assessment database: vulnerability to sea-level rise in the US southeast. *J. Coast. Res.*, 327-338. <http://www.jstor.org/stable/25735608>.



- Gutiérrez, B. T., S. J. Williams and E. R. Thieler. 2009. Basic approach for shoreline change projections. Coastal Sensitivity to Sea-Level Rise: A Focus on the MidAtlantic Region. Report US Climate Change Sci. Progr. Subcom. Global Change Res.. US Environ. Protect. Ag., Washington DC, 239-242.
- Hernández Santana, J. R., M. A. Ortiz Pérez, A. P. Méndez Linares, y L. Gama Campillo. 2008. Morfodinámica de la línea de costa del estado de Tabasco, México: tendencias desde la segunda mitad del siglo XX hasta el presente. *Invest. Geogr.*, 65: 7-21.
- Higuaita, M. y R.A. Quintana. 2020. Modulación de las corrientes oceánicas en el golfo de Urabá a partir de la onda de marea. Tesis Oceanogr. Ing Oceanografía, Univ. Antioquia, Turbo. 55 p.
- Invenmar. 2003. Programa holandés de asistencia para estudios en cambio climático: Colombia. definición de la vulnerabilidad de los sistemas bio-geofísicos y socioeconómicos debido a un cambio en el nivel del mar en la zona costera colombiana (Caribe, insular y Pacífico) y medidas para su adaptación. resumen ejecutivo. Rep. Téc., Invenmar, Santa Marta. 103 p.
- IPCC. 2014. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge Univ., Cambridge and New York. 16 p.
- IPCC. 2019. Technical Summary. Spec. Rep. Oc. Cryosph. Changing Climate. 38 p.
- Koroglu, A., R. Ranasinghe, J. A. Jiménez and A. Dastgheib. 2019. Comparison of coastal vulnerability index applications for Barcelona Province. *Oc. Coast. Manag.*, 178 p.
- Londoño, G. y E. Murillo. 2018. Variabilidad espacio-temporal del nivel del mar en la costa del Caribe colombiano. Tesis Ing Oceanogr., Univ. Antioquia, Turbo. 41 p.
- López Royo, M., R. Ranasinghe and J. A. Jiménez. 2016. A rapid, low-cost approach to coastal vulnerability assessment at a national level. *J. Coast. Res.*, 32: 932-945.
- Martínez, C., M. Contreras-López, P. Winckler, H. Hidalgo, E. Godoy and R. Agredano. 2018. Coastal erosion in central Chile: A new hazard?. *Oc. Coast. Manag.*, 156: 141 – 155: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.07.011>
- Montoya, L. J. y M. Toro. 2006. Calibración de un modelo hidrodinámico para el estudio de los patrones de circulación en el golfo de Urabá, Colombia. *Avan. Rec. Hidrául.*, 13: 37-54.
- Nageswara Rao K., P. Subraelu, T. Venkateswara Rao, B. Hema Malini, R. Ratheesh, S. Bhattacharya, A.S. Rajawat and Ajai. 2008. Sea-level rise and coastal vulnerability: an assessment of Andhra Pradesh coast India through remote sensing and GIS. *J. Coast. Conserv.*, 12:195–207. <https://doi.org/10.1007/s11852-009-0042-2>.
- Nerem, R. S., B. D. Beckley, J. T. Fasullo, B. D. Hamlington, D. Masters and G. T. Mitchum. 2018. Climate-change–driven accelerated sea-level rise detected in the altimeter era. *Proc. Nat. Acad. Sci.*, 115: 2022-2025.
- Ojeda, J., J. I. Álvarez, D. Martín y P. Fraile. 2009. El uso de las TIG para el cálculo del índice de vulnerabilidad costera (CVI) ante una potencial subida del nivel del mar en la costa andaluza (España). *GeoFocus. Rev. Internal. Cienc. Tecnol. Inf. Geogr.*, 9: 83-100.
- Özyurt, G. and A. Ergin. 2010. Improving coastal vulnerability assessments to sea-level rise: a new indicator-based methodology for decision makers. *J. Coast. Res.*, 26: 265-273.
- Paniagua Arroyave, J. F. 2013. Migración histórica actualizada y predicción de la posición de la línea de costa en sectores acantilados críticos del litoral antioqueño, considerando escenarios de ascenso del nivel del mar. Tesis Doctoral, Depart. Geol., Univ. EAFIT, Medellín, 88 p.
- PDM (Plan de Desarrollo Municipal). 2008-2011. Alcaldía de Arboletes (Antioquia). Porque el desarrollo es tarea de todos. Informe final, Arboletes. 282 p.
- PDM (Plan de Desarrollo Municipal). 2012-2015. Alcaldía de Arboletes (Antioquia). Unidos por el futuro que queremos. Informe final, Arboletes. 181 p.
- PDM (Plan de Desarrollo Municipal). 2016-2019. Alcaldía de Arboletes (Antioquia). Pensando en grandes acciones para consolidar la paz. Informe final, Arboletes. 205 p.
- Posada, B. y W. Henao. 2008. Diagnóstico de la erosión en la zona costera del Caribe colombiano. Invenmar. Serie Publicaciones Especiales No. 13. Santa Marta. 200 p.
- Prussmann, J. 2011. Nuevos elementos para el manejo integrado de la región de Urabá, costa Caribe colombiana. Base de datos espacial geomorfológica de la franja litoral de los departamentos de Antioquia y Chocó. Tesis maestría, Ciencias Tierra, Dep. Geología Univ. Eafit, Medellín. 91 p.
- Ramos Reyes, R., L. M. Gama Campillo, J. C. Núñez Gómez, R. Sánchez Hernández, H. Hernández Trejo, y O. Ruíz Álvarez. 2016. Adaptación del modelo de vulnerabilidad costera en el litoral tabasqueño ante el cambio climático. *Rev. Mex. Cienc. Agr.*, 7: 2551-2563.
- Rangel-Buitrago, N. G. and G. Anfuso. 2009. Assessment of coastal vulnerability in la Guajira Peninsula, Colombian Caribbean Sea. *J. Coast Res.*, 792-796.
- Rangel-Buitrago, N.G. y B. O. Posada-Posada. 2013. Determinación de la vulnerabilidad y el riesgo costero mediante la aplicación de herramientas SIG y métodos multicriterio en la línea de costa. *Intrópica*, 8: 29-42.
- Rangel-Buitrago, N. G., G. Anfuso and A. T. Williams. 2015. Coastal erosion along the Caribbean coast of Colombia: magnitudes, causes and management. *Oc. Coast. Manag.*, 129-144.

- Restrepo, J. e I.D Correa. 1994. Aspectos generales sobre el estado actual de conocimiento de la franja costera del Pacífico colombiano. Mem. Taller Expertos Estado Conocimiento Lineamientos Estrategia Nacional Biodiversidad Ecosistemas Marinos Costeros, Minca-Magdalena. CCO/ENB/COLCIENCIAS, Santafé de Bogotá, 311 p.
- Serna Urrea, G. 2020. Erosión costera, memorias ilustradas. Save, Arboletes. 140 p.
- Shaw, J., R.B. Taylor, D.L. Forbes, M.H. Ruz and S. Solomon. 1998. Sensitivity of the coasts of Canada to sea-level rise. *Geol. Surv. Can.*, 505: 1–79.
- Thieler, E.R. and E.S. Hammar-Klose. 1999. National assessment of coastal vulnerability to sea level rise: preliminary results for the U.S. USGS Open File Rep., 99–593.
- Thieler, E. R., Williams, S. J. and R. Beavers. 2002. Vulnerability of U. S. National Parks to Sea – Level Rise and Coastal Change. U. S. Geological Survey, Woods Hole, MA, 2.
- Thieler, E.R., E.A. Himmelstoss, J.L. Zichichi and T.L. Miller. 2005. Digital Shoreline Analysis System (DSAS) version 3.0. In: US Geological Survey (Ed.), *An ArcGIS Extension for Calculating Shoreline Change*. USGS, Woods Hole, 33-56.
- Toro, V. G., W. Mosquera, N. Barrientos e Y. Bedoya. 2019. Circulación oceánica del Golfo de Urabá usando campos de viento de alta resolución temporal. *Bol. Cient. CIOH*, 38(2), 26-35.
- Torres, R. R. and M. N. Tsimplis. 2013. Sea-level trends and interannual variability in the Caribbean Sea. *J. Geophys. Res.: Oc.*, 118: 2934-2947.
- Torres-Parra, R. R., L. J. O. Díaz, F. A. Franco y L. M. Rocha. 2008. Comportamiento del nivel del mar en el litoral Caribe colombiano. *Bol. Cient. CIOH*, 26: 8-21.
- Vafeidis, A., R.J. Nicholls, L. McFadden, R. Tol, J. Hinkel, T. Spencer, P. S. Grashoff, G. Boot and R. Klein. 2008. A new global coastal database for impact and vulnerability analysis to sea- level rise. *J. Coast. Res.*, 4: 917-924.
- Vallejo Toro, P.P., L.F.V. Bedoya, I.D. Correa, R.B.F. Gladys, J. Alcántara-Carrió and J.A. Palacio Baena. 2016. Impact of terrestrial mining and intensive agriculture in pollution of estuarine surface sediments: spatial distribution of trace metals in the Gulf of Urabá, Colombia. *Mar. Poll. Bull.*, 111: 311-320.
- Vernette, G., A. Mauffret, C. Bobier, L. Briceno and J. Gayet. 1992. Mud diapirism, fan sedimentation and strike-slip faulting, Caribbean Colombian margin. *Tectonophysics*, 202: 335-349.
- Zavala-Hidalgo, J., R. de Buen Kalman, R. Romero-Centeno, y F. Hernández Maguey, 2011. Tendencias del nivel del mar en las costas mexicanas, p. 315-334. En: A.V. Botello, S. Villanueva-Fragoso, J. Gutiérrez, y J.L. Rojas Galaviz (ed). *Vulnerabilidad de las zonas costeras mexicanas ante el cambio climático (segunda edición)*. Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, unam-icmyl, Universidad Autónoma de Campeche. 754 p.

RECIBIDO/RECEIVED: 22/10/2020

ACEPTADO/ACCEPTED: 16/02/2022



Estructura comunitaria del microfitobentos de la zona costera central de Venezuela

Community structure of microfitobenthos from the central coastal zone of Venezuela

Carlos Pereira^{1*}, Evelyn Zoppi De Roa^{1†}, Edie Montiel¹, Vanessa Hernández¹ y Anyoelis Castillo²
ID 0000-0002-5850-0775 ID 0000-0002-0901-6768 ID 0000-0003-2659-0857 ID 0000-0001-7029-302X

1. Laboratorio de Ecología de Sistemas Acuáticos, Instituto de Zoología y Ecología Tropical, Universidad Central de Venezuela. Caracas, Venezuela. carlosjpereyra2@gmail.com*, edie.montiel@ciens.ucv.ve, vanessahernandezq8@gmail.com
 2. Oficina de Catastro del Municipio Simón Rodríguez. El Tigre, Venezuela. anyoeliscastillo22@gmail.com
- * Autor de correspondencia / Corresponding author:

RESUMEN

El microfitobentos es una comunidad que agrupa a los microorganismos fotosintéticos bentónicos. En Venezuela y el resto de los países del mar Caribe, este grupo ha sido escasamente estudiado, por lo que se desconoce su diversidad. Así, se propuso describir las variaciones espaciales y temporales de su composición y abundancia en la zona costera central de Venezuela. Los muestreos fueron realizados mensualmente desde junio 2014 hasta marzo 2015, en estaciones aleatorias con profundidades inferiores a 20 m. Los datos de riqueza y abundancia fueron procesados mediante pruebas de hipótesis multivariadas (Anosim – SIMPER – nMDS). Se identificaron 327 especies, dominadas por diatomeas y dinoflagelados, sin variaciones espaciales y temporales notables. En términos de abundancia, el grupo más representativo fue el de las diatomeas (68 %), seguido por las cianobacterias (28 %). El microfitobentos presentó una variabilidad temporal en la que se alcanzaron densidades mayores entre julio y agosto, mientras que el resto de los meses presentaron abundancias similares. En términos generales, se obtuvo abundancia estándar de acuerdo con lo encontrado en otras áreas del mundo, con diferencias notables entre el microfitobentos de los sustratos evaluados y una riqueza específica alta que se mantiene constante durante todo el año.

PALABRAS CLAVES: estructura comunitaria, ecología marina, mar Caribe, microalgas.

ABSTRACT

Microphytobenthos is a community that groups benthic photosynthetic microorganisms. In Venezuela and the other countries in the Caribbean Sea, this group has been scarcely studied, so its diversity is unknown. This study aims to describe the spatial and temporal variations of its composition and abundance in the central coastal zone of Venezuela. Samplings were conducted monthly from June 2014 to March 2015, in random stations at depths less than 20 m. Richness and abundance data were processed through multivariate hypothesis tests (Anosim – SIMPER – nMDS). A total of 327 species were identified, with a dominance of diatoms and dinoflagellates, without significant spatial and temporal variations. In terms of abundance, the most representative group was diatoms (68 %), followed by cyanobacteria (28 %). The microphytobenthos presented a temporal variability in which the highest densities were reached between July and August, while the rest of the months presented similar abundances. Thus, standard abundances were obtained in all the samples according to that found in other areas of the world, with notable differences between the microphytobenthos of the evaluated substrates, and a high and constant specific richness throughout the year.

KEY WORDS: community structure, marine ecology, Caribbean Sea, microalgae.

INTRODUCCIÓN

El microfítobentos es un término genérico que agrupa a las microalgas eucariotas, cianobacterias y otros microorganismos fotosintéticos que colonizan el sustrato bentónico (MacIntyre *et al.*, 1996; Dalu *et al.*, 2018). Esta comunidad juega un papel importante en los ecosistemas acuáticos debido a que, con las macroalgas y macrofitas sumergidas, transforman la energía química en biomasa y constituyen la base de las redes tróficas bentónicas (Madigan *et al.*, 1999). De hecho, la producción primaria del microfítobentos representa la mayor fuente de energía disponible para los niveles tróficos más altos que habitan en el fondo, excediendo en muchos casos la del fitoplancton (Blanchard *et al.*, 2001). Adicionalmente, contribuye a la estabilización de los sedimentos, mediante la formación de una biopelícula que es utilizada por los organismos como fuente de energía y mecanismo de transporte, favoreciendo la deposición de sedimentos, disminución de la erosión y protección de microorganismos ante la herbivoría y la acción de bacterias patógenas (Kang *et al.*, 2003; Stal, 2010; Launeau *et al.*, 2018). Asimismo, el estudio de los dinoflagelados, de los cuales se han encontrado un poco menos de 200 especies netamente bentónicas (Hoppenrath *et al.*, 2014), ha ganado interés en los últimos años, debido a sus implicaciones durante las floraciones algales nocivas (Aguilar *et al.*, 2014).

La abundancia y composición del microfítobentos suele variar sustancialmente entre una localidad y otra y estos atributos comunitarios son afectados por variables ambientales y biológicas a diferentes escalas espaciales y temporales (Van der Grinten *et al.*, 2004; Jesus *et al.*, 2006). Espacialmente, una de las particularidades en la distribución de estos organismos es la agregación, donde las comunidades se distribuyen en parches, altamente variables en tamaño y composición, que forman un mosaico a escalas superiores (Spilmont *et al.*, 2011). Temporalmente, ocurren variaciones que pueden ser de interdiarias a anuales (Round, 1971; Pinckney y Zingmark, 1993).

En el mar Caribe, se han realizado pocos estudios sobre la composición del microfítobentos marino con referencias escasas sobre su abundancia, destacándose las investigaciones sobre diatomeas bentónicas de Navarro *et al.* (1989) en la isla de Caja de Muertos en Puerto Rico, López-Fuerte *et al.* (2017, 2019) y Hernández *et al.* (2013) en México y Loza *et al.* (2011) en Cuba. Otras investigaciones están relacionados a dinoflagelados bentónicos que causan floraciones algales nocivas, distinguiéndose las realizadas por Delgado *et al.* (2006) en Cuba, Rodríguez *et al.* (2010),

INTRODUCTION

Microphytobenthos is a generic term that groups eukaryote microalgae, cyanobacteria, and other photosynthetic organisms that colonize the benthic substrate (MacIntyre *et al.*, 1996; Dalu *et al.*, 2018). This community plays an important role in water ecosystems because, together with microalgae and submerged macrophytes, they transform chemical energy into biomass and constitute the basis of benthic trophic networks (Madigan *et al.*, 1999). In fact, the primary production of microphytobenthos represents the major source of available energy for the higher trophic levels that live on the bottom, exceeding that of the phytoplankton in many cases (Blanchard *et al.*, 2001). In addition, it contributes to sediment stabilization through the formation of a biofilm that is used by organisms as an energy source and transport mechanism, favoring sediment depositing, erosion decrease, and microorganism protection from herbivory and the action of pathogenic bacteria (Kang *et al.*, 2003; Stal, 2010; Launeau *et al.*, 2018). Moreover, the study of dinoflagellates, of which just under 200 purely benthic species have been found (Hoppenrath *et al.*, 2014), has gained interest in recent years due to its implications during harmful algal blooms (Aguilar *et al.*, 2014).

The abundance and composition of microphytobenthos vary substantially between locations, and these community attributes are affected by environmental and biological variables at different spatial and temporal scales (Van der Grinten *et al.*, 2004; Jesus *et al.*, 2006). Aggregation is a spatial feature of the distribution of these organisms, where communities are distributed into patches of highly variable size and composition, forming a mosaic at higher scales (Spilmont *et al.*, 2011). Temporarily, there are variations that may range between inter-daily and annual (Round, 1971; Pinckney and Zingmark, 1993).

In the Caribbean Sea, few studies about the composition of the marine microphytobenthos have been conducted, with scarce references to its abundance; the studies on the benthic diatoms by Navarro *et al.* (1989) in the island Caja de Muertos in Puerto Rico, López-Fuerte *et al.* (2017, 2019) and Hernández *et al.* (2013) in México, and Loza *et al.* (2011) in Cuba are highlighted. Other studies are related to benthic dinoflagellates that cause harmful algae blooms, among which those conducted by Delgado *et al.* (2006) in Cuba, Rodríguez *et al.* (2010), Quintana and Mercado-Gómez (2014), Arbeláez *et al.* (2017) in Colombia, and Almazán-Becerril *et al.* (2012) in México stand out. In Venezuela, four studies stand out regarding

Quintana y Mercado-Gómez (2014), Arbeláez *et al.* (2017) en Colombia y Almazán-Becerril *et al.* (2012) en México. En Venezuela, destacan cuatro estudios sobre los dinoflagelados epifitos presentes en las praderas de *Thalassia testudinum* en las costas nororientales del país (Valerio y Díaz-Ramos; 2007, 2008) y los dinoflagelados bentónicos en diferentes sustratos en el golfo de Cariaco (Navarro-Vargas *et al.*, 2014) y la isla de Margarita (Marchán-Álvarez *et al.*, 2017), sin embargo, la diversidad de microalgas bentónicas y su densidad, así como sus variaciones espaciales y temporales son poco conocidas.

Por estas razones, se planteó describir las variaciones espaciales y temporales de la composición y abundancia del microfítobentos y sus relacionadas con las variables ambientales en la zona costera entre las localidades Chirimena y Puerto Francés, estado Miranda, Venezuela, como contribución al conocimiento de la diversidad biológica, considerando la relevancia de esta comunidad para el ecosistema marino.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio se encuentra en la región continental centro-norte de Venezuela y comprende desde las poblaciones de Chirimena hasta Puerto Francés, estado Miranda (Figura 1). Es un área heterogénea con costas profundas y someras con la influencia de quebradas y ríos, tales como el Tuy y la laguna

epiphytic dinoflagellates present in the *Thalassia testudinum* prairies in the country's north-western coasts (Valerio and Díaz-Ramos; 2007, 2008) and benthic dinoflagellates in different substrates in the Cariaco Gulf (Navarro-Vargas *et al.*, 2014) and Margarita Island (Marchán-Álvarez *et al.*, 2017). However, the diversity of benthic microalgae and their density, as well as their spatial and temporal variations, are little known.

For these reasons, a description of the spatial and temporal variations of the composition and abundance of microphytobenthos was considered, as well as those related to the environmental variables in the coastal area between the locations Chirimena and Puerto Francés, Miranda State, Venezuela, as a contribution to the knowledge on biological diversity, considering the relevance of this community for the marine ecosystem.

MATERIALS AND METHODS

Study area

The study area is located in the central-northern continental region of Venezuela and covers the villages from Chirimena until Puerto Francés, in Miranda State (Figure 1). It is a heterogeneous area with deep and shallow coasts, influenced by streams and rivers such as the Tuy and the coastal lagoon of Tacarigua (Herrera and Bone,

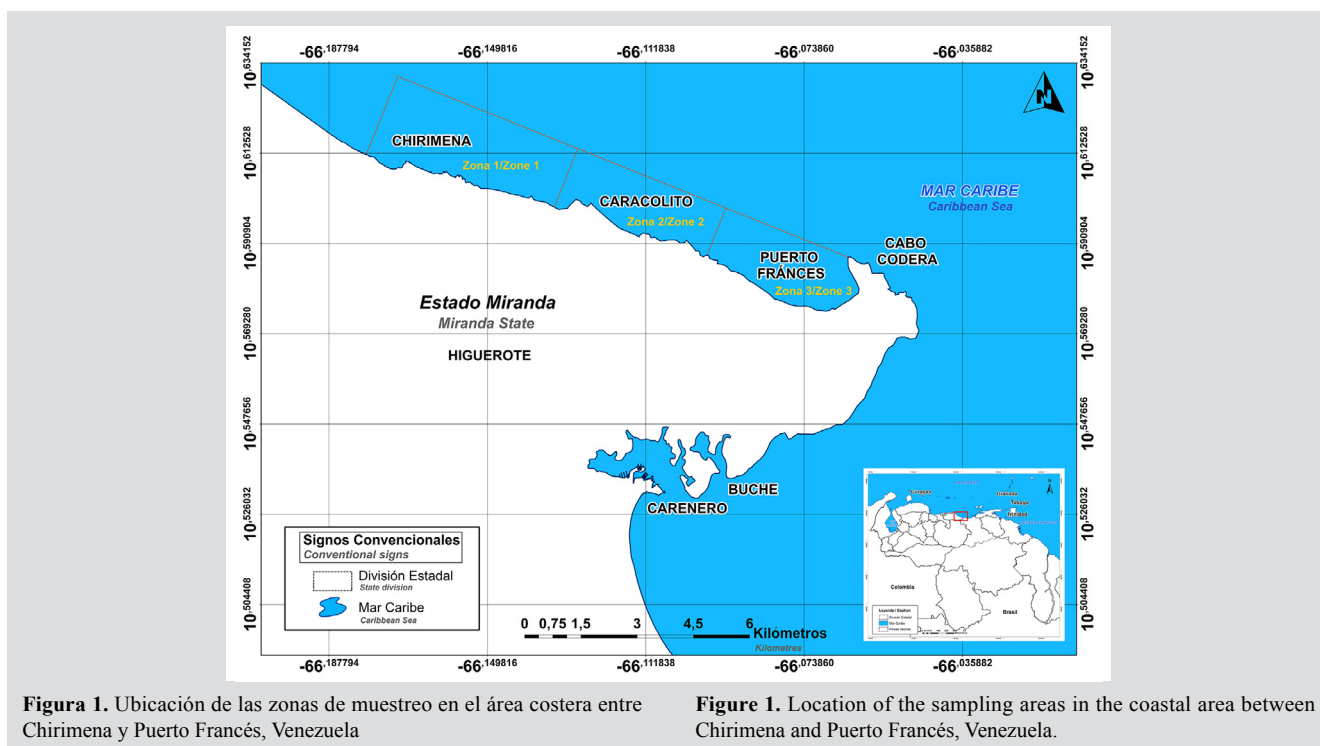


Figura 1. Ubicación de las zonas de muestreo en el área costera entre Chirimena y Puerto Francés, Venezuela

Figure 1. Location of the sampling areas in the coastal area between Chirimena and Puerto Francés, Venezuela.

costera de Tacarigua (Herrera y Bone, 2011). Fisiográficamente, esta zona se asienta en las estribaciones finales de la cordillera de la Costa y se caracteriza por la presencia de numerosas ensenadas formadoras de playas. Los vientos predominantes son los alisios del norte (dirección NE-SO) y la temperatura media en el agua es de 26 °C (Solé y Vera, 1997; Crespo *et al.*, 2020).

La región se caracteriza por un clima tropical con verano seco (As), de acuerdo con la clasificación climática de Köppen, con una temperatura media de 29 °C y precipitación anual de 1327 mm, con la precipitación mayor en noviembre (Crespo *et al.*, 2020). En cuanto a las corrientes marinas, el área presenta un patrón diferencial debido al accidente topográfico de Cabo Codera, pero en general, el patrón de corrientes es en dirección oriente-occidente (Pereira *et al.*, 2020).

Muestreo

Las muestras para cada uno de los tratamientos fueron recolectadas a partir de un diseño por conglomerado bietápico y polietápico con submuestras. El área de estudio fue dividida en tres zonas separadas entre sí por áreas extensas con fondos arenosos. La primera zona Chirimena (10° 36' 42" N y 66° 10' 37,15" W - 10° 36' 01,3" N y 66° 08' 08,3" W), la segunda Caracolito (10° 35' 30,7" N y 66° 06' 06,7" W), la cual limita con la primera zona, y Puerto Francés (10° 34' 52" N y 66° 03' 40,8" W) que limita con Caracolito (Figura 1).

Se realizaron muestreos mensuales desde junio 2014 hasta marzo 2015. Para la aleatorización de las estaciones de muestreo, se establecieron tres criterios; el primero fue la elaboración de una rejilla con cinco filas y cinco columnas en cada zona; cada celda contó con una dimensión de 50 m de largo en dirección hacia el mar y 870 m a lo largo de la costa. El segundo criterio fue el establecimiento de tres bloques horarios (mañana: 8:00-11:00, mediodía: 11:00-14:00 y tarde: 14:00-18:00) y el tercero, fue el tipo de fondo con los niveles: arenoso y rocoso. En cada zona, se seleccionaron cuatro muestras al azar y para toda el área de estudio, se incluyeron cuatro muestras en cada bloque horario.

Las muestras de microfitorbentos se obtuvieron usando una cuadrata de 0,25 m² dividida en 25 cuadros del mismo tamaño. Una vez en el punto de muestreo, se tomaron tres muestras aleatorias dentro de la misma, usando un muestreador cilíndrico de 5 cm de diámetro, el cual fue enterrado a 1 cm en el sustrato arenoso y por succión, se obtuvo la capa del sustrato y los organismos. En el caso del sustrato rocoso, se realizaron movimientos circulares con el nucleador para raspar la capa superficial que cubre la roca, rápidamente se tapó por ambos

2011). Physiographically, this area is in the final foothills of the Coastal Mountain Range and is characterized by the presence of many beach-forming inlets. The main winds are the northern trade winds (direction NE-SW), and the mean water temperature is 26 °C (Solé and Vera, 1997; Crespo *et al.*, 2020).

This area is characterized by a tropical climate with dry summer (As), according to the Köppen climatic classification, with a mean temperature of 29 °C and an annual rainfall of 1327 mm, with the highest precipitations in November (Crespo *et al.*, 2020). Regarding marine currents, the area presents a different pattern due to the topographic feature of Cabo Codera, but, in general, the current pattern goes in the east-west direction (Pereira *et al.*, 2020).

Sampling

The samples for each treatment were collected based on a two-stage and multistage cluster design with sub-samples. The study area was divided into three zones separated from each other by large areas with sandy bottoms. The first zone is Chirimena (10° 36' 42" N and 66° 10' 37.15" W - 10° 36' 01.3" N and 66° 08' 08.3" W); the second one Caracolito (10° 35' 30.7" N and 66° 06' 06.7" W), which borders the first zone; and Puerto Francés (10° 34' 52" N and 66° 03' 40.8" W) which borders Caracolito (Figure 1).

Monthly sampling was performed from June 2014 to March 2015. To randomize the sampling stations, three criteria were established. The first one was making a grid with five rows and five columns in each zone; the dimension of each cell was 50 m long towards the sea and 870 m along the coast. The second criterion was establishing three blocks of time (morning: 8:00-11:00, noon: 11:00-14:00, and afternoon: 14:00-18:00). Moreover, the third one was the bottom type with the levels: sandy and rocky. Four samples were randomly collected from each zone, and four samples in each time block were included for the whole study area.

Microphytobenthos samples were obtained using a 0.25 m² square divided into 25 equal-size squares. Once at the sampling place, three random samples were taken using a 5 cm-diameter cylindrical sampler that was buried at 1 cm in the sandy substrate, and the layer of substrate and organisms was obtained by suction. In the case of the rocky substrate, circular movements were made with the sampler to scratch the superficial layer covering the rock. It was quickly covered on both sides and was transported to the vessel to be fixed with a 5 % v/v neutralized formalin and Lugol solution.



lados y se trasladó a la embarcación para su fijación con una solución de lugol y formalina neutralizada al 5 % v/v.

Se estimaron las variables: temperatura, salinidad (Método 2520 B, American Public Health Association 1998), pH (Método 4500-0 H, American Public Health Association, 1998), oxígeno disuelto (Método 4500-0 G, American Public Health Association, 1998) y los nutrientes: fosfatos, nitritos y nitratos (Strickland y Parsons, 1972). Los datos de precipitaciones fueron suministrados por la estación meteorológica de Petróleos de Venezuela S.A. en Carenero.

Análisis de las muestras en laboratorio

Se extrajeron 50 g de sedimento por muestra y se le agregó agua destilada para separar el microfitobentos por ultrasonido; luego se dejó sedimentar durante cuatro horas para separar las microalgas y cianobacterias de las partículas de sedimento. Una fracción de la muestra fue digerida con peróxido de hidrógeno al 33 % v/v a 90 °C, mientras que la otra fracción no pasó por este proceso para evitar la degradación de dinoflagelados, cianobacterias y otros grupos de microalgas, que fueron identificados y cuantificados en este estudio. La fracción digerida fue suspendida en agua de mar filtrada y formalina neutralizada al 5 % v/v. Las microalgas fueron identificadas hasta el nivel taxonómico menor posible y se estimaron sus abundancias por el método de Utermöhl (1958), a partir del análisis de 360 muestras de sedimento, mediante el uso de cámaras de sedimentación y un microscopio invertido Leica®. Las cianobacterias fueron contadas a partir de sus filamentos mientras que las formas eucariotas fueron contadas por células, independientemente si formaban colonias o filamentos. Los análisis de las variables físicas y químicas se realizaron siguiendo las metodologías estandarizadas establecidas en la literatura (Strickland y Parsons, 1972; American Public Health Association, 1998). La ubicación taxonómica se realizó con literatura especializada (Cupp, 1943; Peragallo y Peragallo, 1965; Ferguson, 1968; Saunders y Glenn, 1969; Sournia, 1986; Balech, 1988; Round *et al.*, 1990; Chretiennot-Dinet *et al.*, 1993; Moreno-Ruiz *et al.*, 1996; Tomas, 1996, 1997; Yamaji, 1996; Berárd-Therriault *et al.*, 1999; Witkowski, 2000; Siqueiros-Beltrones y Hernández-Almeida, 2006; Siqueiros-Beltrones y López-Fuerte, 2006; López-Fuerte *et al.*, 2010; Siqueiros-Beltrones *et al.*, 2014; Al-Yamani y Saburova, 2019) y los nombres de las especies fueron verificados en la página web de algaebase.org (Guiry y Guiry, 2021).

Análisis estadístico

Como parte de la caracterización de la comunidad, se realizaron pruebas de hipótesis con los datos de abundancia

The variables estimated were temperature, salinity (Method 2520 B, American Public Health Association 1998), pH (Method 4500-0 H, American Public Health Association, 1998), and dissolved oxygen (4500-0 G, American Public Health Association, 1998). The nutrients were: phosphates, nitrites, and nitrates (Strickland and Parsons, 1972). Rainfall data were provided by the meteorological station of Petróleos de Venezuela S.A. in Carenero.

Sample analysis in the laboratory

50 g of sediment per sample were extracted, and distilled water was added to separate microphytobenthos via ultrasound. Then, it was left for sedimentation for four hours to separate the microalgae and cyanobacteria from the sediment particles. A fraction of the sample was digested with 33 % v/v hydrogen peroxide at 90 °C, while the other fraction did not pass through this process to avoid degradation of dinoflagellates, cyanobacteria, and other groups of microalgae, which were identified and counting in this study. The digested fraction was suspended in filtered seawater and 5 % v/v neutralized formalin. Microalgae were identified to the lowest possible taxonomic level, and their abundance was estimated from the Utermöhl method (1958) based on the analysis of 360 samples of sediment by using sedimentation chambers and a Leica® inverted microscope. Cyanobacteria were counted from their filaments, while the eucaryote forms were counted by cells, irrespective of whether they formed colonies or filaments. Analyses of chemical and physical variables were conducted following the standard methods established in the literature (Strickland and Parsons, 1972; American Public Health Association, 1998). Taxonomic localization was conducted with the specialized literature (Cupp, 1943; Peragallo and Peragallo, 1965; Ferguson, 1968; Saunders and Glenn, 1969; Sournia, 1986; Balech, 1988; Round *et al.*, 1990; Chretiennot-Dinet *et al.*, 1993; Moreno-Ruiz *et al.*, 1996; Tomas, 1996, 1997; Yamaji, 1996; Berárd-Therriault *et al.*, 1999; Witkowski *et al.*, 2000; Siqueiros-Beltrones and Hernández-Almeida, 2006; Siqueiros-Beltrones and López-Fuerte, 2006; López-Fuerte *et al.*, 2010; Siqueiros-Beltrones *et al.*, 2014; Al-Yamani and Saburova, 2019), and the name of each species was verified using the algaebase.org website (Guiry and Guiry, 2021).

Statistical analysis

As part of the characterization of the community, hypothesis tests were conducted with abundance data for each species from a bifactorial model (month and zone)

para cada especie a partir de un modelo bifactorial (mes y zona) sin interacciones, mediante análisis de similaridad (Anosim) con el fin de probar si existía la misma estructura comunitaria durante los 10 meses de muestreo, las tres zonas y los dos tipos de sustratos (H_0). Adicionalmente, se estimó el índice de diversidad de Shannon y la amplitud de nichos para aquellas especies que en su conjunto representaron 95 % de la abundancia (Ignatiades, 1994). En los casos donde se hallaron diferencias significativas con un error tipo I (α) = 0,05, se aplicaron las pruebas *a posteriori* de diferencias menos significativas (DMS). Se aplicó la prueba SIMPER con los datos de abundancia por especies para conocer el porcentaje de similaridad entre grupos de muestras (meses y zonas) y se aplicaron análisis de ordenación de escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) para conocer la distribución de las muestras (Clarke *et al.*, 2014). Para evaluar las relaciones entre las variables biológicas (abundancias de las especies) y abióticas determinadas en este estudio, se empleó el análisis multivariado Bioenv (Clarke *et al.*, 2014). Los análisis estadísticos se realizaron en el programa PAST versión 4.03 (Hammer *et al.*, 2001).

RESULTADOS

Características ambientales de la zona de estudio

Durante el periodo de muestreo, se obtuvo una temperatura media de $26,3 \pm 1,5$ °C, una mínima de 24 °C en julio y enero y una máxima de 28 °C en septiembre y noviembre. El oxígeno disuelto presentó una media de $6,56 \pm 0,59$ mg/L, con diferencias espaciales notables entre junio y octubre. La salinidad mostró una media de $37,64 \pm 2,01$ con valores superiores entre junio y agosto ($39,3 \pm 0,6$) mientras que la más baja se obtuvo en noviembre con una media de $34,2 \pm 3$. El pH mostró una media de $8,1 \pm 0,1$ con un comportamiento muy similar en las tres zonas de muestreo (Tabla 1).

La concentración media de fosfatos fue de $0,25 \pm 0,19$ mg/L, notándose variaciones temporales similares en las tres zonas de muestreo. Las concentraciones menores se detectaron en junio, agosto, septiembre y marzo con 0,18 mg/L y las más altas en julio y diciembre (0,42 mg/L). La concentración media de nitritos fue de $0,009 \pm 0,004$ mg/L con diferencias espaciales no significativas. Temporalmente, se obtuvieron concentraciones constantes entre junio y diciembre ($0,007 \pm 0,001$ mg/L), a partir del cual se duplicó la concentración ($0,015 \pm 0,002$ mg/L) y se mantuvo constante hasta marzo. La concentración media de nitratos fue $1,08 \pm 0,49$ mg/L con máximos en agosto, noviembre y febrero

without interactions, applying Analysis of Similarities (ANOSIM) to prove whether the same community structure existed during the ten months of sampling, the three zones, and the two types of substrates (H_0). In addition, Shannon's diversity index was estimated, and the niche width for those species, which, together, represented 95 % of the abundance (Ignatiades, 1994). In the cases where significant differences were found with a type I error (α) = 0.05, *a posteriori* Least Significant Difference (LSD) tests were applied. The SIMPER test was applied with the per-species abundance data to determine the similarity percentage between sample groups (months and zones), as well as Analysis of Non-metric Multidimensional Scaling (NMDS) to determine sample distribution (Clarke *et al.*, 2014). To evaluate the relations between the biological (species abundance) and abiotic variables determined in this study, the Bioenv multivariate analysis (Clarke *et al.*, 2014) was used. The statistical analyses were carried out in the PAST program version 4.03 (Hammer *et al.*, 2001).

RESULTS

Environmental characteristics of the study area

During the sampling period, a mean temperature of 26.3 ± 1.5 °C was obtained, with a minimum of 24 °C in July and January, and a maximum of 28 °C in September and November. The dissolved oxygen reported a mean of 6.56 ± 0.59 mg/L, with notable spatial differences between June and October. Salinity showed a mean of 37.64 ± 2.01 , with higher values between June and August (39.3 ± 0.6), while the lowest was obtained in November, with a mean of 34.2 ± 3 . The pH showed a mean of 8.1 ± 0.1 , with a similar behavior in the three sampling areas (Table 1).

The mean phosphate concentration was 0.25 ± 0.19 mg/L, with similar temporal variations in the three sampling zones. The lowest concentrations were detected in June, August, September, and March, with 0.18 mg/L, and the highest in July and December (0.42 mg/L). The mean concentration of nitrites was 0.009 ± 0.004 mg/L, with non-significant spatial differences. Constant concentrations were temporarily obtained between June and December (0.007 ± 0.001 mg/L), and then the concentration was duplicated (0.015 ± 0.002 mg/L) and stayed constant until March. The mean concentration of nitrates was 1.08 ± 0.49 mg/L with maxima in August, November, and February (1.53 ± 0.18 mg/L). As for rainfall, the lowest values were obtained in June, July, and from

($1,53 \pm 0,18$ mg/L). En cuanto a las precipitaciones, los valores más bajos se obtuvieron en junio, julio y a partir de enero hasta marzo con acumulados mensuales inferiores a 60 mm y las más altas en agosto, septiembre, octubre y diciembre, alcanzándose 182 mm en septiembre (Tabla 1).

January to March, with monthly total lower than 60 mm, and the highest in August, September, October, and December, reaching 182 mm in September (Table 1).

Tabla 1. Variables ambientales medidas en la zona marina entre Chirimena y Puerto Francés entre junio 2014 y marzo 2015.

Table 1. Environmental variables measured in the marine zone between Chirimena and Puerto Francés between June 2014 and March 2015.

Mes / Month	Temperatura / Temperature (°C)	Salinidad / Salinity (g/kg)	pH	OD (mg/l)	Fosfatos / Phosphates (mg/l)	Nitratos / Nitrates (mg/l)	Nitritos / Nitrites (mg/l)	Precipitación / Rainfall (mm)
Jun / Jun	26.8 ± 0.4	39.5 ± 0.5	8.1 ± 0.1	6.8 ± 0.6	0.17 ± 0.06	0.72 ± 0.21	0.006 ± 0.003	20
Jul / Jul	24.5 ± 0.7	39.8 ± 0.6	8.1 ± 0.0	6.2 ± 0.7	0.36 ± 0.21	0.61 ± 0.22	0.007 ± 0.002	40
Ago / Aug	27.0 ± 0.4	39.9 ± 0.3	8.1 ± 0.0	6.3 ± 0.5	0.16 ± 0.08	0.89 ± 0.48	0.015 ± 0.027	104
Sep / Sep	28.7 ± 0.3	37.7 ± 0.4	8.2 ± 0.1	6.2 ± 0.4	0.18 ± 0.12	1.19 ± 0.29	0.006 ± 0.001	182
Oct / Oct	26.7 ± 0.5	37.3 ± 0.4	8.1 ± 0.1	6.7 ± 0.7	0.15 ± 0.14	1.12 ± 0.31	0.007 ± 0.002	140.3
Nov / Nov	27.7 ± 1.5	34.2 ± 2.9	7.8 ± 0.1	6.5 ± 0.4	0.20 ± 0.14	1.50 ± 1.03	0.007 ± 0.001	47.6
Dic / Dec	27.4 ± 0.5	37.3 ± 0.2	8.2 ± 0.0	7.1 ± 0.3	0.37 ± 0.18	1.13 ± 0.62	0.009 ± 0.003	96.45
Ene / Jan	24.5 ± 0.3	37.2 ± 0.2	8.2 ± 0.1	6.7 ± 0.3	0.48 ± 0.58	1.01 ± 0.37	0.015 ± 0.002	11.5
Feb / Feb	25.4 ± 0.4	37.1 ± 0.1	8.2 ± 0.0	6.5 ± 0.5	0.25 ± 0.26	1.04 ± 0.67	0.015 ± 0.002	3.8
Mar / Mar	25.4 ± 0.5	37.1 ± 0.1	8.1 ± 0.0	6.6 ± 0.3	0.16 ± 0.03	1.58 ± 0.17	0.015 ± 0.002	24.8

Composición taxonómica y abundancia del microfítobentos

El microfítobentos estuvo constituido por 327 especies distribuidas en 241 diatomeas (74 % de las especies identificadas), 64 dinoflagelados, 11 cianobacterias, 7 euglenofitas, 3 clorofitas y 1 ocofita (Tabla 1, Figura 2). Del grupo de las diatomeas, una tercera parte de las especies estuvo presente durante todo el periodo de estudio, siendo algunas de las más importantes desde el punto de vista de su abundancia: *Nitzschia* sp.1, *Navicula pavillardii*, *Amphora angustissima*, *Thalassiosira aestivalis* y varias especies del género *Cocconeis*. Las especies de dinoflagelados más frecuentes fueron: *Prorocentrum norrisianum*, *Ostreopsis siamensis*, *Gyrodinium estuariale* y *Dinophysis acuminata*, las cianobacterias: *Merismopedia* sp. y *Trichodesmium thiebautii* y las euglenofitas: *Eutreptiella gymnastica*, *Notosolenus ostium* y *Petalomonas* sp. Es importante destacar la presencia de especies generadoras de floraciones algales nocivas, tales como *Dinophysis* spp., *Coolia monotis*, *Eutreptiella* sp. y *Ostreopsis* spp. Los órdenes de magnitud de sus abundancias se muestran en el Anexo 1.

Taxonomic composition and abundance of microphytobenthos

The microphytobenthos comprised 327 species distributed into 241 diatoms (74 % of the identified species), 64 dinoflagellates, 11 cyanobacteria, 7 euglenophyta, 3 chlorophyta, and 1 ochrophyta (Table 1, Figure 2). A third part of the species, belonging to the diatom group, was present during the whole study period, with some of them being the most important in terms of abundance: *Nitzschia* sp.1, *Navicula pavillardii*, *Amphora angustissima*, *Thalassiosira aestivalis*, and various species of the genus *Cocconeis*. The most frequent dinoflagellate species were: *Prorocentrum norrisianum*, *Ostreopsis siamensis*, *Gyrodinium estuariale*, and *Dinophysis acuminata*, the cyanobacteria: *Merismopedia* sp. and *Trichodesmium thiebautii*, and the Euglenophyta: *Eutreptiella gymnastica*, *Notosolenus ostium*, and *Petalomonas* sp. It is important to highlight the presence of species generating harmful algae blooms such as *Dinophysis* spp., *Coolia monotis*, *Eutreptiella* sp., and *Ostreopsis* spp. Their abundance orders of magnitude are shown in Appendix 1.

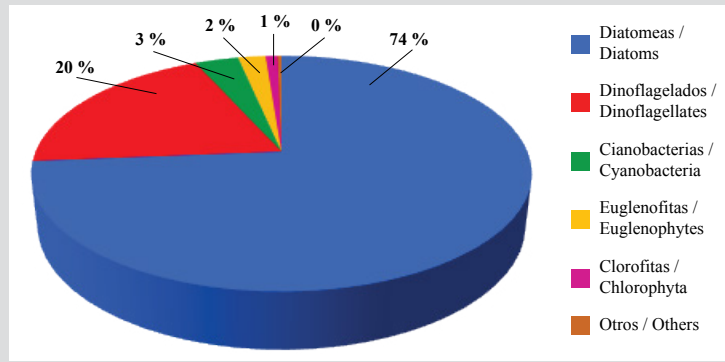


Figura 2. Riqueza porcentual de las especies de microalgas bentónicas de la zona costera entre Chirimena y Puerto Francés, Venezuela.

Figure 2. Percentage richness of the benthic microalgae species in the coastal zone between Chirimena and Puerto Francés, Venezuela.

En general, se evidenció una variación mensual de la riqueza en dos bloques. El primero presentó una riqueza ligeramente más alta desde junio con 203 especies hasta octubre con 216 especies y comenzó a descender, manteniéndose una riqueza constante con una media de 196 especies entre enero y marzo (Figura 3). Esta variación se debe a las fluctuaciones en el grupo de las diatomeas y los dinoflagelados, ya que, a partir de octubre y noviembre cuando se evidenció una disminución importante de la salinidad, hubo un cambio en la composición de especies, tal como se identifica en el Anexo 1. El resto de los grupos presentaron variaciones escasas de la riqueza (Figura 3). El índice de amplitud de nicho para cada especie (Anexo 2), el cual, en este caso se encuentra en el intervalo entre 1 y 120 en función del número de estaciones y meses de muestreo, indica la presencia de 25 especies de las 104 incluidas en el análisis que muestran una amplitud de nicho estrecha (< 20), mientras que sólo 15, entre las que destacan las diatomeas más abundantes, presentan una amplitud de nicho mayor (> 60).

In general, a monthly variation on richness in two blocks was evidenced. The first one showed a slightly higher richness from June, with 203 species, until October, with 216 species, and started to decrease, with richness remaining constant, with a mean of 196 species between January and March (Figure 3). Usually, this variation is due to fluctuations in the diatom and dinoflagellate groups because from October and November, where an important decrease of the salinity is evidenced, there was a change in the composition of species, as seen in Appendix 1. The other groups showed scarce richness variations (Figure 3). The niche amplitude index for each species (Appendix 2), which, in this case, is in the interval between 1 and 120 as a function of the number of stations and sampling months, indicates the presence of 25 species out of the 104 included in the analysis which shows a narrow niche amplitude (< 20), while only 15, where more abundant diatoms stand out, show a greater niche amplitude (> 60).

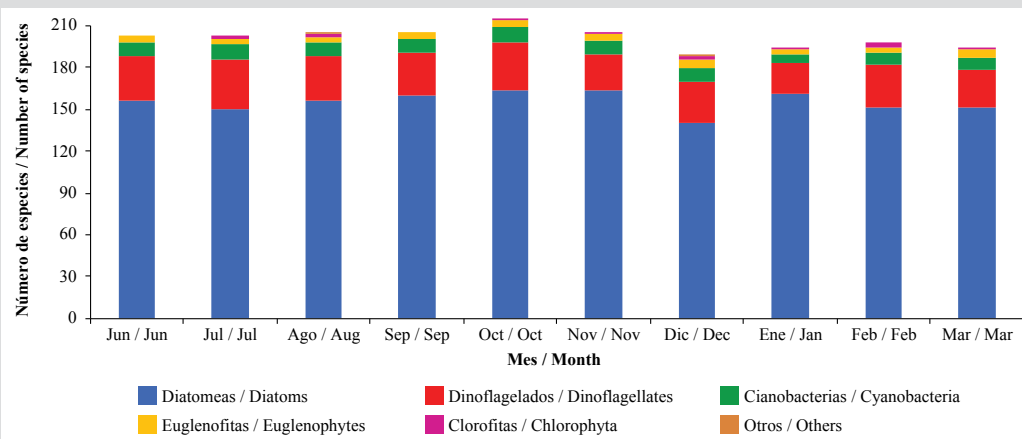


Figura 3. Variación temporal de la riqueza de las microalgas bentónicas de la zona costera entre Chirimena y Puerto Francés entre junio 2014 y marzo 2015.

Figure 3. Temporal variation of the benthic microalgae richness in the coastal zone between Chirimena and Puerto Francés between June 2014 and March 2015.

En cuanto a las zonas establecidas, la 1 presentó una riqueza media de 240 especies sin diferencias considerables entre los sustratos rocosos y arenosos, la zona 2 presentó la más alta con variación mayor entre ambos sustratos, obteniéndose 252 especies en el sustrato arenoso y 237 en el rocoso, mientras que la 3 presentó una riqueza ligeramente más baja con una media de 232 especies. Con respecto a la abundancia, las más altas se obtuvieron en julio y agosto (inicio de la época de precipitaciones) con máximos cercanos a los 10×10^{10} células/m³. A partir de septiembre, se obtuvo una densidad media de $24,53 \pm 3,84 \times 10^9$ células/m³, que indica una estabilidad en la abundancia del microfítobentos incluso en épocas de mayor inestabilidad de los sedimentos, en la que las abundancias registradas variaron más por el tipo de sustrato que por la zona.

Al hacer el análisis por grupos, se observó que, durante los meses evaluados, la abundancia relativa varió en mayor magnitud en las diatomeas y cianobacterias. Esto se debe al aumento de la densidad de cianobacterias en julio y agosto, en la que se alcanzan promedios de $27,56 \times 10^9$ células/m³ y $22,23 \times 10^9$ células/m³, respectivamente, los cuales representan unos incrementos importantes con relación al resto de los meses, los cuales exhiben una media de $4,85 \pm 2,18 \times 10^9$ células/m³. En el caso de las diatomeas, las cuales representaron el grupo más abundante del microfítobentos con una representación de 79 %, se obtuvo una media de $21,42 \pm 10,18 \times 10^9$ células/m³ con valores constantes en la mayoría de los meses, a excepción de agosto en la que se alcanzó una densidad media de $49,33 \times 10^9$ células/m³. El resto de los grupos manifestaron pocas variaciones, con abundancias medias de $7,33 \pm 2,93 \times 10^8$ células/m³ en el caso de los dinoflagelados, $2,31 \pm 1,22 \times 10^8$ células/m³ de euglenofitas y $4,81 \pm 4,33 \times 10^7$ células/m³ de clorofitas (Figura 4).

Regarding the established zones, zone 1 showed a mean richness of 240 species without considerable differences between the rocky and sandy substrates; zone 2 showed the highest one with major variation between both substrates, obtaining 252 species in the sandy substrate and 237 in the rocky one; and zone 3 showed a slightly lower richness with a mean of 232 species. Concerning the abundance, the highest values were obtained in July and August (at the beginning of the rainy season) with maxima close to 10×10^{10} cells/m³. As of September, a mean density of $24.53 \pm 3.84 \times 10^9$ cells/m³ was obtained, which indicates a stability in the abundance of microphytobenthos, even in periods of greater sediment instability, when the recorded abundances varied more with the substrate type than with the zone.

While performing the group analysis, it was observed that the relative abundance varied by a greater magnitude in diatoms and cyanobacteria during the evaluated months. This is due to the increased density of cyanobacteria in July and August, when averages of 27.56×10^9 cells/m³ and 22.23×10^9 cells/m³ were reached, which represent important increases regarding to the other months, showing a mean of $4.85 \pm 2.18 \times 10^9$ cells/m³. In the case of diatoms, which represented the most abundant microphytobenthos group, with 79 %, a mean of $21.42 \pm 10.18 \times 10^9$ cells/m³ was obtained, with constant values in most months, except August, when a mean density of 49.33×10^9 cells/m³ was reached. The other groups showed few variations, with mean abundances of $7.33 \pm 2.93 \times 10^8$ cells/m³ in the case of dinoflagellates, $2.31 \pm 1.22 \times 10^8$ cells/m³ of Euglenophyta, and $4.81 \pm 4.33 \times 10^7$ cells/m³ of Chlorophytes (Figure 4).

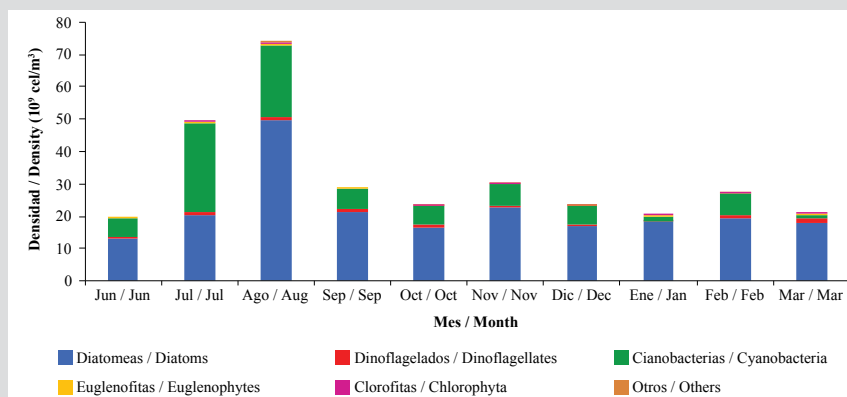


Figura 4. Variación temporal de la abundancia media de los grupos de microalgas bentónicas de la zona costera entre Chirimena y Puerto Francés entre junio 2014 y marzo 2015.

Figure 4. Temporal variation of the means richness of the benthic microalgae groups in the coastal zone between Chirimena and Puerto Francés between June 2014 and March 2015.

Por otra parte, el índice de diversidad biológica mostró valores superiores a 2,5 bits/cél, siendo menor en julio y agosto con valores cercanos a 2,8 bits/cél y superior entre septiembre y marzo con una media de 3,3 bits/cél. En el análisis de similaridad (Anosim), no se encontraron diferencias significativas entre las zonas ($R = 0,13$; $P = 0,006$) pero sí entre los meses ($R = 0,677$; $P = 0,00001$), de los cuales solo en junio, julio y marzo se diferenciaron de los otros meses. La prueba SIMPER indicó que las muestras presentaron similitudes entre 38,7 % en junio y 51,1 % en marzo con fluctuaciones entre los meses. Al comparar, se obtuvo que junio y julio presentaron una similaridad media con el resto de los meses de 35,9 y 37,3 %, respectivamente y entre el resto de los meses, se observaron similaridades un poco mayores que fluctuaron entre 40 y 47 %. Las especies que contribuyeron a estas variaciones en la comunidad fueron las cianobacterias: *Merismopedia* y *Trichodesmium thiebautii* y las diatomeas: *Nitzschia* sp1., *Cocconeis* sp., *Amphora angustissima*, *Opephora pacifica*, *Thalassiothrix longissima* y varias especies del género *Navicula*.

En cuanto a la diferenciación de la comunidad en función del tipo de sustrato, el ANOSIM mostró diferencias significativas ($R = 0,263$; $P = 0,00001$), que se evidencian en el análisis de ordenación de escalamiento multidimensional no métrico (nMDS), donde se puede observar una diferenciación clara entre ambos grupos que sugiere que la comunidad pudiera variar en función del tipo de sustrato (Figura 5). La prueba SIMPER indicó una similaridad entre las muestras del sustrato arenoso del 44,88 % en la que especies como *Nitzschia* sp1., *Amphora angustata*, *Merismopedia* spp., *Cocconeis* sp., *Navicula pavillardii*, *Carinasigma recta*, *Thalassiosira aestivalis*, *Nitzschia frustulum*, *Stauroneis acuta* y *Cocconeis sublittoralis* contribuyeron a 70 % de esta similaridad. En el caso del sustrato rocoso, se obtuvo una similaridad entre las muestras de 43 %, en la que además de las mismas especies mencionadas para el sustrato arenoso, contribuyeron *Paralia sulcata*, *Thalassiothrix longissima*, *Navicula arenicola*, *Nostoc* spp., *Fragilaria capucina* y *Trichodesmium thiebautii*.

Asociación entre las variables ambientales y los componentes del microfitobentos

A partir de la prueba Bioenv, se obtuvo una correlación de Spearman con las siete variables ambientales del 9 %, siendo la temperatura, salinidad y concentración de nitritos las variables más importantes.

On the other hand, the biological diversity index showed values higher than 2.5 bits/cell, being lower in July and August, with values close to 2.8 bits/cell, and higher between September and March, with a mean of 3.3 bits/cell. In the Analysis of Similarities (ANOSIM), no significant differences were found between zones ($R = 0.13$; $P = 0.006$), but significant differences were found between months ($R = 0.677$; $P = 0.00001$), out of which only June, July, and March were different from the others. The SIMPER test indicated that samples showed similitudes between 38.7 % in June and 51.1 % in March, with fluctuations between months. When comparing the two months, June and July showed a mean similarity with the other months of 35.9 and 37.3 %, respectively, and, between the other months, slightly higher similarities were observed, fluctuating between 40 and 47 %. The species that contributed to these variations in the community were Cyanobacteria *Merismopedia* and *Trichodesmium thiebautii*, and diatoms *Nitzschia* sp1., *Cocconeis* sp., *Amphora angustissima*, *Opephora pacifica*, *Thalassiothrix longissimi*, as well as various species of the genus *Navicula*.

Regarding community differentiation as a function of the type of substrate, ANOSIM showed significant differences ($R = 0.263$; $P = 0.00001$), evidenced in the Analysis of Non-metric Multidimensional Scaling (nMDS), where a clear differentiation between both groups could be observed, suggesting that the community could vary as a function of the type of substrate (Figure 5). The SIMPER test indicates a 44.88 % similarity between the samples of the sandy substrate, where species such as *Nitzschia* sp1., *Amphora angustata*, *Merismopedia* spp., *Cocconeis* sp., *Navicula pavillardii*, *Carinasigma recta*, *Thalassiosira aestivalis*, *Nitzschia frustulum*, *Stauroneis acuta*, and *Cocconeis sublittoralis* contributed with 70 %. In the case of the rocky substrate, the similarity between the samples was 43 %. Here, besides the aforementioned species for the sandy substrate, *Paralia sulcata*, *Thalassiothrix longissima*, *Navicula arenicola*, *Nostoc* spp., *Fragilaria capucina*, and *Trichodesmium thiebautii* made their contributions.

Association between the environmental variables and the microphytobenthic components

From the Bioenv test, a Spearman correlation of 9 % was obtained with the seven environmental variables, with temperature, salinity, and nitrites concentration being the most important variables.

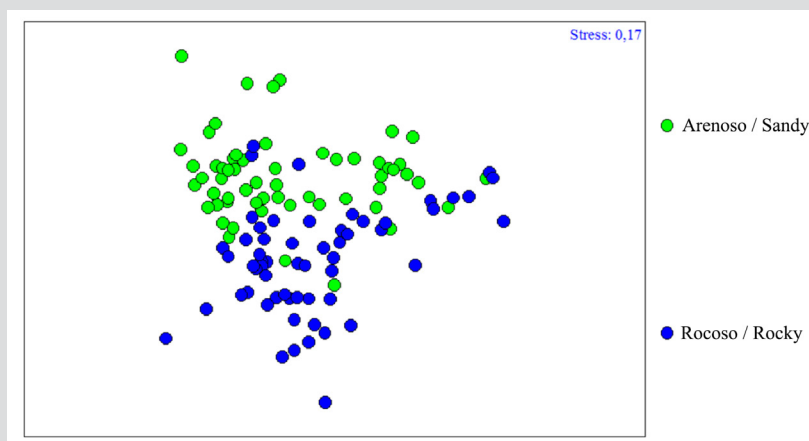


Figura 5. Análisis de ordenación de escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) de la abundancia de microalgas bentónicas en los sustratos arenoso y rocoso de la zona costera entre Chirimena y Puerto Francés entre junio 2014 y marzo 2015.

Figure 5. Analysis of Non-metric Multidimensional Scaling (nMDS) of the abundance of benthic microalgae in the sandy and rocky substrates of the coastal zone between Chirimena and Puerto Francés between June 2014 and March 2015.

DISCUSIÓN

La riqueza de diatomeas fue superior a la estimada en la isla de Caja de Muertos en Puerto Rico (Navarro *et al.*, 1989), el Caribe mexicano (López-Fuerte *et al.*, 2019), el Golfo de México (López-Fuerte *et al.*, 2017) y Baja California Sur (Siqueiros-Beltrones *et al.*, 2014). No obstante, se asemeja a la obtenida por Siqueiros-Beltrones *et al.* (2017) en aguas del Pacífico mexicano. De igual manera, se encontró dominancia de los géneros *Amphora*, *Diplonopsis*, *Cocconeis*, *Nitzschia* y *Navicula*, tanto en términos de riqueza como de abundancia, lo cual parece ser una generalidad en la comunidad microfítobentónica (Navarro *et al.*, 1989; Facca *et al.*, 2002; Patil y Anil 2015; Al-Harbi, 2017; Siqueiros-Beltrones *et al.*, 2017; López-Fuerte *et al.*, 2017, 2019).

En cuanto a los dinoflagelados, los estudios relacionados con praderas de fanerógamas muestran una riqueza de 20 especies en el Caribe colombiano y venezolano (Valerio y Díaz-Ramos, 2007, 2008; Rodríguez *et al.*, 2010; Quintana y Mercado-Gómez, 2014; Arbeláez *et al.*, 2017) en la que solo las especies *Cabra aremorica*, *Coolia malayensis*, *Gambierdiscus caribaeus*, *Prorocentrum belizeanum*, *P. concavum*, *P. emarginatum* y *Sinophysis microcephala* no se encontraron en este estudio. En cuanto a otros sustratos, la riqueza fue superior a la encontrada en un arrecife del Caribe mexicano (Almazan-Becerril *et al.*, 2012) y en varios sustratos en la región oriental de Venezuela (Navarro-Vargas *et al.*, 2014; Marchan-Álvarez *et al.*, 2017) pero cercana a la obtenida en una playa arenosa en Francia (Gómez y Artigas, 2014). No obstante, las especies de dinoflagelados bentónicos identificadas en otros trabajos en las costas de Venezuela fueron halladas en este

DISCUSSION

Diatom richness was higher than that estimated in Caja de Muertos Island in Puerto Rico (Navarro *et al.*, 1989), the Mexican Caribbean (López-Fuerte *et al.*, 2019), the Gulf of Mexico (López-Fuerte *et al.*, 2017), and Baja California Sur (Siqueiros-Beltrones *et al.*, 2014). However, it is similar to that obtained by Siqueiros-Beltrones *et al.* (2017) in waters of the Mexican Pacific. Likewise, a dominance of the genera *Amphora*, *Diplonopsis*, *Cocconeis*, *Nitzschia*, and *Navicula* was found, both in terms of richness and abundance, which seems to be general in the microphytobenthic community (Navarro *et al.*, 1989; Facca *et al.*, 2002; Patil and Anil, 2015; Al-Harbi, 2017; López-Fuerte *et al.*, 2017, 2019; Siqueiros-Beltrones *et al.*, 2017).

Regarding the dinoflagellates, the studies related to phanerogam prairies show a richness of 20 species in the Colombian and Venezuelan Caribbean (Valerio and Díaz-Ramos, 2007, 2008; Rodríguez *et al.*, 2010; Quintana and Mercado-Gómez, 2014; Arbeláez *et al.*, 2017) where only the species *Cabra aremorica*, *Coolia malayensis*, *Gambierdiscus caribaeus*, *Prorocentrum belizeanum*, *P. concavum*, *P. emarginatum*, and *Sinophysis microcephala* were not found. Regarding other substrates, the richness was higher than that found in a reef in the Mexican Caribbean (Almazan-Becerril *et al.*, 2012) and in various substrates in Venezuela's eastern zone (Navarro-Vargas *et al.*, 2014; Marchan-Álvarez *et al.*, 2017), but close to that obtained in a sandy beach in France (Gómez and Artigas, 2014). However, the species of benthic dinoflagellates identified in other works in the Venezuelan coasts were found in this study (Valerio and Díaz-Ramos,

estudio (Valerio y Díaz-Ramos, 2007, 2008; Navarro-Vargas *et al.*, 2014; Marchan-Álvarez *et al.*, 2017).

En líneas generales, el número de especies identificadas en esta investigación indica una complejidad alta de la estructura comunitaria, en las que algunos grupos funcionales están representados por muchas especies, lo cual facilita que la energía se transfiera a través de las vías tróficas. En consecuencia, se tienen interacciones más complejas que tienden a aumentar la estabilidad de la red trófica y, por ende, la capacidad de resiliencia (Sokolowski *et al.*, 2012). De hecho, se conoce la existencia de redes competitivas complejas en el microfitobentos y que la heterogeneidad de hábitats y los micronichos pueden explicar la diversidad en esta comunidad (de Jong y Admiraal, 1984).

Con relación a la abundancia, la variabilidad temporal se mantuvo homogénea, con valores máximos entre julio y agosto por aumentos de las cianobacterias y diatomeas respectivamente, alcanzándose una densidad máxima en el orden de 10^5 células/cm³. Estos valores están en el límite inferior indicado por MacIntyre *et al.* (1996) y Schmidt *et al.* (1998), quienes consideran abundancias medias entre 10^5 células/cm³ y 10^7 células/cm³ en los primeros 10 mm de los sedimentos, llegando a alcanzar en algunos casos 10^9 células/cm³, basados en estudios realizados en EE.UU., Noruega, Países Bajos, España y Dinamarca. Sin embargo, Round (1971) distingue densidades entre 10^3 y 10^4 células/cm³ y Cibic *et al.* (2007) cuantificaron abundancias entre 10^4 y 10^5 células/cm³ en el golfo Trieste, al noreste del mar Adriático, las cuales son similares a las encontradas en este estudio.

Al comparar con otros estudios, se obtuvieron densidades 100 veces menor a la encontrada en la laguna de Venecia en Italia (Facca *et al.*, 2002) y en un humedal salino dominado por cianobacterias en Río de Janeiro (Masuda y Enrich-Prast, 2016). En el caso del mar Caribe, no se pueden hacer comparaciones con otros estudios debido a que los pocos que han calculado la densidad la han relacionado con la biomasa de macroalgas o fanerógamas marinas debido a que ellas proporcionan heterogeneidad de espacio para el asentamiento y colonización de epifitas, aumentando la probabilidad de que haya mayor riqueza y abundancia de microalgas. Sin embargo, se puede comparar con la densidad de dinoflagelados obtenida por Marchan-Álvarez *et al.* (2017), quienes obtuvieron valores 20 veces menores.

Es importante considerar que este muestreo incluye núcleos con una profundidad de 1 cm, lo cual pudiera afectar cuantiosamente las estimaciones, al considerar que la zona

2007, 2008; Navarro-Vargas *et al.*, 2014; Marchan-Álvarez *et al.*, 2017).

In general terms, the number of species identified in this research indicates high complexity in the community structure, where some functional groups are represented by many species. This facilitates energy transfers through trophic pathways. Consequently, there are more complex interactions that tend to increase the stability of the trophic network and therefore the capacity for resilience (Sokolowski *et al.*, 2012). In fact, it is known that the existence of complex competitive networks in microphytobenthos with the heterogeneity of habitat and microniches could explain the diversity of this community (de Jong and Admiraal, 1984).

Regarding abundance, temporal variability remains homogeneous, with maximum values between July and August due to increases in cyanobacteria and diatoms respectively, reaching a maximum density within the range of 10^5 cells/cm³. These values are in the lower limit indicated by MacIntyre *et al.* (1996) and Schmidt *et al.* (1998), who considered mean abundances between 10^5 cells/cm³ and 10^7 cells/cm³ in the first 10 mm of sediment, reaching 10^9 cells/cm³ in some cases, based on studies conducted in the USA, Norway, the Netherlands, Spain, and Denmark. However, Round (1971) distinguishes densities between 10^3 and 10^4 cells/cm³, and Cibic *et al.* (2007) quantified abundances between 10^4 and 10^5 cells/cm³ in the Trieste Gulf, in the north-east of the Adriatic Sea, which are like those found in this study.

In comparison with other studies, densities were obtained which were 100 times lower than those found in Venice Lagoon in Italy (Facca *et al.*, 2002) and in a saline wetland dominated by cyanobacteria in Rio de Janeiro, Brazil (Masuda and Enrich-Prast, 2016). In the case of the Caribbean Sea, comparisons cannot be made with other studies, since the few that calculated density associated it with macroalgae or marine phanerogam biomass, as they provide heterogeneity of space for the settlement and colonization of Epiphytes, growing the probability of increased microalgae richness and abundance. However, said density can be compared to that of dinoflagellates obtained by Marchan-Álvarez *et al.* (2017), which was 20 times lower.

It is important to consider that this sampling includes nuclei of 1 cm depth, which could substantially affect the estimations, considering that the photic zone of sediments is around 2 mm. Although, in sandy sediments, microalgae can reach 16 cm of depth, but with an important decrease in density from the first 5 mm (Joint, 1978).

fónica de los sedimentos está por el orden de 2 mm. Aunque, en los sedimentos arenosos, las microalgas pueden alcanzar 16 cm de profundidad, pero con una disminución importante de su densidad a partir de los primeros 5 mm (Joint, 1978).

En cuanto a la relación de esta comunidad con las condiciones ambientales, las tendencias climáticas a nivel global y regional incluyen cambios de temperatura, nivel del mar, amplitud de la marea, precipitaciones, aportes de los ríos, turbidez y frecuencia e intensidad de tormentas, los cuales son factores con efectos potenciales sobre la biomasa y la producción primaria microfítobentónica a largo plazo (van der Wal *et al.*, 2010). A pesar de esto, muchos estudios evidencian la importancia de factores a nivel local, sugiriendo que la composición taxonómica del microfítobentos es el resultado de una interacción compleja de factores tanto biológicos como ambientales; que incluyen la luz, salinidad, nutrientes, herbivoría y tipo de sedimento (Van der Grinten *et al.*, 2004; Jesus *et al.*, 2006).

En la costa central de Venezuela, la temperatura suele ser estable y los nutrientes están disponibles durante todo el año, por lo que la inestabilidad del sedimento en época de surgencia y la disminución de la penetración de la luz por la carga sedimentaria de los ríos en época de lluvias pueden ser los factores más importantes en la distribución y abundancia de estos organismos. Se ha demostrado que, en los arrecifes de coral, la temperatura puede determinar hasta 70 % de la variabilidad de las poblaciones microfítobentónicas (Blackford, 2002). Los géneros *Nitzschia*, *Gyrosigma*, *Navicula* y *Amphora*, los cuales se encuentran ampliamente distribuidos en las zonas costeras de todo el mundo, incluyendo esta, se asocian a temperaturas altas (Cibic *et al.*, 2009). También se ha observado que mientras la abundancia de la mayoría de los géneros de diatomeas aumenta con la temperatura, los géneros *Pinnularia* y *Diploneis* prefieren temperaturas bajas (Cibic *et al.*, 2007). Sin embargo, en ambientes tropicales en los que las temperaturas tienen variaciones que no superan 5 °C, dificulta ver este tipo de relaciones entre las especies y variables ambientales específicas, lo cual pudiera explicar la relación escasa que se obtuvo entre la composición y distribución de la comunidad con las variables ambientales estimadas.

Con respecto a la salinidad, su efecto depende de la capacidad de adaptación de cada una de las especies, lo cual varía incluso entre las del mismo género (Cibic *et al.*, 2012). Diversos estudios taxonómicos han demostrado composiciones de especies muy diversas con variaciones temporales en el dominio de especies, lo que indica una competencia intensa en esas comunidades, que favorecen a algunas especies (Admiraal,

Regarding the relationship of this community with environmental conditions, the global and regional climatic trends include changes in temperature, sea level, tidal range, rainfall, river inputs, turbidity, and storm frequency and intensity, which are factors with a potential effect on biomass and long-term microphytobenthic primary production (van der Wal *et al.*, 2010). Despite this, many studies evidence the importance of local factors, suggesting that the taxonomic composition of microphytobenthos is the result of a complex interaction of factors both biologic and environmental; they include light, salinity, nutrients, herbivory, and sediment type (Van der Grinten *et al.*, 2004; Jesus *et al.*, 2006).

In Venezuelan central coast, the temperature is mostly stable, and nutrients are available throughout the year, so the sediment instability during a period of emergence and the decrease in light penetration due to the rivers' sediment load in the rainy season could be the most important factors in the distribution and abundance of these organisms. It has been proven that, in coral reefs, the temperature can determine up to 70 % of the microphytobenthic population variability (Blackford, 2002). Genera *Nitzschia*, *Gyrosigma*, *Navicula*, and *Amphora*, which are widely distributed in the coastal zones worldwide, including this zone, are associated with high temperatures (Cibic *et al.*, 2009). It has also been observed that, while the abundance of most diatom genera increases with temperature, the genera *Pinnularia* and *Diploneis* prefer lower temperatures (Cibic *et al.*, 2007). However, in tropical environments where temperatures have variations lower than 5 °C, it is difficult to observe this type of relationship between the species and specific environmental variables, which could explain the scarce relationship obtained between the composition and distribution of the community with the estimated environmental variables.

Regarding salinity, its effect will depend on the adjustment capacity of each species, which varies even between same-genus species (Cibic *et al.*, 2012). Different taxonomic studies have shown compositions of very diverse species with temporal variation in their domain, which indicates an intense competition in these communities, which favors some species (Admiraal, 1984). In the case of tropical regions, the relationships of microphytobenthic components with environmental variables have been scarcely studied, so more research is required. In a study conducted in the intertidal zone of a Korean estuary, it was observed that genera *Amphora* and *Navicula* were more abundant when the salinity decreased, which coincides with this study's findings (Du *et al.*, 2009).

1984). En el caso particular de las regiones tropicales, las relaciones de los componentes del microfítobentos con las variables ambientales han sido escasamente estudiadas, por lo que se requiere mayor investigación. En un estudio realizado en la zona intermareal de un estuario en Corea se observó que los géneros *Amphora* y *Navicula* eran más abundantes cuando la salinidad disminuía, lo cual coincide con lo hallado en este estudio (Du *et al.*, 2009).

En cuanto al tipo de sedimento, los componentes de la comunidad microfítobentónica suelen variar considerablemente. Por ejemplo, en sedimentos arenosos, donde existe un estrés hidrodinámico alto, las microalgas suelen unirse firmemente a las partículas del sedimento y resistir la abrasión, dominando diatomeas episámicas monorrafídeas, tales como *Cocconeis* spp. y *Achnanthes* spp., así como cianobacterias del género *Merismopedia* (Paterson y Hagerthey, 2001). De igual manera, los sustratos rocosos suelen exhibir una diversidad alta por la complejidad que les confiere la estructura basal y los propios organismos que colonizan este sustrato, aunque se requiere la ejecución de más investigaciones al respecto (Fuji *et al.*, 1991; Maggi *et al.*, 2017). No obstante, Siqueiros-Beltrones *et al.* (2014) encontraron diferencias significativas en la estructura comunitaria de estos sustratos, similares a las encontradas en este estudio.

Finalmente, en este trabajo se indican nuevos registros de especies de microalgas para Venezuela, que tributan al conocimiento de la diversidad biológica de la región. Aunque presentaron pocas variaciones estacionales de su densidad, mostraron un recambio significativo de especies cuando iniciaron las precipitaciones, por lo que factores ambientales como la luz, concentración de material en suspensión, salinidad y estabilidad de los sedimentos pudieran incidir sobre esta comunidad. No obstante, se evidenció una interacción compleja entre las variables que inciden sobre la estructura comunitaria del microfítobentos y el resto de los productores primarios, la cual debe ser estudiada con mayor detenimiento.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio fue financiado por Petróleos de Venezuela, S.A. Los análisis de laboratorio fueron realizados en los laboratorios de Ecología de Sistemas Acuáticos del Instituto de Zoología y Ecología Tropical de la Universidad Central de Venezuela y los de Ecotoxicología y Química Ambiental de PDVSA Intevep.

With regard to the sediment type, the components of the microphytobenthic community vary considerably. For instance, in sandy sediment, where there is high hydrodynamic stress, microalgae stick firmly to the sediment particles and resist the abrasion, with the episammic monorhaphid diatoms such as *Cocconeis* spp. and *Achnanthes* spp. being dominant, as well as cyanobacteria of the genus *Merismopedia* (Paterson and Hagerthey, 2001). Likewise, the rocky substrates show a high diversity due to the complexity provided by the basal structure and the organisms colonizing this substrate, although more research is required on the subject (Fuji *et al.*, 1991; Maggi *et al.*, 2017). However, Siqueiros-Beltrones *et al.* (2014) found significant differences in the community structure of these substrates, which were not evidenced in this study.

Finally, new reports of microalgae species for Venezuela are indicated in this work, which contribute to the knowledge of the region's biological diversity. Although they show few seasonal variations in density, they showed a significant replacement of species when rainfall began, whereby environmental factors such as light, concentration of suspended matter, salinity, and sediment stability could influence this community. However, a complex interaction between variables influencing the microphytobenthos community structure and the other primary producers was evidenced, which must be carefully studied.

ACKNOWLEDGMENTS

This study was funded by Petróleos de Venezuela, S.A. The laboratory analyses were carried out in the laboratories of Ecology of Aquatic Systems of the Institute of Tropical Zoology and Ecology of the Universidad Central de Venezuela, and those of Ecotoxicology and Environmental Chemistry of PDVSA Intevep.



BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Admiraal, W. 1984. The ecology of estuarine sediment inhabiting diatoms. *Phycol. Res.*, 3: 269.
- Aguilar, A., Y. Okolodkov, F. Merino, I. Osorio y J. Herrera. 2014. Variación espacial de dinoflagelados bentónicos/epifíticos en aguas costeras del norte de Yucatán (agosto de 2011). 147-160. En: Botello, A., J. von Osten, J. Benítez y G. Gold (Eds.). Golfo de México. Contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias. UAC, UNAM-ICMYL, CINVESTAV, Mérida. 1174 p. https://www.researchgate.net/publication/270453899_Variacion_espacial_de_dinoflagelados_bentonicoepifiticos_en_aguas_costeras_del_norte_de_Yucatan_agosto_de_2011
- Al-Harbi, S. 2017. Epiphytic microalgal dynamics and species composition on brown seaweeds (Phaeophyceae) on the northern coast of Jeddah, Saudi Arabia. *J. Oceanogr. Mar. Sci.*, 5(1): 1-9. <https://www.doi.org/10.4172/2572-3103.1000153>
- Almazán-Becerril, A., G. Rosiles-González, S. Escobar-Morales, M. Rodríguez-Palacios y D. Hernández-Becerril. 2012. Dinoflagelados bentónicos del arrecife mesoamericano: Caribe mexicano. Centro de Investigación Científica de Yucatán. México D.F. <https://doi.org/10.15468/zkdrko>
- Al-Yamani, F. and M. Saburova. 2019. Marine phytoplankton atlas of Kuwait's waters. Institute for Scientific Research, Kuwait. 336 p.
- American Public Health Association. 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environmental Federation, Washington. 1220 p.
- Arbeláez, N., J. Mancera y B. Reguera. 2017. Dinoflagelados epifitos de *Thalassia testudinum* en dos sistemas costeros del Caribe colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 46(2): 9-40. <https://doi.org/10.25268/bimc.invenmar.2017.46.2.725>
- Balech, E. 1988. Los dinoflagelados del Atlántico sudoccidental. Instituto Español de Oceanografía, Madrid. 310 p.
- Berárd-Therriault, L., M. Poulin and L. Bossé. 1999. Guide d'identification du phytoplancton marin de l'estuaire et du Golfe de Saint-Laurent. Incluant également certains protozoaires. Conseil National de Recherches du Canada, Ottawa. 388 p.
- Blackford, J. 2002. The influence of microphytobenthos on the northern Adriatic ecosystem: a modelling study. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 55: 109-123. <https://doi.org/10.1006/ecss.2001.0890>
- Blanchard, G., J. Guarini, F. Orvain and P. Sauriau. 2001. Dynamic behavior of benthic microalgal biomass in intertidal mudflats. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 264: 85-100. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(01\)00312-4](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(01)00312-4)
- Chretiennot-Dinet, M., A. Sourmia, M. Ricard and C. Billard. 1993. A classification of the marine phytoplankton of the world from class to genus. *Phycology*, 32(3): 159-179. <https://doi.org/10.2216/i0031-8884-32-3-159.1>
- Cibic, T., O. Blasutto, C. Falconi and S. Umani. 2007. Microphytobenthic biomass, species composition and nutrient availability in sublittoral sediments of the Gulf of Trieste (northern Adriatic Sea). *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 75: 50-62. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.01.020>
- Cibic, T., O. Blasutto and N. Bettoso. 2009. Microalgal-meiofaunal interactions in a sublittoral site of the Gulf of Trieste (northern Adriatic Sea, Italy): A three-year study. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 370: 144-154. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2008.12.006>
- Cibic, T., C. Comici, A. Bussani and P. Del Negro. 2012. Benthic diatom response to changing environmental conditions. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 115: 158-169. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2012.03.033>
- Clarke, K., R. Gorley, P. Somerfield and R. Warwick. 2014. Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation. PRIMER-E: Plymouth Marine Laboratory, Plymouth. 255 p. <http://www.vliz.be/imisdocs/publications/ocrd/213560.pdf>
- Crespo, M., C. Pereira, E. Zoppi De Roa, J. Scott-Frías, E. Montiel y V. Hernández. 2020. Composición y abundancia del zooplancton marino y costero del estado Miranda, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.*, 59(01): 69-84. <http://www.iov-udo.com/revista/index.php/boletin57-1/login?source=%2Frevista%2Findex.php%2Fboletin57-1%2Fissue%2Farchive>
- Cupp, E. 1943. Marine plankton diatoms of the west coast of North America. *Bull. Scripps Inst. Oceanogr. Tech. Ser.*, 15: 1-238. https://escholarship.org/content/qt922945w8/qt922945w8_noSplash_253fe42125d7c12405eeab0205b7ec7b.pdf
- Dalu, T., J. Adams, J. Taylor, G. Bate, M. Nunes, P. Froneman and R. Wasserman. 2018. Overview and status of estuarine microphytobenthos ecological research in South Africa. *Afr. J. Mar. Sci.*, 40(1): 1-12. <https://doi.org/10.2989/1814232X.2018.1431309>
- De Jong, L. and W. Admiraal. 1984. Competition between three estuarine benthic diatom species in mixed cultures. *Mar. Ecol.*, 18: 269-275. <https://doi.org/10.3354/meps018269>
- Delgado, G., C. Lechuga-Devéze, L. Troccoli and C. Salinas. 2006. Epiphytic dinoflagellates associated with ciguatera in the northwestern coast of Cuba. *Rev. Biol. Trop.*, 54(2): 299-310. <https://doi.org/10.15517/rbt.v54i2.13870>
- Du, G., M. Son, M. Yun, S. An and I. Chung. 2009. Microphytobenthic biomass and species composition in intertidal flats of the Nakdong River estuary, Korea. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 82: 663-672. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2009.03.004>
- Facca, C., A. Sfriso and G. Socal. 2002. Changes in abundance and composition of phytoplankton and microphytobenthos due to increased sediment fluxes in the Venice Lagoon, Italy. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 54: 773-792. <https://doi.org/10.1006/ecss.2001.0848>
- Ferguson, J. 1968. Dinoflagellates of the Caribbean Sea and adjacent areas. University of Miami, Florida. 142 p.
- Fuji, A., H. Watanabe, K. Ogura, T. Noda and S. Goshima. 1991. Abundance and productivity of microphytobenthos on a rocky shore in southern Hokkaido. *Bull. Fish. Sci. Hokkaido Univ.*, 42(4): 136-146. https://eprints.lib.hokudai.ac.jp/dspace/bitstream/2115/24085/1/42%284%29_P136-146.pdf

- Gómez, F. and L. Artigas. 2014. High diversity of dinoflagellates in the intertidal sandy sediments of Wimereux (north-east English Channel, France). *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.*, 94(3): 443-457. <https://doi.org/10.1017/S0025315413001744>
- Guiry, M. and G. Guiry. 2021. AlgaeBase. <http://www.algaebase.org> [23/02/2021].
- Hammer, O., D. Harper and P. Ryan. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontol. Electron.*, 4(1): 1-9. https://palaeo-electronica.org/2001_1/past/past.pdf
- Hernández, O., J. Herrera y F. Merino. 2013. Nueve nuevos registros de diatomeas bentónicas de los géneros *Climaconeis*, *Cocconeis*, *Licmophora*, *Talaroneis*, *Oestrupia*, *Petronais* y *Synedrosphenia* en la costa norte de la península de Yucatán, México. *Hidrobiol.*, 23(2): 154-168. <http://www.scielo.org.mx/pdf/hbio/v23n2/v23n2a4.pdf>
- Herrera, A. and D. Bone. 2011. Influence of riverine outputs on sandy beaches of Higuero, central coast of Venezuela. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 39(1): 56-70. <https://scielo.conicyt.cl/pdf/lajar/v39n1/art06.pdf>
- Hoppenrath, M., S. Murray, N. Chomérat and T. Horiguchi. 2014. Marine benthic dinoflagellates – unveiling their worldwide biodiversity. *Kleine Senckenberg-Reihe*, 54: 1-266. <https://doi.org/10.1111/pre.12076>
- Ignatiades, L. 1994. Species dominance and niche breadth in “bloom” and “non-bloom” phytoplankton populations. *Oceanol. Acta*, 17(1): 89-96. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00099/21022/18648.pdf>
- Jesus, B., C. Mendes, V. Brotas and D. Paterson. 2006. Effect of sediment type on microphytobenthos vertical distribution: Modeling the productive biomass and improving ground truth measurements. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 332 (1): 60-74. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2005.11.005>
- Joint, I. 1978. Microbial production of an estuarine mudflat. *Estuar. Coast. Mar. Sci.*, 7: 185-195. [https://doi.org/10.1016/0302-3524\(78\)90074-9](https://doi.org/10.1016/0302-3524(78)90074-9)
- Kang, C., J. Kim, K. Lee, J. Kim, P. Lee and J. Hong. 2003. Trophic importance of benthic microalgae to macrozoobenthos in coastal bay systems in Korea: dual stable C and N isotope analyses. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 259: 79-92. <https://doi.org/10.3354/meps259079>
- Launeau, P., V. Méléder, C. Verpoorter, L. Barillé, F. Kazemipour-Ricci, M. Giraud, B. Jesus and E. Le Menn. 2018. Microphytobenthos biomass and diversity mapping at different spatial scales with a hyperspectral optical model. *Remote Sens.*, 10(5): 1-29. <https://doi.org/10.3390/rs10050716>
- López-Fuerte, F., D. Siqueiros-Beltrones, L. Veleva and D. Huerta-Quintanilla. 2017. Species composition and assemblage structure of microfouling diatoms growing on fiberglass plates off the coast of Yucatán, Mexico. *Hidrobiol.*, 27(1): 23-37. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=57853140003>
- López-Fuerte, F., D. Siqueiros-Beltrones and L. Veleva. 2019. Diatoms (Bacillariophyta) from artificial substrates and sediments in the Caribbean Sea off Yucatan, Mexico. *Phytotaxa*, 406(1): 1–54. <https://doi.org/10.11646/phytotaxa.406.1.1>
- Loza, S., M. Sánchez, M. Carmenate y D. Siqueiros. 2011. Adición a la microflora de diatomeas de las aguas marinas de Cuba. *Ser. Oceanol.*, 8: 47-52. <https://aquadocs.org/bitstream/handle/1834/4058/articulo86.pdf?sequence=1>
- MacIntyre, H., R. Geider and D. Miller. 1996. Microphytobenthos: the ecological role of the “Secret Garden” of unvegetated, shallow-water marine habitats. I. Distribution, abundance and primary production. *Estuaries*, 19(2A): 186-201. <https://doi.org/10.2307/1352224>
- Madigan, M., J. Martinko y J. Parker. 1999. Eukaryota: micro-organismos eucarióticos. 770-774. En: Madigan, M., J. Martinko y J. Parker (Eds.). *Brock, Biología de los microorganismos*. Prentice Hall, Madrid. 1200 p.
- Maggi, E., L. Rindi, M. Dal Bello, D. Fontanini, A. Capocchi, L. Bongiorno and L. Benedetti-Cecchi. 2017. Spatio-temporal variability in Mediterranean rocky shore microphytobenthos. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 575: 17-29. <https://doi.org/10.3354/meps12216>
- Marchan-Álvarez, J., L. Valerio-González, L. Troccoli-Ghinaglia y F. López. 2017. Dinoflagelados bentónicos nocivos, asociados con el sedimento arenoso en dos playas de la isla de Margarita, Venezuela. *Rev. Biodivers. Neotrop.*, 7(3): 156-168. <https://doi.org/10.18636/BIONEOTROPICAL.V7I3.539>
- Masuda, L. and A. Enrich-Prast. 2016. Benthic microalgae community response to flooding in a tropical salt flat. *Braz. J. Biol.*, 76(3): 577-582. <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.18314>
- Moreno-Ruiz, J., S. Licea y H. Santoyo. 1996. Diatomeas del golfo de California. Universidad Autónoma de Baja California Sur. La Paz, México. 272 p.
- Navarro, J., C. Pérez, N. Arce and B. Arroyo. 1989. Benthic marine diatoms of Caja de Muertos Island, Puerto Rico. *Nova Hedwigia*, 49: 333-367.
- Navarro-Vargas, G., J. Díaz-Ramos, L. Troccoli y S. Subero. 2014. Dinoflagelados epibentónicos presentes en diferentes sustratos en la bahía Turpialito, Golfo de Cariaco, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.*, 53(2): 161-170. <http://www.iov-udo.com/revista/index.php/boletin57-1/login?source=%2Frevista%2Findex.php%2Fboletin57-1%2Fissue%2Farchive>
- Paterson, D. and S. Hagerthey. 2001. Microphytobenthos in contrasting coastal ecosystems: biology and dynamics. 106-125. En: Reise, K. (Ed). *Ecological comparisons of sedimentary shores*. Ecological studies. Springer-Verlag, Berlin. 387 p.
- Patil, J. and A. Anil. 2005. Biofilm diatom community structure: influence of temporal and substratum variability. *Biofouling*, 21: 189-206. <https://doi.org/10.1080/08927010500256757>
- Peragallo, H. and M. Peragallo. 1965. Diatomées marines du France et des districts maritimes voisins. A Asher Co., Amsterdam. 539 p.
- Pereira, C., A. Fernández, L. Troccoli y V. Hernández. 2000. Ocurrencia de floraciones nocivas de microalgas en las costas del estado Miranda, Venezuela. *Cienc. Amb. Clima*, 3(1):55-71. <https://doi.org/10.22206/cac.2020.v3i1.pp55-71>
- Pinckney, J. and R. Zingmark. 1993. Modeling the annual production of intertidal benthic microalgae in estuarine ecosystems. *J. Phycol.*, 29: 396-407. <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.1993.tb00140.x>



- Quintana, H. y J. Mercado-Gómez. 2017. Composición de dinoflagelados epifitos y forófitos en la costa norte del golfo de Morrosquillo, Sucre, Colombia. *Rev. Col. Cienc. Anim.*, 9(2):129-140. <https://doi.org/10.24188/recia.v9.n2.2017.550>
- Rodríguez, E., J. Mancera and B. Gavio. 2010. Survey of benthic dinoflagellates associated to beds of *Thalassia testudinum* in San Andrés Island, Seaflower Biosphere Reserve, Caribbean Colombia. *Acta Biol. Colomb.*, 15(2): 229-245. <https://revistas.unal.edu.co/index.php/actabiol/article/view/9781>
- Round, F. 1971. Benthic marine diatoms. *Oceanogr. Mar. Biol.*, 9: 83-139.
- Round, F., R. Crawford and D. Mann. 1990. The diatoms, biology and morphology of the genera. Cambridge University Press, Cambridge. 747 p.
- Saunders, R. and D. Glenn. 1969. Diatoms. *Memoirs of the Hourglass Cruises. Vol X.* Florida Department of Natural Resources Marine Research Laboratory, St. Petersburg. 119 p.
- Schmidt, J., J. Deming, P. Jumars and R. Keil. 1998. Constancy of bacterial abundance in surficial marine sediments. *Limnol. Oceanogr.*, 43: 976-982. <https://doi.org/10.4319/lo.1998.43.5.0976>
- Siqueiros-Beltrones, D. y O. Hernández-Almeida. 2006. Florística de diatomeas epifitas en macroalgas de un manchón subtropical. *Oceánides*, 21(1): 11-61. <https://doi.org/10.37543/oceanides.v21i1-2.25>
- Siqueiros-Beltrones, D. and F. López-Fuerte. 2006. Benthic diatoms associated to red mangrove (*Rhizophora mangle* L.) prop roots in Bahía Magdalena, B.C.S., México. *Biol. Trop.*, 54(1): 287-297. <https://www.scielo.sa.cr/pdf/rbt/v54n2/3820.pdf>
- Siqueiros-Beltrones, D., U. Argumedo-Hernández, J. Murillo-Jiménez y A. Marmolejo-Rodríguez. 2014. Diversidad de diatomeas bentónicas marinas en un ambiente ligeramente enriquecido con elementos potencialmente tóxicos. *Rev. Mex. Biodivers.*, 85: 1065-1085. <https://doi.org/10.7550/rmb.43748>
- Siqueiros-Beltrones, D., U. Argumedo-Hernández y F. López-Fuerte. 2017. Diversidad de especies de diatomeas bentónicas en la laguna Guerrero Negro (Reserva de la Biosfera El Vizcaíno), península de Baja California, México. *Rev. Mex. Biodivers.*, 88: 21–35. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.01.026>
- Sokolowski, A., M. Wolowicz, H. Asmus, R. Asmus, A. Carlier, Z. Gasiunaitė, A. Grémare, H. Hummel, J. Lesutienė, A. Razinkovas, P. Renaud, P. Richard and M. Kedra. 2012. Is benthic food web structure related to diversity of marine macrobenthic communities? *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 108: 76-86. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.11.011>
- Solé, M. y B. Vera. 1997. Caracterización de las macroalgas marinas bénticas en la región Chirimena-Punta Caimán, Edo. Miranda, Venezuela. *Caribb. J. Sci.*, 33(3-4): 180-190.
- Sournia, A. 1986. Atlas du phytoplancton marin. Vol 1. Centre National de la Recherche Scientifique, Paris. 261 p.
- Spilmont, N., L. Seuront, T. Meziane and D. Welsh. 2011. There's more to the picture than meets the eye: Sampling microphytobenthos in a heterogeneous environment. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 95: 470-476. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.10.021>
- Stal, L. 2010. Microphytobenthos as a biogeomorphological force in intertidal sediment stabilization. *Ecol. Eng.*, 36: 236-245. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.12.032>
- Strickland, J. and T. Parsons. 1972. A practical handbook of seawater analysis. *J. Fish. Res. Board Can.*, 167: 1-310. https://epic.awi.de/id/eprint/39262/1/Strickland-Parsons_1972.pdf
- Tomas, C. 1996. Identifying marine diatoms and dinoflagellates. Academic Press, New York. 598 p.
- Tomas, C. 1997. Identifying marine phytoplankton. Academic Press, New York. 874 p.
- Utermöhl, H. 1958. Zur vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton Methodik. *Mitt. Verein. Theor. Argiew. Limnol.* 9: 1-38. <https://doi.org/10.1080/005384680.1958.11904091>
- Valerio, L. y J. Díaz-Ramos. 2007. Dinoflagelados epifitos potencialmente tóxicos presentes en praderas de *Thalassia testudinum* en las costas nororientales de Venezuela. *Rev. Fac. Agron. LUZ*, 24(1): 39-43. <https://produccioncientificaluz.org/index.php/agronomia/article/view/26682>
- Valerio, L. y J. Díaz-Ramos. 2008. Distribución de dinoflagelados epifitos potencialmente tóxicos asociados a praderas de *Thalassia testudinum* en la isla La Tortuga, la bahía de Mochima y golfo de Cariaco, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.*, 47(1): 47-58.
- Van der Grinten, E., S. Simis, C. Barranguet and W. Admiraal. 2004. Dominance of diatoms over cyanobacterial species in nitrogen-limited biofilms. *Archiv für Hydrobiologie* 161(1): 98-111. <https://doi.org/10.1127/0003-9136/2004/0161-0099>
- Van der Wal, D., A. Wielemaker-van den Dool and P. Herman. 2010. Spatial synchrony in intertidal benthic algal biomass in temperate coastal and estuarine ecosystems. *Ecosystems*, 13: 338-351. <https://doi.org/10.1007/s10021-010-9322-9>
- Witkowski, A., H. Lange-Bertalot and D. Metzeltin. 2000. Diatom flora of marine coasts I. In *Iconographia Diatomologica*, Vol. 7, H. Lange-Bertalot (Ed.). A.R.G. Gantner Verlag K. G. Ruggell, Germany. 925 p.
- Yamaji, I. 1996. Illustration of the marine plankton of Japan. Hoikusha Publishers. Osaka, Japan. 369 p.

ANEXO / APPENDIX

Anexo 1. Lista de especies de microalgas y cianobacterias del microfítobentos de la zona costera entre Chirimena y Puerto Francés entre junio 2014 y marzo 2015. (S): especies presentes sólo en época de sequía, (P): especies presentes sólo en época de lluvias, (10³): indica la magnitud de la abundancia promedio en células/m³.

Appendix 1. List of microalgae and cyanobacteria species of microphytobenthos of the coastal zone between Chirimena and Puerto Francés between June 2014 and March 2015. S: species only present in drought season, P: species only present in rainy season, 10³: indicates the abundance mean magnitude in cell/m³.

DIATOMEAS			
<i>Achnanthes</i> sp. 10 ⁴	<i>Caloneis liber</i> 10 ⁷	<i>Epithemia turgida</i> 10 ⁵	<i>Lyrella exsul</i> 10 ⁶
<i>Achnanthes armillaris</i> 10 ⁵	<i>Caloneis liber</i> var. <i>linearis</i> 10 ⁷	<i>Eunotogramma laeve</i> (P) 10 ⁶	<i>Lyrella irrorata</i> 10 ⁷
<i>Achnanthes brevipes</i> (P) 10 ⁷	<i>Campylodiscus</i> sp1. 10 ⁶	<i>Eunotogramma marinum</i> 10 ⁸	<i>Lyrella lyra</i> 10 ⁵
<i>Achnanthes fimbriata</i> 10 ⁷	<i>Campylodiscus</i> sp2. (S) 10 ⁶	<i>Eupodisceae</i> 10 ⁵	<i>Manguinea rigida</i> (P) 10 ⁶
<i>Achnanthes subconstricta</i> (P) 10 ⁵	<i>Campylodiscus fastuosus</i> 10 ⁵	<i>Eupodiscus radiatus</i> 10 ⁵	<i>Mastogloia</i> sp. 10 ⁶
<i>Actinocyclus</i> sp. 10 ⁶	<i>Carinasigma recta</i> 10 ⁸	<i>Fallacia</i> sp. 10 ⁷	<i>Mastogloia pusilla</i> 10 ⁶
<i>Actinoptychus senarius</i> (S) 10 ⁶	<i>Catacombas gaillonii</i> 10 ⁸	<i>Fallacia nummularia</i> 10 ⁶	<i>Melosira nummuloides</i> (S) 10 ⁷
<i>Alveus marinus</i> 10 ⁶	<i>Cerataulina bicornis</i> 10 ⁷	<i>Fragilaria</i> sp1. (S) 10 ⁷	<i>Navicula</i> sp1. 10 ⁵
<i>Amphiprora</i> sp. (S) 10 ⁵	<i>Cerataulina pelagica</i> 10 ⁶	<i>Fragilaria</i> sp2. (S) 10 ⁷	<i>Navicula</i> sp2. 10 ⁵
<i>Amphitetras antediluviana</i> 10 ⁶	<i>Chaetoceros laciniosus</i> (P) 10 ⁵	<i>Fragilaria capucina</i> 10 ⁸	<i>Navicula</i> sp3. 10 ⁸
<i>Amphora</i> sp. 10 ⁷	<i>Chaetoceros tortissimus</i> 10 ⁷	<i>Fragilaria hyalina</i> (P) 10 ⁶	<i>Navicula</i> sp4. (S) 10 ⁷
<i>Amphora angustissima</i> 10 ⁹	<i>Climaconeis lorenzii</i> 10 ⁵	<i>Fragilaria striatula</i> 10 ⁸	<i>Navicula arenicola</i> 10 ⁸
<i>Amphora arcus</i> 10 ⁷	<i>Climacosphenia moniligera</i> 10 ⁷	<i>Fragilariopsis atlantica</i> (S) 10 ⁶	<i>Navicula cancellata</i> 10 ⁷
<i>Amphora arenicola</i> 10 ⁷	<i>Cocconeis</i> sp. 10 ⁸	<i>Giffenia cocconeiformis</i> 10 ⁶	<i>Navicula cincta</i> 10 ⁸
<i>Amphora bacillaris</i> (P)	<i>Cocconeis dirupta</i> 10 ⁷	<i>Glyphodesmis costatum</i> 10 ⁶	<i>Navicula directa</i> 10 ⁷
<i>Amphora bigibba</i> 10 ⁷	<i>Cocconeis distans</i> 10 ⁸	<i>Gomphonema</i> sp. 10 ⁶	<i>Navicula gregaria</i> 10 ⁷
<i>Amphora crassa</i> (P) 10 ⁶	<i>Cocconeis fasciolata</i> (S) 10 ⁶	<i>Grammatophora macilentata</i> 10 ⁷	<i>Navicula lanceolata</i> 10 ⁸
<i>Amphora fluminensis</i> 10 ⁸	<i>Cocconeis scutellum</i> 10 ⁷	<i>Grammatophora marina</i> 10 ⁸	<i>Navicula lineola</i> 10 ⁷
<i>Amphora holsaticoides</i> 10 ⁶	<i>Cocconeis sublittoralis</i> 10 ⁸	<i>Grammatophora oceanica</i> 10 ⁷	<i>Navicula palpebralis</i> 10 ⁶
<i>Amphora lineolata</i> 10 ⁶	<i>Coscinodiscus granii</i> 10 ⁸	<i>Grammatophora undulata</i> (S) 10 ⁵	<i>Navicula pavillardii</i> 10 ⁹
<i>Amphora ovalis</i> 10 ⁵	<i>Coscinodiscus perforatus</i> 10 ³	<i>Guinardia flaccida</i> (P) 10 ⁶	<i>Navicula pennata</i> (S) 10 ⁶
<i>Amphora ostrearia</i> 10 ⁶	<i>Coscinodiscus radiatus</i> 10 ⁵	<i>Guinardia striata</i> (P) 10 ⁶	<i>Navicula scabriuscula</i> 10 ⁷
<i>Amphora proteus</i> 10 ⁷	<i>Coscinodiscus subtilis</i> 10 ⁷	<i>Gyrosigma acuminatum</i> 10 ⁷	<i>Neocalyptrella robusta</i> (P) 10 ⁵
<i>Amphora spectabilis</i> 10 ⁷	<i>Coscinodiscus wailesii</i> 10 ⁵	<i>Gyrosigma balticum</i> 10 ⁷	<i>Neodelphineis silenda</i> 10 ⁷
<i>Anaulus birostratus</i> 10 ⁵	<i>Ctenophora pulchella</i> 10 ⁸	<i>Gyrosigma distortum</i> 10 ⁷	<i>Neohuttonia reichardtii</i> 10 ⁶
<i>Arachnoidiscus</i> sp. 10 ⁶	<i>Cyclophora tenuis</i> (P) 10 ⁵	<i>Gyrosigma eximium</i> (P) 10 ⁵	<i>Nitzschia</i> sp1. 10 ⁹
<i>Asterionella formosa</i> (P) 10 ⁵	<i>Cyclotella litoralis</i> 10 ⁴	<i>Gyrosigma reversum</i> 10 ⁶	<i>Nitzschia</i> sp2. 10 ⁶
<i>Asterionellopsis glacialis</i> 10 ⁸	<i>Cylindrotheca closterium</i> 10 ⁸	<i>Gyrosigma tenuissimum</i> 10 ⁸	<i>Nitzschia</i> sp3. 10 ⁸
<i>Asteroplanus karianus</i> 10 ⁷	<i>Cymatonitzschia marina</i> 10 ⁵	<i>Halamphora acutiuscula</i> 10 ⁷	<i>Nitzschia</i> sp4. 10 ⁴
<i>Aulacodiscus</i> sp. 10 ⁷	<i>Delphineis</i> sp. 10 ⁷	<i>Halamphora coffeaeformis</i> 10 ⁶	<i>Nitzschia</i> sp5. 10 ⁷
<i>Auliscus reticulatus</i> 10 ⁶	<i>Delphineis minutissima</i> (S) 10 ⁷	<i>Halamphora cymbifera</i> 10 ⁶	<i>Nitzschia acicularis</i> 10 ⁸
<i>Auliscus sculptus</i> (S) 10 ⁶	<i>Denticula</i> sp. 10 ⁷	<i>Halamphora turgida</i> 10 ⁸	<i>Nitzschia clausii</i> 10 ⁸
<i>Auricula</i> sp. 10 ⁵	<i>Diatomella</i> cf. <i>balfouriana</i> 10 ⁷	<i>Hantzschia virgata</i> 10 ⁶	<i>Nitzschia dissipata</i> 10 ⁸
<i>Auliscus sculptus</i> (S) 10 ⁶	<i>Diplomenora cocconeiformis</i> (S) 10 ⁷	<i>Haslea wawriakae</i> 10 ⁷	<i>Nitzschia dissipata</i> var. <i>media</i> 10 ⁸
<i>Auricula</i> sp. 10 ⁵	<i>Diploneis bombus</i> 10 ⁷	<i>Helicotheca tamesis</i> (P) 10 ⁶	<i>Nitzschia filiformis</i> 10 ⁸
<i>Bacillaria paxillifera</i> 10 ⁸	<i>Diploneis crabro</i> 10 ⁷	<i>Hemiaulus hauckii</i> (P) 10 ⁶	<i>Nitzschia frustulum</i> 10 ⁸
<i>Bellerochea malleus</i> 10 ⁶	<i>Diploneis interrupta</i> 10 ⁴	<i>Isthmia enervis</i> 10 ⁷	<i>Nitzschia longissima</i> 10 ⁸
<i>Biddulphia</i> sp. 10 ⁷	<i>Diploneis puella</i> 10 ⁶	<i>Lauderia annulata</i> 10 ⁷	<i>Nitzschia incurvata</i> var. <i>lorenziana</i> 10 ⁷
<i>Biddulphia alternans</i> 10 ⁶	<i>Diploneis suborbicularis</i> 10 ⁶	<i>Leptocylindrus danicus</i> (S) 10 ⁷	<i>Nitzschia pellucida</i> 10 ⁶
<i>Biddulphia biddulphiana</i> 10 ⁶	<i>Encyonema</i> sp. 10 ⁵	<i>Licmophora</i> sp1. 10 ⁶	<i>Nitzschia recta</i> 10 ⁶
<i>Biremis ambigua</i> 10 ⁸	<i>Entomoneis paludosa</i> 10 ⁶	<i>Licmophora abbreviata</i> 10 ⁸	<i>Nitzschia reversa</i> 10 ⁶
<i>Caloneis</i> sp. (P) 10 ⁶	<i>Epithemia gibba</i> (P) 10 ⁵	<i>Lyrella clavata</i> 10 ⁷	<i>Nitzschia sigma</i> 10 ⁷



DIATOMEAS			
<i>Nitzschia sigmoidea</i> (P) 10 ⁵	<i>Plagiolema confusum</i> 10 ⁷	<i>Rhizosolenia castracanei</i> 10 ⁶	<i>Toxarium undulatum</i> (P) 10 ⁶
<i>Nitzschia spathulata</i> 10 ⁵	<i>Plagiogramma</i> sp. (P) 10 ⁶	<i>Rhoicosigma</i> sp. 10 ⁷	<i>Trachyneis antillarum</i> 10 ⁷
<i>Odontella</i> sp. (P) 10 ⁷	<i>Plagiotropis lepidoptera</i> 10 ⁷	<i>Seminavis robusta</i> (S) 10 ⁵	<i>Triceratium favus</i> (P) 10 ⁶
<i>Odontella aurita</i> 10 ⁷	<i>Pleurosigma</i> sp. 10 ⁷	<i>Skeletonema costatum</i> 10 ⁶	<i>Triceratium reticulum</i> 10 ⁷
<i>Odontidium</i> sp. 10 ⁷	<i>Pleurosigma angulatum</i> 10 ⁶	<i>Stauroneis</i> sp. 10 ⁷	<i>Triceratium robertsonianum</i> 10 ⁷
<i>Opephora pacifica</i> 10 ⁸	<i>Pleurosigma formosum</i> 10 ⁷	<i>Stauroneis acuta</i> 10 ⁸	<i>Trieres mobiliensis</i> 10 ⁷
<i>Opephora schwartzii</i> 10 ⁷	<i>Pleurosigma inflatum</i> 10 ⁵	<i>Staurophora salina</i> 10 ⁷	<i>Tropidoneis</i> sp. 10 ⁷
<i>Palmerina hardmaniana</i> 10 ⁷	<i>Pleurosigma marinum</i> (P) 10 ⁶	<i>Stausira leptostauron</i> 10 ⁵	<i>Tropidoneis longa</i> 10 ⁷
<i>Paralia sulcata</i> 10 ⁸	<i>Pleurosigma normanii</i> 10 ⁷	<i>Stausirella mutabilis</i> 10 ⁷	<i>Tryblionella</i> sp. 10 ⁷
<i>Parlibellus delognei</i> 10 ⁷	<i>Pleurosigma pulchrum</i> 10 ⁵	<i>Striatella unipunctata</i> 10 ⁶	<i>Tryblionella angustata</i> (P) 10 ⁵
<i>Pauliella taeniata</i> 10 ⁷	<i>Pleurosigma salinarum</i> (P) 10 ⁷	<i>Surirella reniformis</i> 10 ⁷	<i>Tryblionella coarctata</i> (S) 10 ⁶
<i>Petroneis humerosa</i> 10 ⁷	<i>Pleurosira laevis</i> 10 ⁶	<i>Tabellaria flocculosa</i> (P) 10 ⁶	<i>Tryblionella navicularis</i> 10 ⁵
<i>Pinnularia</i> sp1. 10 ⁷	<i>Podocystis adriatica</i> 10 ⁷	<i>Tabularia fasciculata</i> 10 ⁸	<i>Ulnaria ulna</i> 10 ⁸
<i>Pinnularia</i> sp2. 10 ⁸	<i>Proboscia alata</i> 10 ⁵	<i>Tetramphora decusata</i> 10 ⁶	Diatomea 1 10 ⁷
<i>Pinnularia</i> sp3. (P) 10 ⁶	<i>Psammodictyon panduriforme</i> 10 ⁷	<i>Thalassionema nitzschioides</i> 10 ⁶	Diatomea 2 10 ⁷
<i>Pinnularia rectangulata</i> 10 ⁶	<i>Psammodiscus nitidus</i> 10 ⁷	<i>Thalassiosira aestivalis</i> 10 ⁸	Diatomea 3 10 ⁶
<i>Pinnularia trevelyana</i> 10 ⁷	<i>Ralfsiella smithii</i> 10 ⁶	<i>Thalassiosira eccentrica</i> 10 ⁶	Diatomea 4 10 ⁵
<i>Pinnunavis yarrensensis</i> (S) 10 ⁶	<i>Rhaphoneis amphicerus</i> 10 ⁷	<i>Thalassiosira gravida</i> 10 ⁶	Diatomea 5 10 ⁵
<i>Plagiodiscus nervatus</i> 10 ⁵	<i>Rhaphoneis rhombus</i> 10 ⁶	<i>Thalassiothrix longissima</i> 10 ⁸	

DINOFLAGELADOS			
<i>Alexandrium ostenfeldii</i> 10 ⁶	<i>Gonyaulax digitalis</i> 10 ⁵	<i>Phalacroma favus</i> 10 ⁵	<i>Protoperidinium roseum</i> (P) 10 ⁵
<i>Amphidiniella</i> sp. 10 ⁶	<i>Gonyaulax gracilis</i> (P) 10 ⁵	<i>Phalacroma pugiunculus</i> (S) 10 ⁵	<i>Protoperidinium sphaericum</i> 10 ⁵
<i>Amphidiniopsis</i> sp. 10 ⁵	<i>Gymnodinium cinctum</i> 10 ⁷	<i>Prorocentrum</i> sp. 10 ⁸	<i>Pselodinium fusus</i> 10 ⁵
<i>Amphidinium</i> sp. (P) 10 ⁶	<i>Gymnodinium ochraceum</i> 10 ⁵	<i>Prorocentrum balticum</i> 10 ⁶	<i>Pyrocystis fusiformis</i> 10 ⁶
<i>Amphidinium carterae</i> 10 ⁷	<i>Gymnodinium uberrimum</i> (P) 10 ⁵	<i>Prorocentrum gracile</i> 10 ⁷	<i>Pyrocystis pseudonoclitula</i> (S) 10 ⁵
<i>Archaeperidinium minutum</i> 10 ⁵	<i>Gyrodinium</i> sp. 10 ⁷	<i>Prorocentrum hoffmannianum</i> (S) 10 ⁶	<i>Pyrophacus horologium</i> (P) 10 ⁵
<i>Blepharocysta splendor-maris</i> 10 ⁵	<i>Gyrodinium estuariale</i> 10 ⁷	<i>Prorocentrum lima</i> 10 ⁷	<i>Roscoffia capitata</i> (S) 10 ⁶
<i>Coolia monotis</i> 10 ⁶	<i>Gyrodinium fusiforme</i> 10 ⁷	<i>Prorocentrum maculosum</i> (P) 10 ⁵	<i>Sinophysis grandis</i> (S) 10 ⁵
<i>Cystodinium closterium</i> 10 ⁶	<i>Heterocapsa triquetra</i> 10 ⁶	<i>Prorocentrum micans</i> (S) 10 ⁶	<i>Scrippsiella acuminata</i> 10 ⁷
<i>Dinophysis acuminata</i> 10 ⁷	<i>Kryptoperidinium foliaceum</i> (S) 10 ⁶	<i>Prorocentrum norrisianum</i> 10 ⁸	<i>Triadinium polyedricum</i> (S) 10 ⁶
<i>Dinophysis operculata</i> 10 ⁵	<i>Lingulodinium polyedra</i> 10 ⁵	<i>Prorocentrum rhathymum</i> 10 ⁷	<i>Tripes furca</i> (S) 10 ⁵
<i>Dissodinium pseudolunula</i> 10 ⁷	<i>Nematodinium armatum</i> 10 ⁵	<i>Protoperidinium biconicum</i> (S) 10 ⁵	<i>Tripes fusus</i> 10 ⁵
<i>Diplopsalis lenticula</i> (S) 10 ⁶	<i>Ostreopsis heptagona</i> 10 ⁶	<i>Protoperidinium conicum</i> (S) 10 ⁵	Dinoflagelado 1 10 ⁶
<i>Exuviaella compressa</i> (P) 10 ⁶	<i>Ostreopsis lenticularis</i> (P) 10 ⁴	<i>Protoperidinium latum</i> (S) 10 ⁵	Dinoflagelado 2 10 ⁵
<i>Gambierdiscus toxicus</i> 10 ⁶	<i>Ostreopsis ovata</i> 10 ⁷	<i>Protoperidinium pellucidum</i> (P) 10 ⁶	Dinoflagelado 3 10 ⁵
<i>Goniodoma sphaericum</i> 10 ⁶	<i>Ostreopsis siamensis</i> 10 ⁷	<i>Protoperidinium punctulatum</i> 10 ⁶	

EUGLENOFITAS
<i>Anisonema acinus</i> 10 ⁷
<i>Euglena</i> sp. 10 ⁵
<i>Eutreptiella gymnastica</i> 10 ⁷
<i>Notosolenus ostium</i> 10 ⁸
<i>Phacus</i> sp. 10 ⁵
<i>Trachelomonas</i> sp. 10 ⁶
<i>Petalomonas</i> sp. 10 ⁷

CIANOBACTERIAS
<i>Anabaena</i> sp. 10 ⁷
<i>Arthrospira</i> sp. 10 ⁸
<i>Chroococcus</i> spp. 10 ⁷
<i>Gloeocapsa</i> sp. 10 ⁶
<i>Lyngbya</i> spp. 10 ⁷
<i>Merismopedia</i> sp. 10 ⁹

<i>Nostoc</i> spp. 10 ⁸
<i>Oscillatoria</i> sp. 10 ⁸
<i>Phormidium</i> sp. 10 ⁷
<i>Schizothrix</i> sp. 10 ⁸
<i>Trichodesmium thiebautii</i> 10 ⁸

CLOROFITAS
<i>Acutodesmus</i> sp. 10 ⁷
<i>Coelastrum</i> sp. 10 ⁷
Pyramimonadales (P) 10 ⁶
OCROFITAS
<i>Chattonella marina</i> 10 ⁵

Anexo 2. Amplitud de nicho de las especies de microalgas y cianobacterias del microfítobentos de la zona costera entre Chirimena y Puerto Francés.

Especie / Specie	Amplitud de nicho / Niche breadth
<i>Tropidoneis</i> sp.	1
<i>Nitzschia longissima</i>	3.2
<i>Anisonema acinus</i>	6.4
<i>Anabaena</i> sp.	6.4
<i>Toxarium undulatum</i>	7.3
<i>Cerataulina bicornis</i>	9.4
<i>Isthmia enervis</i>	9.9
<i>Licmophora abbreviata</i>	10
<i>Ulnaria ulna</i>	11.8
<i>Triceratium robertsonianum</i>	12.3
<i>Nitzschia</i> sp4.	12.4
<i>Leptocylindrus danicus</i>	12.7
<i>Opephora schwartzii</i>	13.7
<i>Oscillatoria</i> sp.	14.5
<i>Dinophysis acuminata</i>	14.8
<i>Stauroneis mutabilis</i>	15.5
<i>Scrippsiella acuminata</i>	16.4
<i>Asteroplanus karianus</i>	16.5
<i>Nitzschia</i> sp3.	17.2
<i>Gyrosigma tenuissimum</i>	18.5
<i>Triceratium reticulum</i>	18.9
<i>Arthrospira</i> sp.	19.1
<i>Eutreptiella gymnastica</i>	19.2
<i>Achnanthes fimbriata</i>	19.5
<i>Rhaphoneis amphiceros</i>	19.7
<i>Lyngbya</i> sp.	20.8
<i>Fragilaria striatula</i>	21.2
<i>Diplomenora cocconeiformis</i>	21.5
<i>Pleurosigma formosum</i>	21.6
<i>Grammatophora marina</i>	22.6
<i>Merismopedia</i> sp.	23.2
<i>Nostoc</i> sp.	23.9
<i>Diatomaea</i> 2	24.7
<i>Prorocentrum lima</i>	26.3

Appendix 2. Niche amplitude of microalgae and cyanobacteria species of microphytobenthos of the coastal zone between Chirimena and Puerto Francés.

Especie / Specie	Amplitud de nicho / Niche breadth
<i>Gyrodinium estuariale</i>	26.6
<i>Schizothrix</i> sp.	26.9
<i>Anaulus birostratus</i>	27.6
<i>Prorocentrum</i> sp.	27.8
<i>Trichodesmium thiebautii</i>	28.4
<i>Bacillaria paxillifera</i>	28.6
<i>Halamphora acutiuscula</i>	28.7
<i>Opephora pacifica</i>	28.9
<i>Thalassiosira aestivalis</i>	29.5
<i>Denticula</i> sp.	30.7
<i>Navicula lineola</i>	30.9
<i>Diatomella balfouriana</i>	31.5
<i>Navicula scabriuscula</i>	32.1
<i>Pleurosigma salinarum</i>	32.2
<i>Cylindrotheca closterium</i>	32.3
<i>Pleurosigma normanii</i>	32.9
<i>Amphora fluminensis</i>	35.8
<i>Navicula cancellata</i>	36.3
<i>Parlibellus delognei</i>	36.4
<i>Nitzschia clausii</i>	37.4
<i>Nitzschia acicularis</i>	38.1
<i>Nitzschia dissipata</i>	38.2
<i>Caloneis liber</i>	38.3
<i>Nitzschia</i> sp2.	38.3
<i>Plagiolema confusum</i>	38.4
<i>Pinnularia</i> sp1.	38.7
<i>Tropidoneis longa</i>	38.7
<i>Amphora proteus</i>	40.2
<i>Asterionellopsis glacialis</i>	40.5
<i>Odontidium</i> sp.	41.2
<i>Notosolenus ostium</i>	41.2
<i>Nitzschia</i> sp5.	41.4
<i>Grammatophora oceanica</i>	41.8
<i>Cocconeis dirupta</i>	42.8

Especie / Specie	Amplitud de nicho / Niche breadth
<i>Ostreopsis siamensis</i>	45.6
<i>Thalassiothrix longissima</i>	47.5
<i>Navicula cincta</i>	48.5
<i>Coscinodiscus subtilis</i>	49.8
<i>Paralia sulcata</i>	50.5
<i>Fragilaria capucina</i>	51
<i>Lyrella irrorata</i>	51.1
<i>Navicula arenicola</i>	51.2
<i>Lyrella clavata</i>	52
<i>Ctenophora pulchella</i>	52.2
<i>Fragilaria</i> sp1.	53.7
<i>Prorocentrum norrisianum</i>	55.7
<i>Coscinodiscus granii</i>	55.7
<i>Eunotogramma marinum</i>	56.1
<i>Trachyneis antillarum</i>	56.3
<i>Psammodictyon panduriforme</i>	56.6
<i>Pinnularia</i> sp2.	56.6
<i>Nitzschia dissipata</i>	58.1
<i>Tabularia fasciculata</i>	59.4
<i>Cocconeis sublittoralis</i>	59.9
<i>Biremis ambigua</i>	61.6
<i>Catacombas gaillonii</i>	62.1
<i>Halamphora turgida</i>	65.4
<i>Nitzschia frustulum</i>	65.7
<i>Stauroneis acuta</i>	65.8
<i>Amphora angustissima</i>	66.1
<i>Navicula</i> sp3.	66.6
<i>Navicula pavillardi</i>	68
<i>Cocconeis distans</i>	69.1
<i>Carinasigma recta</i>	69.9
<i>Cocconeis</i> sp.	71.8
<i>Nitzschia filiformis</i>	73.5
<i>Nitzschia</i> sp1.	80.3
<i>Navicula lanceolata</i>	81.7



Mapeo de planos lodosos con imágenes UAV en La Bocana de Iscuandé, costa Pacífica colombiana

Mapping of mudflats with UAV images in La Bocana de Iscuandé, Colombian Pacific coast

Camilo F. Mina-Cartagena¹, José E. Fuentes^{1*} y Richard Johnston-González^{2,3,4}

0000-0003-0257-1715

0000-0003-1233-4924

0000-0002-1365-8261

1. Agesat Research Group, Geography Department, Universidad del Valle, Cali, Colombia. camilo.mina@correounivalle.edu.co, jose.fuentes@correounivalle.edu.co*

2. Cornell Laboratory of Ornithology, Cornell University, New York, USA.

3. Invemar GEO, Marine Geosciences Program, Santa Marta, Colombia.

4. Asociación para el Estudio y Conservación de las Aves Acuáticas en Colombia-Calidris, Cali, Colombia. richard.johnston@cornell.edu

* Autor de correspondencia / Corresponding author.

RESUMEN

La planificación de la conservación de los ambientes marino-costeros requiere de mapas actualizados y detallados, por lo que el objetivo de este trabajo es generar la cartografía detallada de dos planos lodosos en el delta del río Iscuandé (Bocana de Iscuandé) en la costa Pacífica colombiana (departamento de Nariño). Estas son áreas importantes para la fauna, especialmente para las aves playeras migratorias. Para abordar este problema, este estudio investigó el uso de Vehículos Aéreos no Tripulados (UAV, por sus siglas en inglés) como una alternativa para recopilar información cartográfica detallada en áreas de difícil acceso utilizando métodos fotogramétricos y Sistemas de Información Geográfica (SIG). Las imágenes de los vehículos aéreos no tripulados se utilizaron para generar mapas con un alto nivel de detalle a escala 1:10.000 que incluyen información detallada sobre entornos como los planos intermareales y los manglares que no habían sido cartografiados anteriormente. Los Vehículos Aéreos no Tripulados son una herramienta práctica para cartografiar lugares en los que las condiciones meteorológicas y de acceso dificultan el uso de imágenes por satélite o de fotografía aérea convencional. En concreto, la cartografía de zonas con alta dinámica temporal y espacial, como los planos lodosos, no es posible con otras plataformas debido a su naturaleza altamente cambiante en cortos periodos de tiempo. El principal resultado muestra que es posible cartografiar los planos intermareales mostrando que se mantienen en un relativo equilibrio entre el flujo y reflujo de las olas y las mareas temporalmente e influenciadas por el clima local. Este tipo de aplicación proporciona datos críticos para las estrategias de conservación y gestión de áreas de gran importancia ecológica.

PALABRAS CLAVES: UAV, sistema de información geográfica, planos lodosos, aves playeras, Pacífico colombiano.

ABSTRACT

Conservation planning for marine-coastal environments requires updated and detailed maps; the aim of this work is to generate detailed maps for two mudflats in the Iscuandé River Delta (Bocana de Iscuandé) in the Colombian Pacific Coast (Department of Nariño). These are important areas for fauna, especially migratory shorebirds. To address this problem, this study investigated the use of unmanned aerial vehicles (UAVs) as an alternative for collecting detailed mapping information in areas of difficult access using photogrammetric methods and a geographic information system (GIS). UAV images were used to generate maps with a high level of detail at a scale of 1:10,000 that include detailed information about environments such as mudflats and mangroves which had not been mapped before. UAVs are a practical tool for mapping places where weather and access conditions hinder the use of satellite images or conventional aerial photography. They are also useful for mapping areas with high temporal and spatial variability, such as mudflats, where other platforms may not reveal their short-term dynamics. Our results show that this technique has a high potential for mapping such environments, and reveal that the Iscuandé mudflats are maintained by a relative equilibrium between the ebb and flow of waves and tides, and are also influenced by the local climate. This type of application provides critical data for conservation and management strategies of areas with great ecological importance.

KEYWORDS: UAV, geographic information system, tidal mudflats, shorebirds, Colombian Pacific.

DOI: <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2022.51.2.1161>

Publicado por Invemar

Este es un manuscrito de acceso abierto bajo la licencia CC Reconocimiento-No Comercial-Compartir Igual

Published by Invemar
This is an open Access article under the CC BY-NC-SA

INTRODUCCIÓN

El término *vehículo aéreo no tripulado* (UAV por sus siglas en inglés) se volvió común en la década de 1990 para describir aeronaves autónomas (Hoffmann *et al.*, 2004; Rao *et al.*, 2016). En los últimos años han aumentado las aplicaciones geográficas de los UAV, que adquieren datos principalmente por medio de cámaras (Zhang, 2008). La fotografía aérea permite extraer múltiples elementos de información. Por ejemplo, con una imagen capturada se pueden identificar objetos en la superficie al combinar sus propiedades de textura, forma y tonalidad. La fotografía aérea con UAV permite identificar coberturas terrestres que no se distinguen con facilidad en imágenes satelitales debido a su resolución espacial. Las aplicaciones del mapeo UAV incluyen el modelado topográfico, el inventario de flora y fauna y las estimaciones de la cobertura terrestre. (Greenwood, 2016; Fuentes *et al.*, 2018; Fuentes, 2020).

Los UAV se han utilizado para capturar imágenes de ambientes costeros (Green *et al.*, 2019) y, junto con los sistemas de información geográfica (SIG) y la fotogrametría, para clasificar y mapear la cobertura terrestre (tipos de sedimento, vegetación y cuerpos de agua), así como para estudiar sus cambios en el tiempo (Gonçalves y Henriques, 2015). También se han utilizado métodos que se basan en UAV para mapear los cambios en el litoral (Nikolakopoulos *et al.*, 2019), para evaluar la relación entre la excavación de macrofauna y la geomorfología de las marismas (Brunier *et al.*, 2020), para monitorear la biomasa en salinas costeras (Doughty y Cavanaugh, 2019), para clasificar la cobertura de terreno costero (Meng *et al.*, 2017) y para estimar la biomasa sobre la superficie de los manglares (Navarro *et al.*, 2020). Con los UAV ha sido posible realizar estudios en áreas extensas y en períodos cortos a un bajo costo (Koh y Wich, 2012). Los UAV pueden capturar imágenes de alta resolución espacial y temporal a través de vuelos más frecuentes a baja altura (Mandujano y Rísquez, 2017). En el caso de los ambientes marino-costeros de Colombia, existen en la actualidad mapas nacionales oficiales a escalas de 1:100,000 (Ideam *et al.*, 2017) con una cantidad limitada de detalles para aplicaciones a escalas más pequeñas. En Colombia se han utilizado recientemente estos métodos para mapear afloramientos rocosos y bosques de manglar (Castellanos *et al.*, 2019) y arrecifes de coral (Sierra *et al.*, 2020). Además, se han utilizado UAV para actualizar los mapas topográficos nacionales del Instituto Geográfico Nacional (Igc) en lugares donde los métodos tradicionales se encuentran limitados por condiciones climáticas y geográficas (Vergara y Arenas, 2017).

INTRODUCTION

The term unmanned aerial vehicle (UAV) became common in the 1990s for describing autonomous robotic aircraft (Hoffmann *et al.*, 2004; Rao *et al.*, 2016). In recent years, UAV geographic applications have increased, acquiring data mainly with cameras (Zhang, 2008). Aerial photography allows the extraction of multiple pieces of information. For example, with a captured image, surface objects can be identified using a combination of texture, shape and tonality properties. Aerial photography with UAVs allows the identification of land cover that is not easily distinguishable in satellite imagery because of its spatial resolution. UAV mapping applications include topographic modeling, the inventory of fauna and forest, and land cover estimates (Greenwood, 2016; Fuentes *et al.*, 2018; Fuentes, 2020).

UAVs have been used to capture images of coastal environments (Green *et al.*, 2019) and, together with geographic information systems (GISs) and photogrammetry, also to classify and map land cover (types of sediment, vegetation and water bodies) and study their temporal changes (Gonçalves and Henriques, 2015). UAV-based methods have also been used to map coastline changes (Nikolakopoulos *et al.*, 2019), evaluate the relationship between the activity of macrofauna excavation and the geomorphology of marshes (Brunier *et al.*, 2020), monitor biomass in coastal saline flats (Doughty and Cavanaugh, 2019), classify coastal land cover (Meng *et al.*, 2017), and to estimate mangrove above-ground biomass (Navarro *et al.*, 2020). With UAVs, it has been possible to conduct studies of large areas in short periods of time and at low cost (Koh and Wich, 2012). UAVs can capture images with high spatial and temporal resolution through more frequent low-altitude flights (Mandujano and Rísquez, 2017). In the case of the marine-coastal environments of Colombia, there are currently national official maps at scales of 1:100,000 (Ideam *et al.*, 2017) with a limited amount of detail for applications at smaller scales. In Colombia, these methods have recently been used to map rocky outcrops and mangrove forests (Castellanos *et al.*, 2019), and coral reefs (Sierra-Escrigas *et al.*, 2020). In addition, UAVs have been used to update the national topographic maps from the National Geographic Institute (Igc) in places where traditional methods are limited by climatic and geographic conditions (Vergara and Arenas, 2017).

Los ambientes marinos y costeros constituyen casi la mitad del territorio nacional (Andrade, 2011) y contienen múltiples ecosistemas y especies de flora y fauna. Muchos de estos ambientes brindan servicios ecosistémicos asociados a especies y espacios bajo gestión de conservación (manglares, playas, acantilados, fondos marinos blandos, corales, praderas marinas), así como servicios de suministro y sustento a muchas comunidades locales, particularmente en la costa del Pacífico. La costa del océano Pacífico colombiano es una de las regiones con las precipitaciones anuales más altas del mundo (Rangel, 2004), superada únicamente por Mawsynram y Cherrapunji en la India, pues la región Pacífica experimenta una nubosidad constante debido al desplazamiento de masas de aire del océano Pacífico y la ubicación geográfica de la serranía del Baudó y la cordillera Occidental de los Andes (Gutiérrez *et al.*, 2019), lo que limita el acceso a imágenes satelitales con poca nubosidad.

Los planos lodosos son áreas costeras casi planas en zonas intermareales que se consideran como transiciones y conexiones entre el mar y la tierra. Consisten en sedimentos no consolidados, en general arenas y limos, con sales precipitadas producto de la deposición de limos estuarinos, arcillas y detritus de animales marinos (Eisma, 1998; Tan *et al.*, 2020). Los planos lodosos se caracterizan por ser humedales que se sumergen periódicamente en agua marina (Bayliss *et al.*, 1979). Por sus aspectos geológicos y geomorfológicos, los planos lodosos pueden observarse como capas expuestas de lodo. Desde una perspectiva ambiental y ecológica, las marismas albergan un gran número de nichos ecológicos y proveen hábitats valiosos a muchas especies, incluyendo microorganismos, crustáceos, gusanos, peces y aves (Phang y Friess, 2015). Los planos lodosos o planicies intermareales son ambientes comunes a lo largo de los litorales del Pacífico, si bien son rara vez estudiados en Colombia. Los planos lodosos pueden encontrarse en las desembocaduras de los ríos y en áreas estuarinas formadas por sedimentos arenosos, arcillosos y limosos suministrados por la erosión y la acreción costera. El transporte fluvial dispone estos sedimentos en masas de lodo expuestas o sumergidas de acuerdo con el nivel de la marea y la influencia del oleaje (Gao, 2019). Los planos lodosos incluyen áreas sin vegetación como playas salinas, estuarios y bajíos arenosos; áreas con vegetación herbácea; áreas inundadas de agua salada; y áreas de aguas dulces y salobres inundadas por la marea (Igac *et al.*, 2007).

Los planos lodosos representan áreas de alta biodiversidad que incluyen diferentes especies de macroinvertebrados bentónicos (Xue *et al.*, 2019) y aves migratorias que las usan como paradas de alimentación y descanso (Burger *et al.*, 1997). Particularmente en Colombia,

Marine and coastal environments constitute approximately half of the national territory (Andrade, 2011), comprising multiple ecosystems and species of flora and fauna. Many of these environments provide ecosystem services associated with species and spaces under conservation management (mangroves, beaches, cliffs, soft seabeds, corals, seagrasses) and provisioning and support services of many local communities, particularly on the Pacific coast. The coast of the Colombian Pacific Ocean is one of the regions with the highest annual precipitation in the world (Rangel, 2004), surpassed only by Mawsynram and Cherrapunji in India, because the Pacific region experiences consistent cloud cover due to the displacement of masses of air from the Pacific Ocean and the geographical location of the Serranía del Baudó and the Eastern Cordillera of the Andes (Gutiérrez *et al.*, 2019), which limits access to low-cloud cover satellite images.

Mudflats are nearly flat coastal areas in intertidal zones that are considered transitions and links between the sea and land. They consist of unconsolidated sediments, commonly sands and silts, with precipitated salts resulting from the deposition of estuarine silts, clays and marine animal detritus (Eisma, 1998; Tan *et al.*, 2020). Mudflats are characterized as wetlands and periodically submerged by seawater (Bayliss *et al.*, 1979). From the geological and geomorphological aspects, mudflats can be seen as exposed layers of mud from an environmental and ecological perspective, marshes host a large number of ecological niches and provide valuable habitats for many species, including microorganisms, crustaceans, worms, fish and birds (Phang and Friess, 2015). Mudflats or intertidal flats are a common environment along the Pacific coastlines, although rarely studied in Colombia. Mudflats are found at the mouths of rivers and in estuarine areas formed by sandy, clayey and silty sediments contributed by erosion and coastal accretion. River transport arranges these sediments into exposed or submerged mud masses according to tidal level and the influence of wave action (Gao, 2019). Mudflats include areas without vegetation, such as saline beaches, estuaries and sandy lowlands, areas with herbaceous vegetation, areas flooded with salt water and areas of fresh and brackish water flooded by the tide (Igac *et al.*, 2007).

Mudflats represent areas with high biodiversity, including different species of benthic macroinvertebrates (Xue *et al.*, 2019) and migratory birds that use them for food and resting stopovers (Burger *et al.*, 1997). Particularly in Colombia, mudflats are the destination for the greatest

los planos lodosos son el destino del mayor número de especies de aves playeras y migratorias, así como del mayor número de individuos (Johnston-González *et al.*, 2010). Uno de los planos lodosos más importantes para las aves playeras es la Reserva de Aves Playeras de la Bocana del Río Iscuandé, a lo largo de la costa pacífica del departamento de Nariño (Cantera *et al.*, 2009). El objetivo de esta investigación fue evaluar el potencial de las técnicas UAV para el mapeo de alta resolución espacial de los planos lodosos costeros en la Bocana del Río Iscuandé del departamento de Nariño, Colombia, en diferentes condiciones climáticas.

ÁREA DE ESTUDIO

El delta del río Iscuandé está ubicado en el municipio de Santa Bárbara de Iscuandé (2° 28' N, 77° 59' W), a lo largo de la costa pacífica del departamento de Nariño. Esta área está incluida en el Complejo Marino-Costero Iscuandé-Sanquianga-Gorgona, que hace parte de la Unidad de Manejo Integrado Guapi-Iscuandé del Parque Nacional Natural Sanquianga (Figura 1). Este delta está dentro de la unidad geomorfológica de pantanos de manglar y se inunda dos veces en el día con cada marea alta. Su sustrato es fangoso y rico en materia orgánica, por lo que alberga bosques de manglar y otros organismos asociados a este ecosistema, con un rango mareal promedio de 3,7 m (Invemar *et al.*, 2003). Su relieve está determinado por la terraza aluvial del océano Pacífico y

number of shorebird and migratory species, as well as the largest number of individuals (Johnston-González *et al.*, 2010). One of the most important mudflats for shorebirds is the shorebird reserve Bocana del Río Iscuandé, along the Pacific Coast of Department of Nariño (Cantera *et al.*, 2009). The objective of this research was to test the potential of UAVs techniques for high spatial resolution mapping of coastal mudflats in the Bocana del Río Iscuandé, Nariño department, Colombia, under different weather conditions.

STUDY SITE

The Iscuandé River Delta is located in the municipality of Santa Bárbara de Iscuandé (2° 28' N, 77° 59' W) along the Pacific Coast of the Department of Nariño. This area is included in the Iscuandé-Sanquianga-Gorgona Coastal Marine Complex, which forms part of the Guapi-Iscuandé Integrated Management Unit, in the Sanquianga National Natural Park (Figure 1). This delta lies within the geomorphological unit of mangrove swamps, flooding twice daily at each high tide; its substrate is muddy and rich in organic matter, so it hosts mangrove forests and other organisms associated with this ecosystem, presenting an average tidal range of 3.7 m (Invemar *et al.*, 2003). Its relief is determined by the alluvial shelf of the Pacific Ocean and is characterized by lowlands and floodplains adjacent to the sea, traversed by estuaries. Located in the

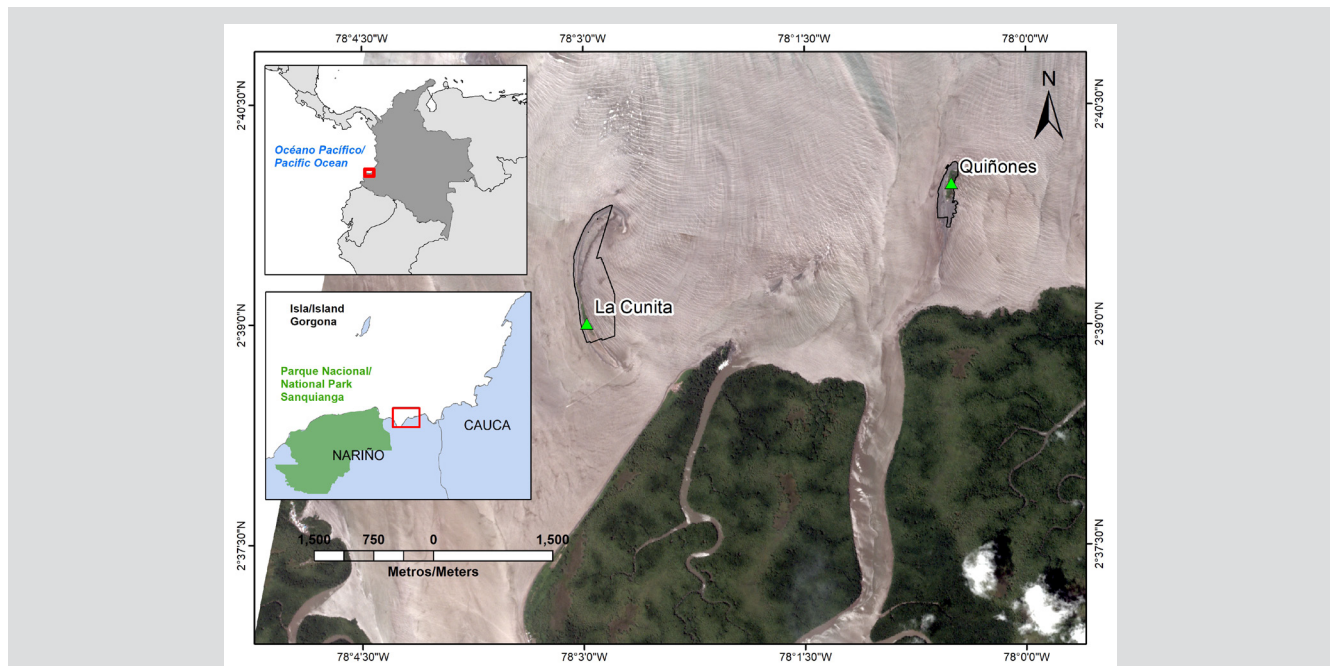


Figura 1. Ubicación de los planos lodosos La Cunita y Quiñones del Pacífico colombiano en una imagen satelital PlanetScope de agosto de 2019.

Figure 1. Location of the La Cunita and Quiñones mudflats in the Colombian Pacific in a PlanetScope satellite image from August 2019.

se caracteriza por tierras bajas y llanuras aluviales adyacentes al mar, atravesadas por estuarios. Ubicada en la región biogeográfica del Chocó Neotropical, la Bocana de Iscuandé recibe un promedio de lluvias de 3 318 a 5 909 mm año⁻¹ (Rangel, 2004). Entre sus paisajes y ecosistemas hay bosques de manglar, bosques de llanura aluvial, playas, islas de barrera y marismas, con diversas comunidades de peces, moluscos, crustáceos, bivalvos y aves playeras (Calidris *et al.*, 2017). Hay dos planos lodosos a las orillas del litoral de Iscuandé que se conocen localmente como bajo La Cunita (2°39'15" N, 78°03'00" W) y bajo Quiñones (2°39'57" N, 78°00'28" W) (Figura 1). Estos planos lodosos se reconocen como sitios de importancia biológica a nivel nacional y se declararon sitios de importancia regional dentro de la Red Hemisférica de Reservas para Aves Playeras (WHSRN, por sus iniciales en inglés) en 2009 debido a sus poblaciones significativas de aves migratorias (Calidris, 2017).

MATERIALES Y MÉTODOS

Durante los meses de agosto y noviembre de 2019, se visitaron los planos lodosos de La Cunita y Quiñones de 9 a 10 am con la marea baja para obtener imágenes de los planos expuestos en condiciones óptimas de luz solar. Se capturaron las imágenes con dos UAV convencionales. Para el primer vuelo en Quiñones se utilizó el UAV DJI Phantom 3 con un sensor RGB CMOS de 1/2.3" (12 MP efectivos), con una resolución máxima de 4 000 x 3 000 píxeles. Para el segundo vuelo en Quiñones y los dos vuelos en La Cunita se utilizó un vehículo DJI Mavic Air equipado con RGB CMOS de 1/2.3" (12 MP efectivos), con una resolución máxima de 4056 x 3040 píxeles. Las imágenes se georreferenciaron mediante un sistema global de navegación por satélite (GNSS) que incluye vehículos tanto en el Sistema de Posicionamiento Global (GPS, EEUU) y el Sistema Global de Navegación por Satélite GLONASS (Rusia), con precisiones horizontales y verticales de aproximadamente $\pm 1,5$ m y $\pm 0,5$ m respectivamente.

Se prepararon los vuelos mediante la plataforma en línea DroneDeploy, donde el área a fotografiar se escogió usando Google Maps y se definieron variables de vuelo como la altitud y el traslape, *i.e.*, el porcentaje de área común entre fotografías. El valor de la altitud guarda una relación inversa con el número de fotos tomadas durante el vuelo, *i.e.*, a mayor altura, menos fotos tomadas, y viceversa. Se requiere una gran superposición entre imágenes para obtener resultados de alta precisión. Por lo tanto, el plan de adquisición de imágenes se diseñó con cuidado para que tuviera el traslape suficiente en función del tiempo de vuelo. Teniendo en cuenta variables

neotropical Chocó Biogeographic region, the Bocana de Iscuandé receives an average annual rainfall of 3,318 to 5,909 mm yr⁻¹ (Rangel, 2004). Among its landscapes and ecosystems are mangrove forests, floodplain forests, beaches, barrier islands and mudflats, with diverse communities of fish, mollusks, crustaceans, bivalves and shorebirds (Calidris *et al.*, 2017). There are two mudflats along the shores of the Iscuandé coastline known locally as Bajo La Cunita (2°39'15" N, 78°03'00" W) and Bajo Quiñones (2°39'57" N, 78°00'28" W) (Figure 1). These mudflats are recognized as sites of biological importance at the national level and have been declared as a Regional important site within the Western Hemisphere Shorebird Reserve Network (WHSRN) in 2009 due to their significant populations of migratory birds (Calidris, 2017).

MATERIALS AND METHODS

During the months of August and November of 2019, the mudflats of La Cunita and Quiñones were visited between 9 and 10 am at low tide to obtain images of exposed mudflats and with optimal solar light conditions. The images were captured with two conventional UAVs. For the first flight in Quiñones, the DJI Phantom 3 UAV was used, with a 1/2.3" CMOS RGB sensor (12 effective MP) with a maximum resolution of 4,000 x 3,000 pixels. For the second flight in Quiñones and the two flights in La Cunita, a DJI Mavic Air vehicle was used, equipped with a 1/2.3" CMOS RGB sensor (12 MP effective) with a maximum resolution of 4056 x 3040 pixels. The images were georeferenced using a global navigation satellite system (GNSS) that includes vehicles in both the Global Positioning System (GPS, USA) and Global Navigation Satellite System (GLONASS, Russia), with horizontal and vertical accuracies of approximately ± 1.5 m and ± 0.5 m, respectively.

The flights were prepared with the online platform DroneDeploy, in which the area to be photographed was chosen using Google Maps and flight variables such as flight height and overlap were defined, that is, the percentage of the common area between photographs. The value of the height has an inverse relationship with the number of photos taken during the flight; that is, the greater the height, the fewer photos were taken, and vice versa. A large overlap between images is required to obtain high-precision results. Therefore, the image acquisition plan was carefully designed to have sufficient overlap as a function of the flight time. Taking into account atmospheric variables such as wind speed and cloudiness, a height of 90 m was established for the

atmosféricas como la velocidad del viento y la nubosidad, se estableció una altitud de 90 m para los vuelos de La Cunita y de 150 m para Quiñones, con un porcentaje de traslape del 65 % para ambos vuelos. Se estableció una distancia de muestreo del suelo (GSD) de menos de 15 cm por tamaño del píxel, teniendo en cuenta que el tipo de terreno a mapear era una zona intermareal principalmente plana. Se ejecutaron las mismas misiones de vuelo en cada área porque DroneDeploy guarda las misiones previas para uso futuro.

Posteriormente se procesaron las imágenes en el software fotogramétrico específico para vuelos UAV Pix4Dmapper, versión 4.2.27. El software encuentra de manera automática miles de puntos comunes entre imágenes. Cada punto característico que se encuentre en una imagen se denomina punto clave [*keypoint*]. Cuando los puntos claves coinciden en dos o más imágenes, se consideran coincidentes y se utilizan para generar un punto tridimensional. Entre más puntos clave haya, con mayor precisión se podrán calcular a partir de un grupo de fotografías tomadas desde un UAV. A partir de estas fotos se crea una nube de puntos en función del porcentaje de superposición, lo cual facilita el cálculo de la paralaje y la posterior reconstrucción tridimensional de las formas presentes en las imágenes, generando una ortofotografía del área de sobrevuelo. Previo a este paso se añaden los puntos de control del suelo (GCP) de los datos tomados del GNSS para mejorar el posicionamiento de las imágenes. Como resultado se generaron cuatro ortofotos, y se escogió el sistema de coordenadas universal transversal de Mercator (UTM 17 Norte) para el área de estudio. Las ortofotos resultantes de las imágenes del vehículo DJI Phantom 3 se escalaron a 14,93 cm/píxel, mientras que las del dron DJI Mavic Air se escalaron a valores entre 4,32 y 5,39 cm/píxel (Tabla 1). En total se tomaron más de 1510 fotografías durante los cuatro vuelos sobre los dos planos lodosos.

La Cunita flights and 150 m for Quiñones, with an overlap percentage of 65 % for both flights. A ground sampling distance (GSD) was set for all flights to be less than 15 cm pixel size, considering that the type of terrain to be mapped was a mainly flat intertidal zone. The same flight missions were executed in each area because DroneDeploy saves previous missions for use in the future.

Subsequently, images were processed in the UAV flight-specific photogrammetric software Pix4Dmapper version 4.2.27. The software automatically finds thousands of common points between images. Each characteristic point found in an image is called a keypoint. When keypoints coincide in two or more images, they are considered coincident and are used to generate a three-dimensional point. The more keypoints there are, the more accurately they can be calculated from a group of photographs taken from a UAV. From these photos, a point cloud is created as a function of the overlap percentage, which facilitates calculation of the parallax and subsequent three-dimensional reconstruction of the shapes present in the images, thus generating an orthophotograph of the overflight area. Prior to this step, the ground control points (GCP) of the data taken with the GNSS are added to improve the positioning of the images. As a result, four orthophotos were generated and the Universal Transverse Mercator output coordinate system (UTM 17 North) was chosen for the study area. The orthophotos resulting from the images from the DJI Phantom 3 vehicle were scaled to 14.93 cm/pixel, while the DJI Mavic Air drone images were scaled to values ranging between 4.32 and 5.39 cm/pixel (Table 1). In total, more than 1510 photographs were taken in the four flights over the two mudflats.

Tabla 1. Escalas de píxeles de las ortofotos resultantes.

Mes / Month	Ortofoto / Orthophoto	Escala de píxeles (cm/píxel) / Pixel scale (cm/pixel)
Agosto / August	Cunita	4.32
	Quiñones	14.93
Noviembre / November	Cunita	4.73
	Quiñones	5.39

Table 1. Pixel scales of the resulting orthophotos.

Las ortofotos se cargaron en ESRI® ArcGIS, versión 10.5, y se utilizaron para crear una capa de cobertura de terreno con las siguientes clases: banco de arena, manglar, pasto, estanque, matorral (majagua) y planos lodosos mareales. Las

Orthophotos were uploaded to ESRI® ArcGIS version 10.5 and used to create a land cover layer with the following classes: sand spit, mangrove, grass, pond, shrubland (*majagua*) and tidal mudflats. The final mapping scale was of

escalas finales de mapeo fueron 1:5000 para Bajo La Cunita y de 1:2500 para Bajo Quiñones. La diferencia entre las escalas se relaciona con el uso de dos vehículos con sensores de resoluciones máximas diferentes. La Figura 2 resume los métodos mencionados.

Después de elaborar las ortofotos (Figura 3) se generaron los polígonos finales de fotointerpretación para realizar la cartografía temática de las dos zonas.

1:5000 for Bajo La Cunita and 1:2500 for Bajo Quiñones. The difference in scale was related to the use of two vehicles with different maximum resolution sensors. Figure 2 summarizes the above methods.

After the orthophotos were produced (Figure 3), the final photointerpretation polygons were generated to construct the thematic cartography of the two zones.

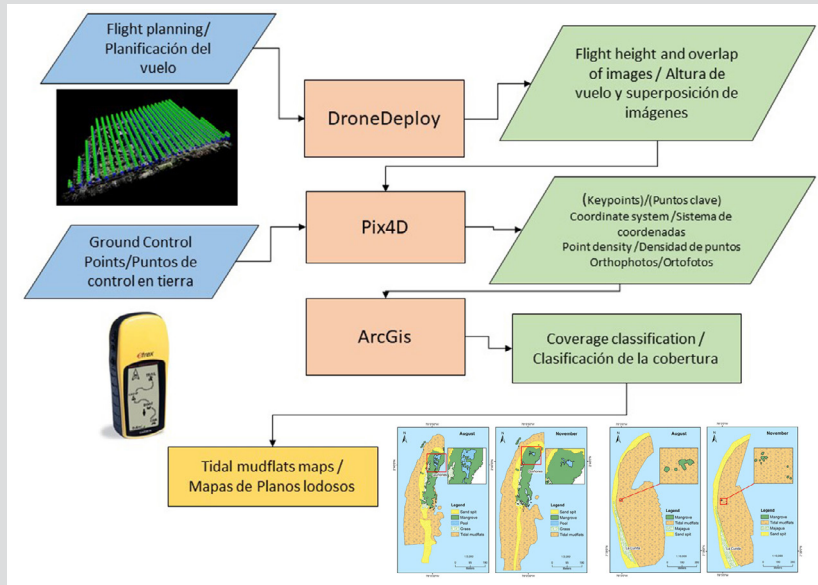


Figura 2. Diagrama de flujo para mapear los planos lodosos

Figure 2. Flow diagram for mudflat mapping.

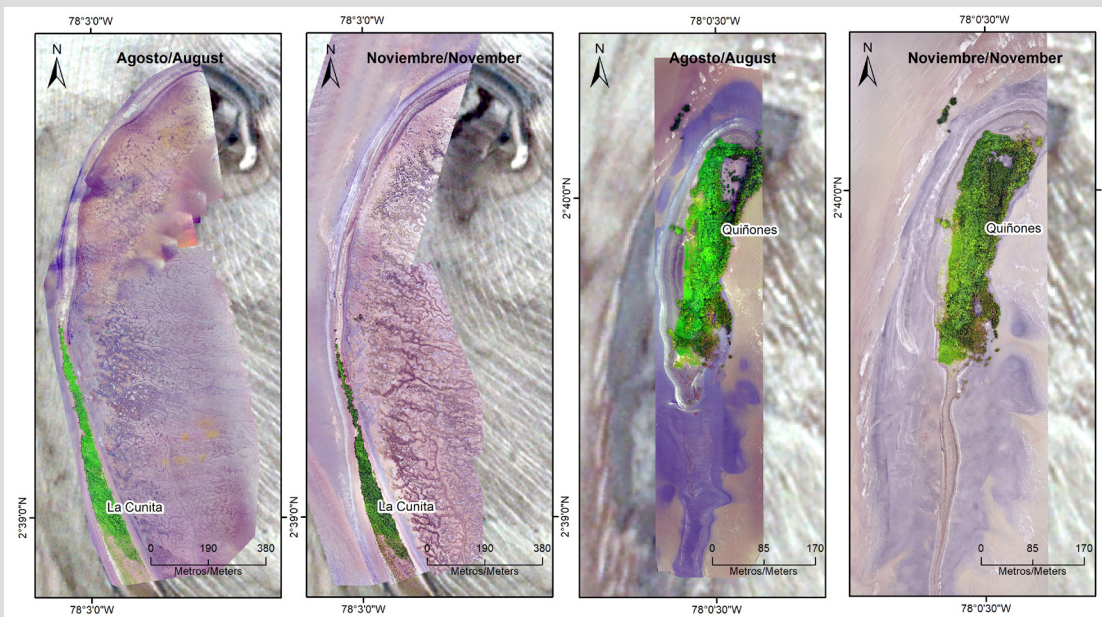


Figura 3. Ortofotos de los planos lodosos de La Cunita y Quiñones entre agosto y noviembre de 2019. El fondo es una imagen de PlanetScope de agosto de 2019.

Figure 3. Orthophotos of the La Cunita and Quiñones mudflats from August to November 2019. The background is a PlanetScope image from August 2019.

RESULTADOS

La llanura mareal de La Cunita, la más grande en el territorio, tiene una extensa área de sedimentos fangosos en su borde oriental, donde se forma una red de canales superficiales que drena en dirección occidente-oriente en función de la pendiente (Figura 4). Un banco de arena rodea la masa de sedimentos fangosos al oeste porque esta área no se inunda durante la marea alta y protege el plano lodoso del oleaje. Hay una franja de majagua (*Talipariti tiliaceum*) sobre el banco de arena y algunos individuos de mangle rojo (*Rhizophora mangle*) sobre el plano lodoso (Figura 5).

RESULTS

The Cunita tidal flat, the largest in the territory, has an extensive area of muddy sediments at its eastern margin in which a network of surface channels is formed that drains in the west-east direction as a function of the slope (Figure 4). A sandbar borders the mass of muddy sediments on the west because this area is not flooded during high tide and protects the mudflat from wave action. There is a strip of majagua (*Talipariti tiliaceum*) over the sandbar, and some individuals of red mangrove (*Rhizophora mangle*) over the mudflat (Figure 5).

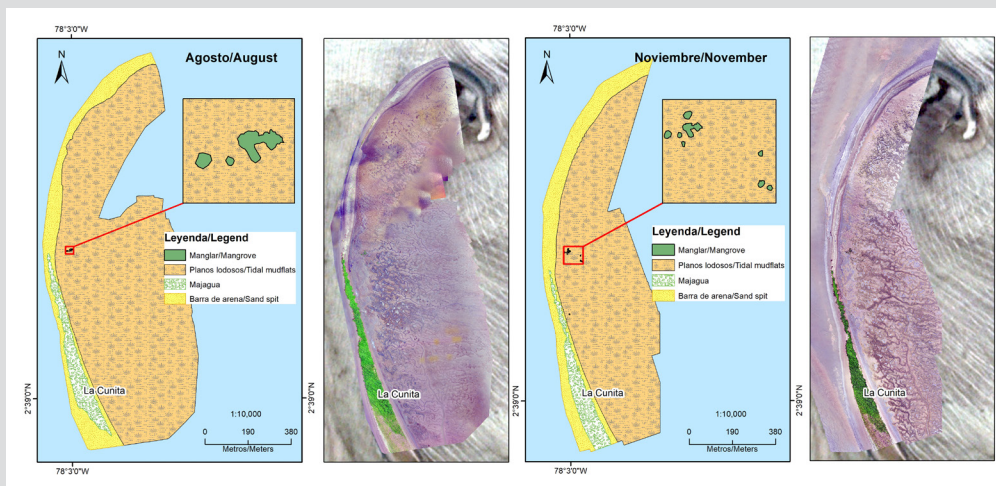


Figura 4. Mapa del Bajo La Cunita en agosto (los dos paneles de la izquierda) y noviembre (los dos paneles de la derecha) de 2019. El fondo es una imagen de PlanetScope de agosto de 2019.

Figure 4. Map of Bajo La Cunita for August (2 left panels) and November (2 right panels) of 2019. The background image is a PlanetScope image from August 2019.

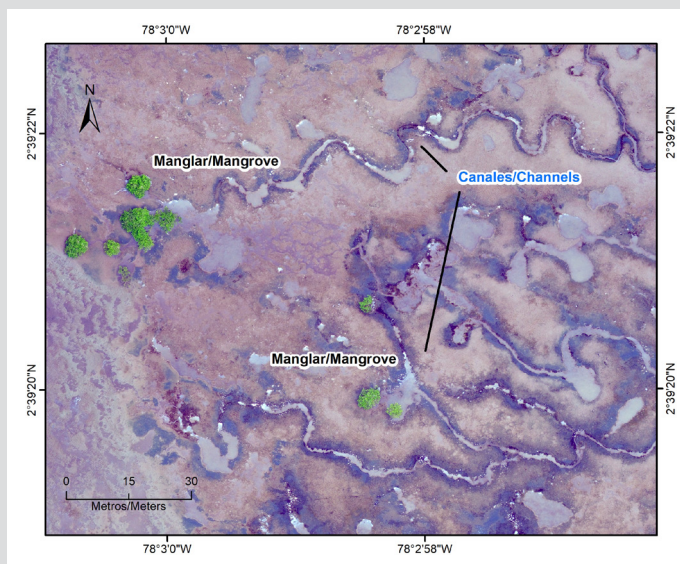


Figura 5. Sistema de canales en la zona fangosa e individuos de mangle rojo en Bajo La Cunita. El color púrpura muestra una acumulación de materia orgánica en descomposición y sedimentos.

Figure 5. Channel system in the muddy zone and red mangrove individuals in Bajo La Cunita. The purple color shows an accumulation of decomposing organic matter and sediments.

Hubo varios cambios en la extensión de las coberturas costeras entre agosto y noviembre, incluyendo la acreción del banco de arena en el extremo norte, la reducción del tamaño de la franja de arbustos de majagua y el incremento en el número de mangles rojos (Tabla 2). Aunque parece que el área de sedimentos fangosos expuestos se redujo, es más probable que este efecto se deba al muestreo. Las diferencias en la altura de la marea y la dificultad para componer mosaicos de imagen en áreas cercanas al agua hacen que sea difícil obtener un traslape perfecto, así como dilucidar cambios en el área de los planos lodosos.

There were several changes in the extension of coastal covers from August to November, including the accretion of the sand bar at the northern end, the decrease in size of the majagua shrubland strip, and the increase in the number of red mangroves (Table 2). Although the area of exposed muddy sediments apparently decreased, this effect is more likely due to sampling. Differences in tidal height and the difficulty of compositing image mosaics in areas close to the water make it difficult to obtain a perfect overlap, as well as to determine changes in the area of mudflats.

Tabla 2. Cambios en la extensión de la cobertura de terreno (ha) en La Cunita.

Table 2. Changes in land cover extent (ha) at La Cunita.

Cobertura de terreno / Land cover	Extensión / Extent (ha)	
	Agosto / August	Noviembre / November
Planos lodosos mareales / Tidal mudflats	64.95	44.73*
Banco de arena / Sand spit	9.69	11.63
Majagua	4.78	3.51
Manglar / Mangrove	0.01	0.02
Total	79.43	59.89

* Disminución aparente. Ver explicación en el texto.

* Apparent decrease, see text for explanation

Como el plano lodoso más grande del área estuarina, La Cunita alberga el mayor número de aves playeras por número de especies e individuos, tales como especímenes de la familia Scolopacidae, junto con especies de la familia Charadriidae. Las aves buscan comida en el sustrato fangoso y descansan y anidan para reproducirse en los bancos de arena con vegetación.

As the largest mudflat of the estuarine area, La Cunita houses the largest number of shorebirds by number of species and individuals, such as specimens of the family Scolopacidae along with species of the family Charadriidae. Birds seek food in the muddy substrate and rest and nest in the vegetated sand bars to reproduce.

Bajo Quiñones tiene una superficie total y un área fangosa menores que La Cunita (Figura 6). La vegetación está dominada por un grupo de mangles rojos más altos y maduros que los de La Cunita. Hay pastos halófilos junto a los manglares

Bajo Quiñones has a smaller total surface area and muddy area than La Cunita (Figure 6). The vegetation is dominated by a group of red mangroves (*Rhizophora mangle*) taller and more mature than those at La Cunita. Halophilous grasses are found next to the mangroves to the west and at the

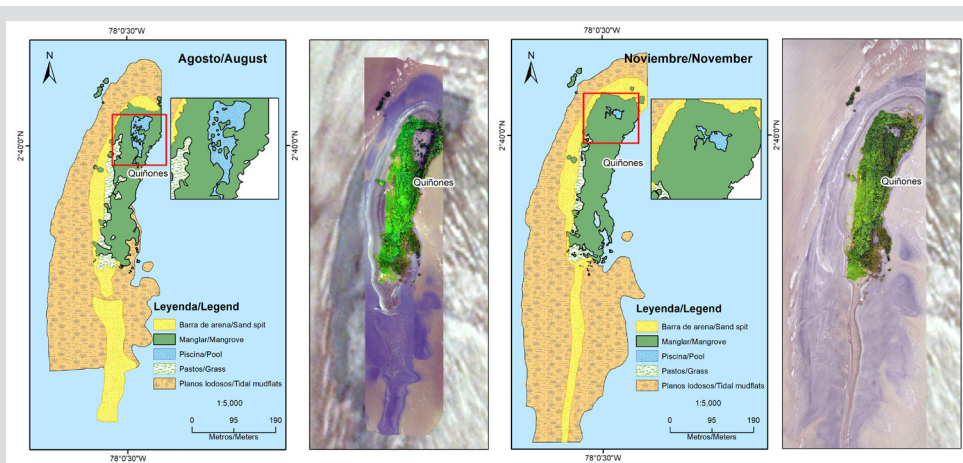


Figure 6. Map of Bajo Quiñones from August (2 left panels) and November (2 right panels) of 2019. The background image is a PlanetScope image from August 2019.

Figure 6. Map of Bajo Quiñones from August (2 left panels) and November (2 right panels) of 2019. The background image is a PlanetScope image from August 2019.

al occidente y en el centro de esta área. Hacia el norte hay un pequeño estanque de agua marina rodeado por manglares y habitado por crustáceos como el cangrejo azul. Un banco de arena atraviesa el plano lodoso de norte a sur, en pendiente hacia el este, similar al de La Cunita, pero de menor longitud.

De agosto a noviembre, la extensión de los planos lodosos intermareales expuestos aumenta (hay que tener en cuenta que los bordes de los mosaicos no coinciden en su totalidad porque la altura de la marea modifica la imagen resultante). Adicionalmente, el ancho del banco de arena disminuye, particularmente en su extremo sur (Tabla 3).

Tabla 3. Cambios en la cobertura del terreno (ha) en Bajo Quiñones.

Cobertura de terreno / Land cover	Extensión / Extent (ha)	
	Agosto / August	Noviembre / November
Planos lodosos intermareales / Tidal mudflats	9.54	10.21
Banco de arena / Sand spit	2.46	2.23
Manglar / Mangrove	2.31	2.86
Pasto / Grass	0.55	0.43
Estanque / Pool	0.22	0.04
Total	15.08	15.77

center of this area. To the north, there is a small seawater pond inhabited by crustaceans such as the blue crab (*Cardissoma crasum*) surrounded by mangroves. A sandbar traverses the mudflat from north to south, sloping eastward, similar to that one at La Cunita, but with a shorter length.

From August to November, the extent of exposed intertidal mudflats increases (note that the mosaic borders do not match entirely because the tidal height modifies the resulting image). Additionally, the width of the sand bar decreases, particularly at its southern tip (Table 3).

Table 3. Changes in land cover (ha) at Bajo Quiñones.

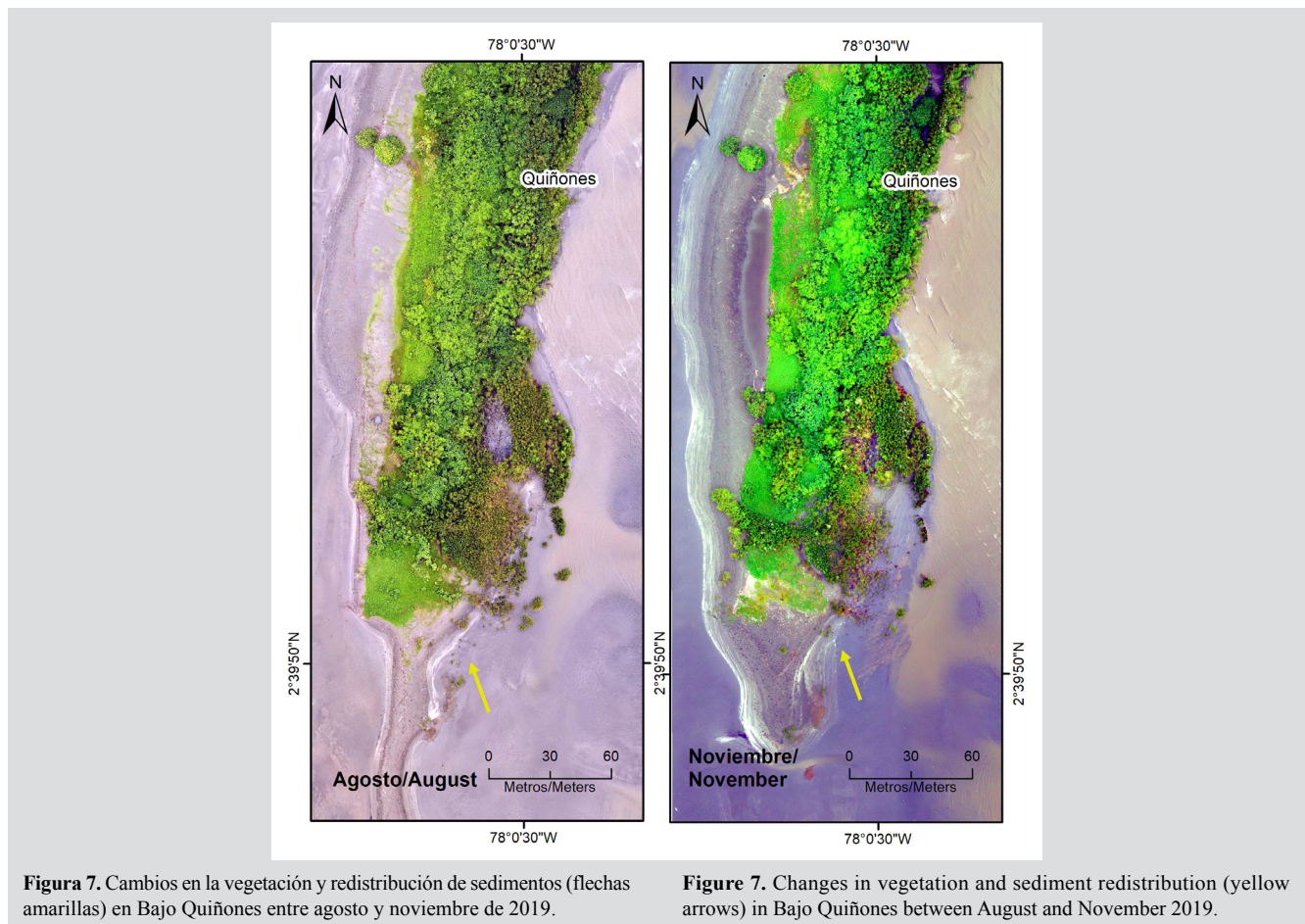


Figura 7. Cambios en la vegetación y redistribución de sedimentos (flechas amarillas) en Bajo Quiñones entre agosto y noviembre de 2019.

Figure 7. Changes in vegetation and sediment redistribution (yellow arrows) in Bajo Quiñones between August and November 2019.

Durante este periodo, el área de manglar aumenta a expensas del pasto y el agua (estanque). Además, hay una redistribución de sedimentos a lo largo de la playa (Figura 7).

Este plano lodoso alberga un menor número de individuos de aves debido al limitado espacio disponible. Sin embargo, hay presencia de aves más grandes como el pelicano pardo (*Pelecanus occidentalis*), que utiliza los grandes árboles de los manglares para descansar.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

El uso de UAV para mapear planos lodosos permitió una inspección detallada de los ambientes que no habían sido mapeados debido a las limitaciones de acceso y a las condiciones de nubosidad. Es preciso anotar que el tamaño relativamente pequeño del área de estudio (< 79 ha) permite el uso de esta técnica, lo cual no sería viable en inspecciones nacionales a mayor escala, tales como el Mapa de Ecosistemas Continentales y Costeros, de carácter oficial. Además, el mapeo mediante UAV es útil para evaluar cambios espaciales en periodos cortos, tal como lo demuestran estudios realizados en otras áreas costeras (Samiappan *et al.*, 2017a, 2017b; Gonçalves *et al.*, 2018; Broussard *et al.*, 2020; Gómez-Gutiérrez y Gonçalves, 2020) y el presente estudio. En ecosistemas costeros, los modelos de elevación de alta precisión y las ortofotos derivadas de conjuntos de datos tomados por los UAV mejoran el detalle espacial y temporal del reconocimiento geomorfológico. La implementación exitosa de un reconocimiento por UAV aumentó la resolución temporal del conjunto de datos y redujo potencialmente los costos de despliegue. Esto demuestra la alta resolución espacial y temporal que brindan los UAV cuando vuelan a bajas altitudes y con la frecuencia deseada por el investigador (Mandujano *et al.*, 2017). La fotogrametría de los UAV se ha convertido en una solución relevante —y posiblemente más asequible— para el monitoreo costero, según Gonçalves y Henriques (2015). Esta afirmación coincide con la mejora en la clasificación de planos lodosos mediante la fotointerpretación de imágenes de muy alta resolución. Los resultados son precisos en la medida en que los elementos en la fotografía pueden observarse en detalle mediante el *zoom*, junto con las notas y registros hechos en el campo, para identificar especies de plantas y características geográficas con mayor facilidad. El proceso, aunque consume más tiempo, brinda resultados más precisos en comparación con la clasificación de imágenes satelitales (Schmedtmann y Campagnolo, 2015; Broussard *et al.*, 2020).

En este caso, el uso de UAVs permitió una caracterización detallada de las dinámicas espaciales y

During this period, the mangrove area increases at the expense of grass and water (pond). In addition, there is sediment redistribution along the beach (Figure 7).

This mudflat houses a smaller number of bird individuals due to the limited space available; however, larger birds such as the brown pelican (*Pelecanus occidentalis*) are present as they use large mangrove trees for resting.

DISCUSSION AND CONCLUSIONS

The use of UAVs for mudflat mapping allowed the detailed survey of environments that had not been mapped before due to their limited access and cloud cover conditions. It should be noted that the relatively small size of the study area (< 79 ha) allows the use of this technique, which would not be feasible for larger scale national surveys such as the official Continental and Coastal Ecosystems Map. Additionally, UAV mapping is useful to assess spatial changes over a short period of time, as shown by studies in other coastal areas (Samiappan *et al.*, 2017a, 2017b; Gonçalves *et al.*, 2018; Broussard *et al.*, 2020; Gómez-Gutiérrez and Gonçalves, 2020) and in the present study. In coastal environments, high-accuracy elevation models and the orthophotos derived from UAVs datasets improve the temporal and spatial detail of geomorphological surveys, successful implementation of a UAVs survey increased the temporal resolution of the dataset and potentially reduced the cost of deployment. Demonstrating the high spatial and temporal resolution that UAVs provide when flying at very low altitudes and at the frequency desired by the researcher (Mandujano, *et al.* 2017). Photogrammetry from UAVs has become an important and possibly more affordable solution for coastal monitoring according to Gonçalves and Henriquez (2015). This assertion coincides with improved classification of mudflats through photointerpretation of very high-resolution images. The results are accurate to the extent that the elements in the photograph can be observed in detail through zooming along with the notes and records made in the field to more easily identify plant species and geographic features. The process, although more time-consuming, provides more accurate results compared to the classification of satellite imagery (Schmedtmann and Campagnolo 2015; Broussard *et al.*, 2020).

In our case, the use of UAVs allowed a detailed characterization of the spatial and temporal dynamics of the La Bocana de Iscuandé mudflats, where we found differences in their sedimentological and morphological constitution. Specifically, we found differences in the type of materials,

temporales de los planos lodosos de La Bocana de Iscuandé, donde se encontraron diferencias en la constitución sedimentológica y morfológica. En específico, se encontraron diferencias en los tipos de materiales, en la pendiente y en la actividad de la marea y de las olas, condiciones que moldean el desarrollo y evolución de estos paisajes (Gao, 2019) y les dan un alto dinamismo espacial en periodos cortos. Estas características los hacen sitios ideales para el monitoreo con la ayuda de UAV.

Las limitaciones de esta técnica en nuestro estudio incluyen la dificultad para obtener puntos de control en el suelo (GCP) de alta precisión, las diferentes resoluciones espaciales relacionadas con el uso de cámaras diferentes y el ruido de áreas con agua en movimiento. Con respecto a los GCP, no se utilizaron GCP de alta precisión, lo cual es típico de esta técnica, debido a la dificultad para acceder a las áreas fangosas expuestas al mar. Aun así, las ortofotos no mostraron ninguna distorsión significativa causada por su limitada extensión espacial y su topografía plana. Su correcto posicionamiento se corroboró con imágenes ortorrectificadas de un satélite planetario con resolución de 3 m con fecha similar a la de los vuelos aquí discutidos. El uso de UAV con resoluciones espaciales y sensores diferentes, a pesar de que no compromete el detalle del mapeo final, arrojó algunas diferencias en el tamaño de los píxeles, por lo que se aconseja usar un solo vehículo para obtener ortofotos con tamaños de píxel similares. Finalmente, las imágenes tenían un efecto de ruido por el reflejo de la luz solar en áreas con agua marina en movimiento, si bien se adquirieron cuando el sol no estaba en su cénit. Las fotos con este efecto no pudieron ser combinadas por medio del software, lo que resultó en algunas diferencias en la extensión de las ortofotos finales. Para vuelos futuros que incluyan áreas marinas, debe considerarse el uso de elementos flotantes con colores contrastantes (*i.e.*, boyas) como puntos de control para aumentar la precisión de las ortofotos.

Los UAV son herramientas prácticas para mapear espacios cuyas dimensiones y condiciones meteorológicas dificultan el estudio con imágenes satelitales o fotografía aérea convencional, *e.g.*, las áreas costeras remotas. En este estudio se utilizaron imágenes UAV para caracterizar las dinámicas de dos planos lodosos en el transcurso de cuatro meses, utilizando resoluciones espaciales y temporales muy altas. Una mayor frecuencia de vuelos y puntos de control terrestres más precisos, junto con más estudios sobre su geología, biología y calidad ambiental generan datos críticos para la planeación de conservación en lugares de gran importancia ecológica, particularmente para las aves migratorias.

slope and tidal and wave activity, conditions that shape the development and evolution of these landscapes (Gao, 2019) and give them a high spatial dynamism over short periods of time. Such characteristics make them an ideal site to monitor with the aid of UAVs.

Limitations of this technique for our study area include the difficulty in obtaining high-precision ground control points (GCP), different spatial resolutions related to the use of different cameras, and noise from areas with moving water. With regards to GCPs, we did not use high-precision GCPs, as is typical for this technique, due to the difficulty in accessing the muddy areas exposed to the sea. Even so, the orthophotos did not show any significant distortions due to their limited spatial extent and flat topography. Their correct positioning was corroborated with orthorectified images from the 3-m-resolution Planet satellite with similar dates to our flights. The use of UAVs with different spatial resolutions and sensors, despite not compromising the final mapping detail, yielded some differences in pixel size so it is advisable to use a single vehicle and thus obtain orthophotos with similar pixel size. Finally, images had a noise effect from sunlight reflection in areas with moving seawater, even if they were acquired when the sun was not at its zenith. Photos with this effect could not be merged by the software, resulting in some differences in the extent of the final orthophotos. For future flights that include marine areas, the use of floating elements of contrasting colors such as buoys should be considered to use as control points, thus increasing the accuracy of the orthophotos.

UAVs are a practical tool for mapping spaces whose dimensions and meteorological conditions make them inconvenient to study with satellite images or conventional aerial photography, for example, remote coastal areas. Here, we used UAV images to characterize the dynamics of two mudflats over a period of four months, using very high spatial and temporal resolutions. The increased flight frequency and more precise terrestrial control points, together with more studies about their geology, biology and environmental quality, will generate critical data for conservation planning in places of great ecological importance, particularly for migratory birds.



AGRADECIMIENTOS

Este estudio fue financiado con un subsidio del programa de Fraternidad de Soluciones Costeras de la Universidad de Cornell y recibió apoyo logístico de la Asociación Calidris en el marco del proyecto de pasantía Mapeo de planos lodosos en la Bocana de Iscuandé, Departamento de Nariño, a partir de imágenes UAV. También recibió apoyo de la Vicerrectoría de Investigaciones de la Universidad del Valle por medio del subsidio CI 4406 – Convocatoria Interna 124-2020 asociado al proyecto Análisis multi-temporal de la vulnerabilidad por erosión costera en la Unidad Ambiental Costera Málaga Buenaventura. Queremos agradecer al Consejo Comunitario Esfuerzo Pescador de La Bocana de Iscuandé en el municipio de Santa Bárbara, departamento de Nariño, por permitarnos acceder a su territorio, así como a la Asociación Calidris y a la Universidad del Valle por su asesoría técnica.

ACKNOWLEDGMENTS

This study was funded with a grant from the Coastal Solutions Fellowship program of Cornell University and logistical support from Calidris Association for the internship project *Mapping of mudflats in the Bocana de Iscuandé in the Department of Nariño from UAV images*, and supported by the Research Vice-Principalship of Universidad del Valle under grant CI 4406 – Internal Call 124-2020 associated with the project *Multi-temporal analysis of coastal erosion vulnerability in the Málaga Buenaventura Coastal Environmental Unit*. We would like to thank the Consejo Comunitario Esfuerzo Pescador (Fisheries Effort Community Council) of La Bocana de Iscuandé in the municipality of Santa Bárbara de Iscuandé in the department of Nariño for allowing access to its territory and the Calidris Association and the University of Valle for their technical advice.

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Andrade, M.G. 2011. Estado del conocimiento de la biodiversidad en Colombia y sus amenazas. Consideraciones para fortalecer la interacción ciencia-política. *Rev. Acad. Col. Cien.*, 35 (137):491-508.
- Bayliss-Smith, T. P., R. Healey, R. Lailey, T. Spencer and D. R. Stoddart. 1979. Tidal flows in salt marsh creeks. *Estuar. Coast.*, 9 (3):235-55. doi: [https://doi.org/10.1016/0302-3524\(79\)90038-0](https://doi.org/10.1016/0302-3524(79)90038-0)
- Broussard, W. P., J.M. Visser and R.P. Brooks. 2020. Quantifying vegetation and landscape metrics with hyperspatial unmanned aircraft system imagery in a coastal oligohaline marsh. *Estuar. Coast.*, 1-12. doi: <https://doi.org/10.1007/s12237-020-00828-8>
- Brunier, G., E. Michaud, J. Fleury, E.J. Anthony, S. Morvan and A. Gardel. 2020. Assessing the relationship between macro-faunal burrowing activity and mudflat geomorphology from UAV-based Structure-from-Motion photogrammetry. *Remote Sens. Environ.*, 241:111717. doi: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.111717>
- Burger, J., L. Niles and K.E. Clark. 1997. Importance of beach, mudflat and marsh habitats to migrant shorebirds on Delaware Bay. *Biol. Conserv.*, 79 (2):283-92. doi: [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(96\)00077-8](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(96)00077-8)
- Calidris. 2017. La Bocana de Iscuandé, un lugar que conservamos, Resultados del monitoreo participativo en el territorio colectivo del Consejo Comunitario Esfuerzo Pescador. Cali. 134 p.
- Cantera, J.R., A. Giraldo, V. Castrillon, F. Cortes, A. Guzman, L.M. Mejía-Ladino, H. Saenz, O.D. Solano y E. Montoya. 2009. Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia. Año 2008. *Inst. Invest. Mar. Cost. Invemar*, Santa Marta.
- Castellanos-Galindo, G.A., E. Casella, J.C. Mejía-Rentería and A. Rovere. 2019. Habitat mapping of remote coasts: Evaluating the usefulness of lightweight unmanned aerial vehicles for conservation and monitoring. *Biol. Conserv.*, 239:108282. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108282>
- Doughty, C.L. and K.C. Cavanaugh. Mapping coastal wetland biomass from high resolution Unmanned Aerial Vehicle (UAV) imagery. *Rem. Sens.*, 11 (5): 540. doi: <https://doi.org/10.3390/rs11050540>
- Eisma, D. 1998. Intertidal deposits: river mouths, tidal flats, and coastal lagoons. Vol. 16. CRC. Boca Raton, USA. 234 p.
- Fuentes, J. 2020. Comparación de modelos de altura de la vegetación para estimación de biomasa en un bosque de manglar en el Caribe Colombiano. *Entor. Geo.*, (19): 1-18. doi: <https://doi.org/10.25100/eg.v0i19.9471>
- Fuentes, J., D. Varga and J. Pinto. 2018. The use of high-resolution historical images to analyse the leopard pattern in the arid area of La Alta Guajira, Colombia. *Geosci. J.*, 8 (10):366.
- Gao, S. 2019. Geomorphology and sedimentology of tidal flats: 359-381. In Perillo, G.M.E., E. Wolanski, D.R. Cahoon and C.S. Hopkinson (Eds). *Coastal wetlands*. Elsevier.
- Gómez-Gutiérrez, Á. and G.R. Gonçalves. 2020. Surveying coastal cliffs using two UAV platforms (multirotor and fixed-wing) and three different approaches for the estimation of volumetric changes. *Int. J. Rem. Sens.*, 41 (21):8143-75. doi: <https://doi.org/10.1080/01431161.2020.1752950>
- Gonçalves, J.A. and R. Henriques. 2015. UAV photogrammetry for topographic monitoring of coastal areas. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.*, 104:101-11. doi: <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2015.02.009>
- Gonçalves, J.A., L. Bastos, S. Madeira, A. Magalhães and A. Bio. 2018. Three-dimensional data collection for coastal management – efficiency and applicability of terrestrial and airborne methods. *Int. J. Rem. Sens.*, 39 (24):9380-99. doi: <https://doi.org/10.1080/01431161.2018.1523591>

- Green, D.R., J.J. Hagon, C. Gómez and B.J. Gregory. 2019. Using low-cost UAVs for environmental monitoring, mapping, and modelling: Examples from the coastal zone: 465-501. In: Krishnamurthy, R.R., M.P. Jonathan, S. Srinivasalu and B. Glaeser (Eds). Coastal management. Academic.
- Greenwood, F. 2016. Drones on the horizon: new frontier in agricultural innovation. ICT Update.
- Gutiérrez, M.A., K.E. Meneses y L.M. Vásquez. 2019. Boletín meteomarinero mensual del Pacífico colombiano No. 74/Febrero. San Andrés de Tumaco. 31 p.
- Hoffmann, G., D.G. Rajnarayan, S.L. Waslander, D. Dostal, J.S. Jang and C.J. Tomlin. 2004. The Stanford testbed of autonomous rotorcraft for multi agent control (Starmac). Paper presented at the Digital Avionics Systems Conference, 2004. DASC 04.
- Ideam, Igac, IAvH, Sinchi, IIAP e Inveemar. 2017. Mapa de ecosistemas continentales, costeros y marinos de Colombia (MEC), escala 1:100.000. Bogotá. 177 p.
- Igac, Ideam, IAvH, Inveemar, Sinchi e IIAP. 2007. Ecosistemas continentales, costeros y marinos de Colombia: Imprenta Nacional de Colombia.
- Inveemar, CRC, Corponariño e IIAP. 2003. Formulación del plan de manejo integrado de la zona costera del complejo de las bocanas Guapi Iscuandé, Pacífico colombiano. Fase I Caracterización y diagnóstico. Inveemar, Santa Marta. 575 p.
- Johnston-González, R., C. Ruiz-Guerra, D. Eusse-González, L.F. Castillo-Cortés, Y. Cifuentes-Sarmiento, P. Falk-Fernández y V. Ramírez De Los Ríos. 2010. Plan de conservación para aves playeras en Colombia. Asociación Calidris, Cali. 44 p.
- Koh, L.P. and S.A. Wich. 2012. Dawn of drone ecology: Low-cost autonomous aerial vehicles for conservation. Trop. Conserv. Sci., 5 (2):121-32. doi: <https://doi.org/10.1177/194008291200500202>
- Mandujano, S., M. Pazmany y A. Rísquez-Valdepeña. 2017. Drones: una nueva tecnología para el estudio y monitoreo de fauna y hábitats. Agro. Pro., 10: 79-84.
- Meng, X., N. Shang, X. Zhang, C. Li, K. Zhao, X. Qiu and E. Weeks. 2017. Photogrammetric UAV mapping of terrain under dense coastal vegetation: An object-oriented classification ensemble algorithm for classification and terrain correction. Rem. Sens., 9 (11):1187.
- Navarro, A., M. Young, B. Allan, P. Carnell, P. Macreadie and D. Ierodiaconou. 2020. The application of Unmanned Aerial Vehicles (UAVs) to estimate above-ground biomass of mangrove ecosystems. Rem. Sens. Environ., 242:111747. doi: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.111747>
- Nikolakopoulos, K., A. Kyriou, I. Koukouvelas, V. Zygouri and D. Apostolopoulos. 2019. Combination of aerial, satellite, and UAV photogrammetry for mapping the diachronic coastline evolution: The case of Lefkada Island. ISPRS Int. J. Geo-Inf., 8 (11):489. doi: <https://doi.org/10.3390/ijgi8110489>
- Phang, V.X., L.M. Chou and D.A. Friess. 2015. Ecosystem carbon stocks across a tropical intertidal habitat mosaic of mangrove forest, seagrass meadow, mudflat and sandbar. Earth Surf. Process. Landf., 40(10): 1387-1400. doi: <https://doi.org/10.1002/esp.3745>
- Rangel, J.O. 2004. Colombia diversidad biótica IV: El Chocó biogeográfico/costa pacífica. Univ. Nal. Col., Inst. Cienc. Nat.
- Rao, B., A.G. Gopi and R. Maione. 2016. The societal impact of commercial drones. Technol., 45: 83-90. doi: <https://doi.org/10.1016/j.techsoc.2016.02.009>
- Reid, W. V. 1998. Biodiversity hotspots. Trends Ecol. Evol., 13 (7): 275-280. doi: [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(98\)01363-9](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(98)01363-9)
- Roldán-Pérez, G. 2016. Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua: cuatro décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamérica. Rev. Acad. Colomb. Cienc. Ex. Fis. Nat., 40 (155): 254-274. doi: <https://doi.org/10.18257/raccefyn.335>
- Samiappan, S., G. Turnage, L.A. Hathcock and R. Moorhead. 2017a. Mapping of invasive phragmites (common reed) in Gulf of Mexico coastal wetlands using multispectral imagery and small unmanned aerial systems. Int. J. Remote Sens., 38 (8-10):2861-82. doi: <https://doi.org/10.1080/01431161.2016.1271480>
- Samiappan, S., G. Turnage, L. Hathcock, L. Casagrande, P. Stinson and R. Moorhead. 2017b. Using unmanned aerial vehicles for high-resolution remote sensing to map invasive *Phragmites australis* in coastal wetlands. Int. J. Remote Sens., 38 (8-10):2199-217. doi: <https://doi.org/10.1080/01431161.2016.1239288>
- Schmedtmann, J. and M.L. Campagnolo. 2015. Reliable crop identification with satellite imagery in the context of common agriculture policy subsidy control. Rem. Sens., 7, 9325-9346. doi: <https://doi.org/10.3390/rs70709325>
- Sierra-Escrigas, S.L., R.D.P. Peluffo and R. García-Urueña. 2020. Shallow coral reef community mapping and update on its ecological units using aerial images at Isla Arena, Colombian Caribbean. Int. J. Rem. Sens., 41 (21):8198-215. doi: <https://doi.org/10.1080/01431161.2020.1763495>
- Tan, K., J. Chen, W. Zhang, K. Liu, P. Tao and X. Cheng. 2020. Estimation of soil surface water contents for intertidal mudflats using a near-infrared long-range terrestrial laser scanner. ISPRS J. Photogramm. Rem. Sens., 159:129-39. doi: <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2019.11.003>
- Vergara, A. y D. Arenas. 2017. Evaluación de la viabilidad del uso de aeronaves no tripuladas para la elaboración de cartografía catastral multipropósito. Anal. Geo., 54: 122.
- Xue, J., J. Yang, Q. Wang, R.B. Aronson and H. Wu. 2019. Community structure of benthic macroinvertebrates in reclaimed and natural tidal flats of the Yangtze River estuary. Aq. Fish., 4 (5):205-213. doi: <https://doi.org/10.1016/j.aaf.2019.04.001>
- Zhang, C. 2008. An UAV-based photogrammetric mapping system for road condition assessment. Int. Arch. Photogramm. Rem. Sens. Spatial Inf. Sci., 37:627-32.

RECIBIDO/RECEIVED: 05/03/2021


ACEPTADO/ACCEPTED: 07/04/2022





Las mujeres en la actividad pesquera: una mirada al aporte de las platoneras de Buenaventura, Colombia

Women in fishing activity: A look at the contribution of the *platoneras* of Buenaventura, Colombia

Andrea Garay Tapias*, Andrea Contreras Araque y Fabián Escobar Toledo

 0000-0002-5489-3276

 0000-0002-6956-8329

 0000-0003-2479-6755

Instituto de Investigaciones Marinas José Benito Vives de Andrés, Invemar; Calle 25 No. 2-55, Playa Salguero, El Rodadero, Santa Marta, Colombia. andrea.garay@invemar.org.co*, acontreras100@gmail.com y fabian.escobar@invemar.org.co

* Autor de correspondencia / Corresponding author.

RESUMEN

Un análisis de cadena de valor de la pesquería de arrastre en el Pacífico mostró que más del 50 % de los empleos generados en esta pesquería son ocupados por mujeres, y que la mitad de estos son aportados por las platoneras del distrito de Buenaventura. Las platoneras son mujeres afrodescendientes comercializadoras de productos pesqueros basados en las capturas incidentales de esta pesquería y que hacen parte integral de la pesquería de arrastre. Desconociéndose el aporte a la economía local y al sector pesquero, este estudio describe el rol de las platoneras en la pesquería para realizar un mapeo de la cadena de valor sensible al género y nutrición. Para esto, se aplicaron entrevistas a 123 platoneras en cinco puntos de comercialización del distrito. El análisis mostró que ellas perciben en promedio \$87.500 COP diarios. La edad promedio es de 50 años y 94 % se encuentran afiliadas al sistema de salud bajo régimen subsidiado. Las platoneras comercializan alrededor de 60 productos y su papel es clave para el dinamismo del sector pesquero, la economía y la tradición gastronómica local.

PALABRAS CLAVE: mujer, industria pesquera, pesca artesanal, papel de género, economía informal.

ABSTRACT

An analysis of the value chain of the trawl fishery in the Pacific, showed that more than 50 % of the jobs generated in this fishery are occupied by women, and that half of these are provided by the *platoneras* of the Buenaventura district. The *platoneras* are afro-descendant women who market fish products based on the bycatch of this fishery and who are an integral part of the trawl fishery. Ignoring the contribution to the local economy and the fishing sector, this study describes the role of *platoneras* in the trawl fishery to map the value chain sensitive to gender and nutrition. For this, 123 direct surveys to *platoneras* in five marketing points of the district were applied. The analysis showed that they receive an average of \$87,500 COP per day. The average age is 50 years and 94 % of them are affiliated with the health under a subsidized regime. The *platoneras* market around 60 products and their role is key to the dynamism of the fishing sector, the economy, and the local gastronomic tradition.

KEYWORDS: woman, fishing industry, small-scale fishing, gender roles, informal sector.

INTRODUCCIÓN

Dentro de la industria pesquera y acuícola colombiana se generan más de 50 000 empleos directos dedicados a labores de acuicultura, captura y procesamiento en las plantas instaladas en tierra (Esquivel y Plata, 2014). Además existen cerca de 197 500 trabajos indirectos que participan en el descargue, alistamiento de embarcaciones, transporte de productos, mantenimiento, reparaciones, entre otros y 75 000 personas vinculadas en el proceso de comercialización tanto del ámbito nacional como de exportación (Esquivel y Plata, 2014). Un gran porcentaje de las actividades pesqueras se encuentran en algunas de las regiones más pobres de Colombia, que son notablemente el hogar de comunidades afrodescendientes, indígenas y personas desplazadas por los conflictos internos que el país ha conocido desde la década de 1940 (OCDE, 2016). Adicionalmente, esta actividad tiene una marcada división de papeles de género, en donde la participación de la mujer se da en las tareas que tienen lugar en tierra y requieren abundante destreza y tiempo, tales como la confección y reparación de redes de pesca (Villa-Cascos *et al.*, 2007), el procesamiento y la comercialización de productos pesqueros; aunque también participan en la recolección y captura directa de diferentes especies (Thomas-Sánchez y Pis, 2019).

Es importante considerar el contexto local del Pacífico colombiano, donde las mujeres son a menudo las cuidadoras de la familia y responsables de las finanzas domésticas y provisión de alimentos. Por lo tanto, las desigualdades de género no solo afectan los medios de vida de las mujeres, sino los del hogar y la comunidad (Weeratunge *et al.*, 2010; O'Neill *et al.*, 2018). Esta situación promueve la necesidad de comprender los roles diferenciados y la participación en el uso y manejo de los recursos marinos (Rohe *et al.*, 2018), para lograr una mayor inclusión social en los programas y políticas de fortalecimiento del sector económico pesquero en Colombia.

En el Pacífico colombiano, buena parte de la comercialización de pescados, crustáceos, moluscos entre otras especies, es desempeñada por mujeres conocidas como *platoneras*. Particularmente, en el distrito de Buenaventura, la venta callejera de pescado y mariscos se consolidó en el barrio La Playita, donde las *platoneras* exhibían estos productos junto con plátanos y frutas, en un colorido ambiente tropical que desapareció con las transformaciones urbanísticas del puerto (Ministerio de Cultura, 2017). Estas transformaciones incluyeron la declaratoria de Buenaventura como Zona Económica Especial de Exportaciones, ya que en 2000 movilizó 40 % de los contenedores embarcados y desembarcados en Colombia (Cámara de Comercio de Buenaventura, 2008).

INTRODUCTION

The Colombian fishery and aquaculture industries generates more than 50,000 direct jobs, which are dedicated to aquaculture, capture, and processing tasks in inland plants (Esquivel and Plata, 2014). Moreover, there are nearly 197,500 indirect jobs that participate in vessel unloading and preparation, product transportation, maintenance, repairs, among others, as well as 75,000 people linked to the commercialization process in both national and exports contexts (Esquivel and Plata, 2014). A large percentage of fishery activities is located in some of the poorest regions of Colombia, which are notably home to afro-descendent and indigenous communities, as well as to people displaced by the internal conflicts undergone by the country since the 1940s (OCDE, 2016). In addition, this activity has a strong gender role division, where women participate in tasks that take place inland and require abundant skills and time (Villa-Cascos *et al.*, 2007), such as fishing net elaboration and repair and fishery products processing and commercialization, although they also participate in the collection and direct capture of different species (Thomas-Sánchez and Pis, 2019).

It is important to consider the local context of the Colombian Pacific, where women often take care of the family and are responsible for household finances and food supply. Therefore, gender inequality not only affects women's livelihoods, but also those of the household and the community (Weeratunge *et al.*, 2010; O'Neill *et al.*, 2018). This situation brings about the need to understand differentiated roles and participation in the use and management of marine resources (Rohe *et al.*, 2018), in order to achieve greater social inclusion in the programs and policies for strengthening the fishery economic sector in Colombia.

In the Colombian Pacific, a large part of fish, crustaceans, and mollusks commercialization is carried out by women known as *platoneras*. Specifically in the district of Buenaventura, street sale of fish and mollusks consolidated in La Playita neighborhood, where *platoneras* exhibited these products along with bananas and fruits in a colorful tropical environment that disappeared with the port's urban transformations (Ministerio de Cultura, 2017). These transformations included the declaration of Buenaventura as a Special Economic Zone for Exports, since, in 2000, it mobilized 40% of the containers shipped and landed in Colombia (Cámara de Comercio de Buenaventura, 2008). Even though this type of commercialization has changed,

Si bien esta modalidad de comercialización ha variado, la labor de la *platonera* sigue vigente, tal y como como se pudo observar en recientes análisis de la cadena de valor de la pesca industrial de camarón por arrastre y sus capturas incidentales en Buenaventura (Rueda y Escobar, 2017), donde la actividad de las *platoneras* fue identificada como la más común dentro del eslabón de comercialización tanto en la pesca artesanal como industrial. Según el DANE (2019), el grupo de actividades económicas conformado por la actividad pesquera, caza, minería, ganadería, silvicultura entre otros, representan 4,2 % del empleo total del distrito de Buenaventura. Esta cifra resulta considerable tomando en cuenta que el desempleo y el trabajo por cuenta propia alcanzan 20,3 % y 51,8 %, respectivamente (Cámara de Comercio de Buenaventura, 2020).

A pesar de lo anterior, no hay evidencia de estudios realizados sobre la población de *platoneras*, donde se aborden aspectos socioeconómicos y de género, que permitan conocer con más detalle las características de las mujeres vinculadas a la actividad y sus motivaciones para desempeñar dicha labor. Por lo tanto, este estudio tuvo como objetivo recopilar información socioeconómica de las *platoneras* de Buenaventura e identificar su aporte a la economía local y al sector pesquero.

Adicionalmente, se analizaron las limitaciones y brechas de género existentes en la informalidad de la economía local del distrito y del sector pesquero en general. Se realizó una caracterización de las *platoneras* ubicadas en cinco puntos clave de comercialización dentro del distrito, identificando los principales productos comercializados, priorizando cinco especies y analizando la cadena de valor sensible al género y la nutrición basado en la metodología diseñada por FAO (2017, 2018), con énfasis en la *pelada/corvina* (*Cynoscion* spp.), especie de gran importancia en la pesca artesanal del Pacífico colombiano (Correa-Helbrum *et al.*, 2020). Finalmente, dada la ocurrencia de la pandemia por Covid-19 durante el desarrollo del estudio, se tomó información para determinar el impacto que este aislamiento produjo en las *platoneras*.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El distrito de Buenaventura está ubicado en el Pacífico colombiano y pertenece al departamento del Valle del Cauca. Su población es de 308 000 habitantes, de los cuales 52,6 % son mujeres. El estudio se enfocó en cinco plazas de mercado conocidas localmente como galerías en donde se identificaron a las *platoneras*: Plaza de la Independencia, Terminal pesquero La Playita, Plazoleta Juan XXIII, Puente El Piñal y Galería de Pueblo Nuevo (Figura 1).

the role of *platoneras* is still valid, as evidenced in recent analyses of the value chain of industrial shrimp trawl fishing and its incidental catches in Buenaventura (Rueda and Escobar, 2017), where *platoneras*' activities were identified as the most common within the trade link in both artisanal and industrial fishing. According to DANE (2019), the group of economic activities made up of fishing, hunting, mining, livestock, forestry, among others, represent 4.2% of the total employment in the district of Buenaventura. This is a considerable figure, bearing in mind that un- and self-employment amount to 20.3 and 51.8%, respectively (Cámara de Comercio de Buenaventura, 2020).

Despite of the above, there is no evidence of studies conducted on the *platonera* population where socioeconomic and gender aspects are addressed, thus allowing a more detailed understanding of the characteristics of women linked to these activities and their motivation for carrying them out. Therefore, this study aimed to collect socioeconomic information on the *platoneras* of Buenaventura and identify their contribution to the local economy and the fishing sector.

In addition, the limitations and gender gaps existing in the informality of the district's local economy and the fishing sector in general were analyzed. The *platoneras* located in five key commercialization points within the district were characterized, identifying the main products commercialized while prioritizing five species and analyzing the value chain sensitive to gender and nutrition, based on the methodology designed by the FAO (2017, 2018), with an emphasis on *peladas/corvina* (*Cynoscion* spp.), specie of great importance in artisanal fishing in the Colombian Pacific (Correa-Helbrum *et al.*, 2020). Finally, given the occurrence of the Covid-19 pandemic during the development of this study, information was collected to determine the lockdown's impact on *platoneras*.

MATERIALS AND METHODS

Study area

The district of Buenaventura, located in the Colombian Pacific, belongs to the department of Valle del Cauca. It has 308,000 inhabitants, out of which 52.6% are women. This study focused on five market squares known locally as *galerías*, where the *platoneras* were identified: Plaza de la Independencia, Terminal Pesquero La Playita, Plazoleta Juan XXIII, Puente El Piñal, and Galería de Pueblo Nuevo (Figure 1).



Figura 1. Ubicación geográfica del área de estudio (fuente Labsis, Invemar).

Figure 1. Geographical location of the study area. Source: (Labsis, Invemar).

Método

Este estudio fue realizado en siete etapas (Figura 2). En la primera se realizó una revisión de información secundaria de estudios realizados en el sector pesquero a nivel nacional y local que permitiera conocer un poco más sobre esta población y sus actores clave en el área de estudio. Se revisaron los resultados obtenidos en el análisis de la cadena de valor de la pesca industrial de camarón en el distrito de Buenaventura (Barreto *et al.*, 2022), donde se identificó a la actividad de las platoneras como clave dentro del eslabón de comercialización, tanto en la pesca artesanal como industrial y que pueden alcanzar el número de 500 platoneras en toda Buenaventura. Complementariamente, se obtuvo de la AUNAP un registro a febrero de 2020 de 141 platoneras distribuidas en cinco mercados del distrito. Esta población fue la base para determinar la muestra a entrevistar.

En la segunda etapa se diseñó y aplicó una metodología cualitativa de acción participativa, donde el observador constituye una parte del universo a investigar (Obando-Salazar, 2006). Con esta metodología se obtuvo información sobre las características sociales y económicas de las mujeres que desempeñan la actividad de platoneras en el distrito de Buenaventura. Esta etapa se realizó con la participación de un

Method

This study was conducted in seven stages (Figure 2). In the first one, a review of secondary information on studies conducted in the fishery sector at the national and local levels was carried out, aiming to understand more about this population and its key actors in the study area. The results obtained from analyzing the value chain of industrial shrimp fishing in the district of Buenaventura were analyzed (Barreto *et al.*, 2022), where the activity of *platoneras* was identified as key within the trade link in both artisanal and industrial fishing –the total number of *platoneras* in Buenaventura may even reach 500. As a complement, according to a record obtained from AUNAP, as of February 2020, there were 141 *platoneras* distributed in five markets of the district. This population constituted the basis for determining the sample to be interviewed.

In the second stage, a qualitative participatory action methodology was designed and applied, where the observer constitutes a part of the universe to be investigated (Obando-Salazar, 2006). With this methodology, information on the social and economic characteristics of the women who perform *platonera* activities in the district of Buenaventura was obtained. This stage was carried out with the participation

equipo de técnicos e investigadores que realizaron trabajo de campo y observación durante todo el proceso que conlleva la comercialización de productos pesqueros y reconocimiento en los puntos de comercialización descritos por la AUNAP. Durante marzo de 2020, se realizaron un total de 123 entrevistas semiestructuradas en cinco lugares donde las *platoneras* comercializan sus productos en Buenaventura: Plaza de la Independencia, Terminal Pesquero La Playita, Plazoleta Juan XXIII, Puente El Piñal y Galería de Pueblo Nuevo. La encuesta constó de 25 preguntas mixtas (Tabla 1), clasificadas por variables demográficas, económicas, relacionadas con la actividad y basadas en los criterios para el mapeo de cadenas de valor con sensibilidad de género y nutrición (FAO, 2017, 2018). En la entrevista, también se incluyó una tabla de registro de productos comercializados utilizando tres variables de clasificación:

- 1. Rentabilidad:** variable medida utilizando como indicador la percepción de rentabilidad de los productos; es decir, la percepción que las *platoneras* tienen sobre los productos que les dejan más ingresos después de la venta.
- 2. Disponibilidad:** esta variable se ha medido con un indicador de frecuencia con la cual las *platoneras* pueden acceder a las diferentes especies para luego comercializarlas.

of a team of technicians and experts, who conducted field work and observation during the entirety of the process leading to the commercialization of fishery products, as well as reconnaissance in the commercialization points described by AUNAP. During March 2020, a total of 123 semi-structured interviews were carried out in five places where *platoneras* commercialize their products in Buenaventura: Plaza de la Independencia, Terminal Pesquero La Playita, Plazoleta Juan XXIII, Puente El Piñal, and Galería de Pueblo Nuevo. The survey consisted of 25 mixed questions (Table 1), classified by demographic and economic variables related to the activity and based on criteria for mapping value chains sensitive to gender and nutrition (FAO, 2017, 2018). The interview also included a table for recording commercialized products using three classification variables:

- 1. Profitability:** a variable measured using the perceived product profitability as an indicator, that is, *platoneras'* perception regarding the products that generate more income after they are sold.
- 2. Availability:** this variable has been measured with an indicator of the frequency with which *platoneras* can access different species to later commercialize them.

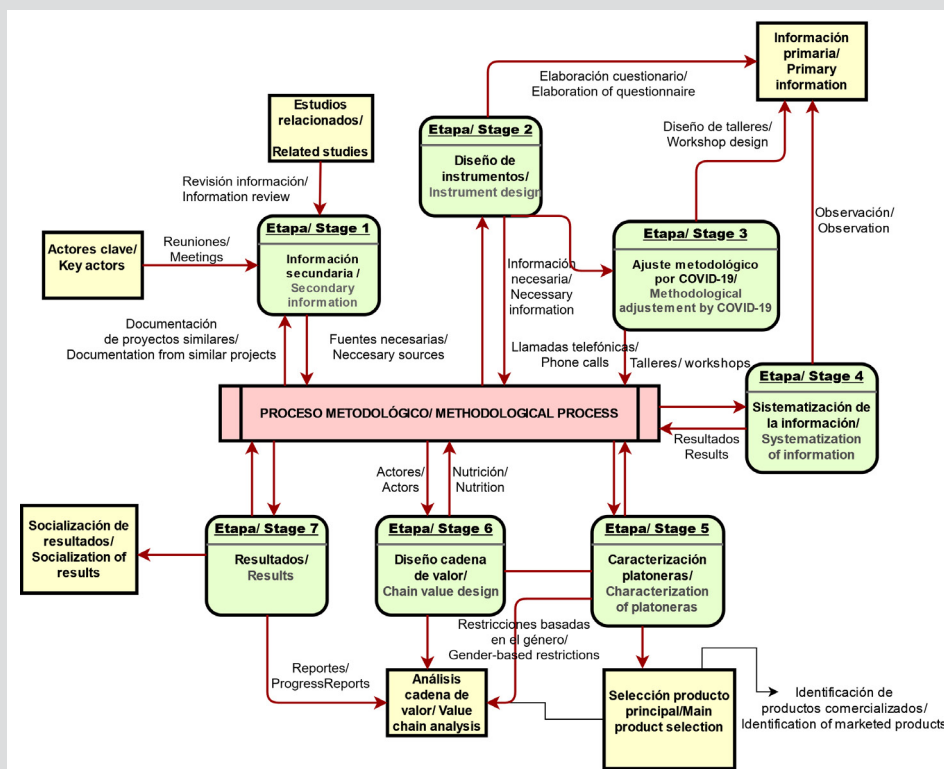


Figura 2. Proceso metodológico desarrollado en este estudio. Elaboración propia

Figure 2. Methodological process implemented in this study. Own elaboration.

Tabla 1. Contenido de la encuesta aplicada a las platoneras en Buenaventura.

Table 1. Content of the survey applied to *platoneras* in Buenaventura.

Objetivo / Objective	Contenido de la pregunta / Question content	# de preguntas / # of questions
Caracterización de la población / Characterization of the population	<ul style="list-style-type: none"> • Información demográfica (edad, nivel de ingresos, estado civil, aporte a salud o a pensión) / Demographic information (age, income level, marital status, contribution to health or pension) • Actividades económicas alternativas / Alternative economic activities • Pertenencia a asociaciones comunitarias / Participation in community associations • Nivel de ingresos / Income level • Capacitaciones recibidas para la actividad / Training received for the activity • Interés en continuar participando del estudio / Interest in continuing to participate in the study • Comentarios adicionales / Additional comments 	12
Mapeo cadena de valor / Value chain mapping	Puntos de comercialización / Commercialization points Proveedores / Suppliers Principales productos comercializados / Main commercialized products Rentabilidad de los productos / Product profitability Disponibilidad de los productos / Product availability Entidades que verifican la calidad de los productos / Entities that verify the quality of the products	6
Análisis de género en la cadena de valor / Gender analysis of the value chain	Tiempo diario dedicado a la actividad / Daily time spent on the activity Préstamos financieros recibidos / Financial loans received Tiempo que llevan desempeñando la actividad / Time that they have been carrying out the activity Razones de la predominancia femenina en la actividad / Reasons for female predominance in the activity	5
Análisis de la nutrición en la cadena de valor / Nutrition analysis of nutrition in the value chain	Indicadores de relevancia en las dietas / Indicators of relevance in diets Productos destinados al consumo del hogar / Products intended for home consumption	2

3. Relevancia en las dietas: esta variable se ha medido utilizando dos indicadores. Un indicador de autoconsumo, es decir, aquellos productos que además de ser comercializados también se destinan para el consumo del hogar. El otro indicador fue de calidad organoléptica, es decir, aquel percibido por los sentidos por los que consideren a estos productos como un alimento nutritivo, apetecible, con buen aroma o aspecto.

Debido a que, a partir de 23 de marzo de 2020, por medio del Decreto 457 de 2020 expedido por el gobierno, se declaró la emergencia sanitaria y aislamiento obligatorio en el país a causa del virus SARS-CoV-2, este estudio incluyó una nueva etapa en su desarrollo metodológico, la cual consistió en realizar 22 llamadas telefónicas a las platoneras entrevistadas previamente e identificadas como líderes de cada uno de los cinco lugares de comercialización, con el fin de indagar sobre el impacto que este aislamiento produjo en ellas y en su actividad económica para complementar la información tomada previamente. Estas respuestas se tuvieron en cuenta para las demás actividades del proyecto, pero no fueron procesadas con los resultados de las 123 entrevistas. Los otros instrumentos contemplados para tomar información adicional que incluían talleres y guías, fueron reformulados con el fin de adaptar las metodologías a partir de las nuevas restricciones de movilidad y aglomeración.

3. Relevance in diets: this variable has been measured using two indicators: a self-consumption indicator, *i.e.*, products that, in addition to being commercialized, are also destined for home consumption; and another organoleptic quality indicator, *i.e.*, as perceived by the senses of those who consider these products to be nutritious, palatable, or with a good aroma or appearance.

Given that, since March 23, 2020, by means of Decree 457 of 2020 issued by the government, a sanitary emergency and lockdown were declared in the country due to the SARS-CoV-2 virus, this study included a new stage in its methodological development, which consisted of 22 phone calls to the previously interviewed *platoneras* who were identified as the leaders of each of the five commercialization points, with the purpose of inquiring about the impact of said lockdown on them and their economic activities, as a complement to the previously collected information. These answers were considered for the rest of the project activities, but they were not processed with the results obtained from the 123 interviews. The other instruments contemplated for collecting additional information, which included workshops and guides, were reformulated in order to adapt the methodologies to the new restrictions of mobility and assembly.

Diseño de cadena de valor sensible al género y la nutrición

En la etapa de sistematización de la información y tomando los resultados obtenidos sobre los productos con mayor importancia comercial para las platoneras a partir de su rentabilidad, disponibilidad y relevancia en las dietas, se seleccionó la especie pelada o corvina (*Cynoscion* spp.), por ser aquella con la mayor puntuación obtenida. A partir de este resultado, se inició el diseño de la cadena de valor sensible al género y la nutrición la cual se diferencia de las cadenas de valor tradicionales porque analiza los roles de hombres y mujeres en cada unidad productiva y aborda los determinantes subyacentes a la nutrición como la seguridad alimentaria o un entorno alimentario saludable (FAO, 2017, 2018). Posteriormente, con base en los resultados obtenidos de la observación y de las entrevistas, se realizó el mapeo de los actores que intervienen en la cadena, estableciendo sus papeles (Figura 3). Luego, se continuó con el análisis del producto seleccionado para el diseño de la cadena, determinando si este es sometido a diferentes transformaciones desde su primer eslabón hasta llegar al consumidor final, identificando así cuáles eslabones están presentes en su cadena (transformación primaria, secundaria), además de establecer la participación por género de los actores presentes en cada uno de estos eslabones. El mapeo también incluyó análisis del producto, de su forma de consumo y del tipo de consumidores.

Design of a gender and nutrition sensitive value chain

In the information systematization stage, and considering the results obtained regarding the products with the most commercial importance for *platoneras* based on their profitability, availability, and relevance in diets, the species pelada or corvina (*Cynoscion* spp.) was selected, as it had the highest score. Based on this result, the design of a gender- and nutrition-sensitive value chain began, which is different from traditional value chains because it analyzes the roles of men and women in each productive unit and addresses the determining factors underlying nutrition, such as food safety or a healthy food environment (FAO, 2017, 2018). Afterwards, based on the results obtained from the observation in the interviews, the actors intervening in the chain were mapped, establishing their roles (Figure 3). Then, the product selected for designing the chain was analyzed, determining whether it is subjected to different transformations from the first link until it reaches the final consumer, thus identifying which links are present in its chain (primary, secondary transformation), in addition to establishing the per-gender participation of the actors present in each of these links. The mapping also included the analysis of the product, its means of consumption, and the type of consumers.

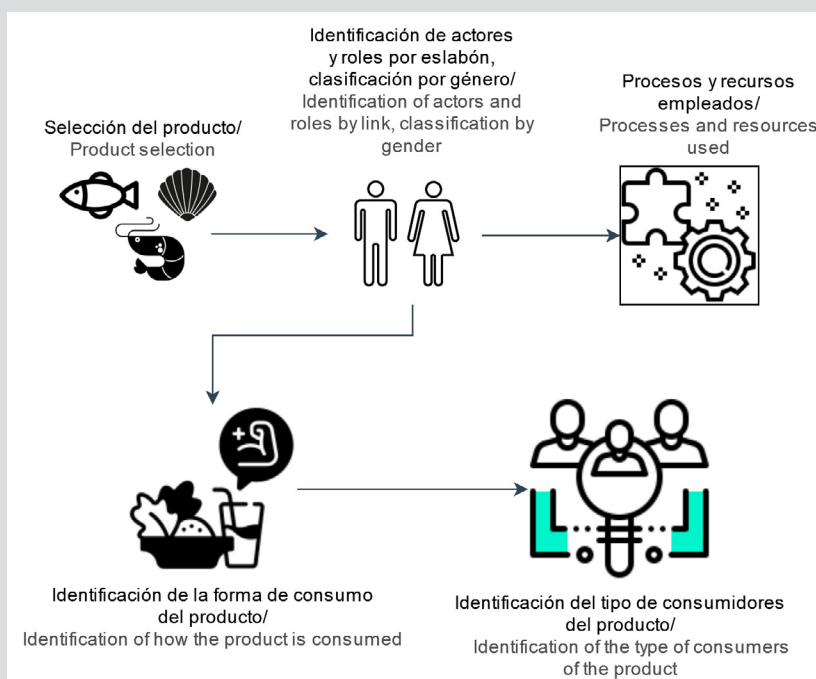


Figura 3. Secuencia de mapeo de la cadena de valor (elaborada por Thalía Turrén-Cruz).

Figure 3. Value chain mapping sequence (elaborated by Thalía Turrén-Cruz).

El análisis de la cadena de valor comprende el entorno en el que se desenvuelve el producto y los diversos actores, identificando el producto pesquero, su ecosistema, forma de captura, así como las funciones del producto y de la cadena en proveer de alimento a los diversos actores involucrados en ella. Otros elementos incluidos (Figura 4), fueron los socioculturales, organizacionales, institucionales e infraestructurales que, si bien no son incluidos como actores directos de la cadena, si garantizan su desarrollo y juegan un papel importante y determinante en su diseño y fortalecimiento.

A nivel central, la estructura de la cadena se relaciona con el mercado dado que se concentra en sus eslabones como la captura, el acopio, la transformación, la comercialización, y su papel dentro de la generación de oferta y demanda. A su vez, la cadena identifica los roles que desempeñan los actores en los diferentes eslabones tanto a nivel individual como de hogar y su acceso a los diferentes servicios que permiten un escalamiento de la cadena que incluye servicios como la provisión de insumos y los financieros.

The value chain analysis comprises the environment in which the product and the diverse actors interact, identifying the fishery product, its ecosystem, and its catch method, as well as the functions of the product and the chain in providing food to the different actors involved in it. Sociocultural, organizational, institutional, and infrastructure elements were also included (Figure 4), which, even though they are not regarded as direct actors in the chain, they do guarantee its development and play an important and determining role in its design and strengthening.

At a central level, the structure of the chain is related to the market since it concentrates in its links, such as catch, stockpiling, transformation, commercialization, and its role in the generation of supply and demand. At the same time, the chain identifies the roles played by the actors in its different links at both the individual and household levels, as well as regarding the access to the different services allowing to scale the chain, which includes services such as supplies and finances.

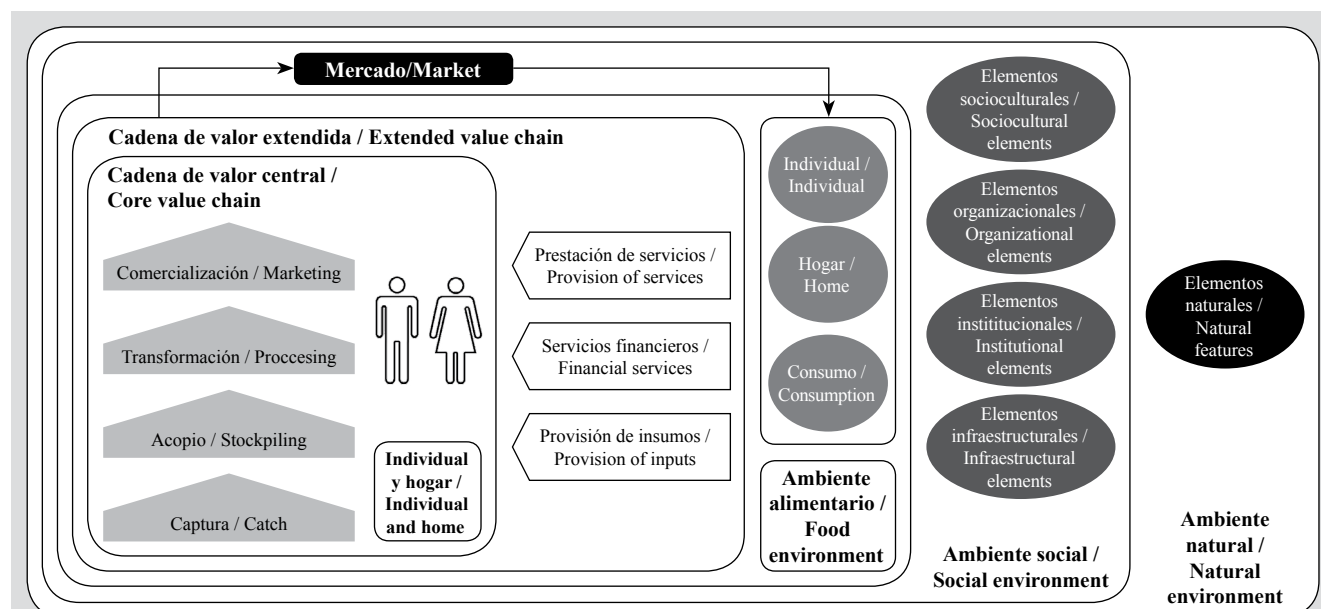


Figura 4. Elementos de la cadena de valor sensible al género y la nutrición identificados en Buenaventura (adaptada de FAO, 2018).

Figure 4. Gender- and nutrition-sensitive value chain elements identified in Buenaventura. Adapted from FAO (2018).

Posteriormente, se realizó un análisis de las restricciones basadas en el género (RBG) presentes a nivel individual, familiar y dentro de la cadena de valor. El análisis de RBG tuvo mayor énfasis en las platoneras, teniendo en cuenta aquellos obstáculos basados en las relaciones de género a los que se enfrentan las mujeres y las formas en que las funciones que desempeñan en una determinada cadena de

Then, an analysis was carried out regarding gender-based restrictions (RBG) at the individual and family levels, as well as within the value chain. The RBG analysis focused more on *platoneras*, considering the obstacles faced by women with respect to gender relations and the way in which the role they play in a specific value chain may remain hidden (Hill and Vigneri, 2011; FAO, 2013, 2014, 2018).

valor pueden permanecer ocultas (Hill y Vigneri, 2011; FAO, 2013, 2014, 2018). Por ejemplo, en el ámbito del hogar, el análisis fue crucial para comprender dinámicas sociales que dan lugar a restricciones, tales como la escasez de tiempo o su limitación para acceder a ciertos bienes y servicios (FAO, 2018).

A partir de este análisis, se agruparon dichas RBG en variables que permitieran identificar soluciones para superarlas. Finalmente, se realizó un análisis de riesgo a la seguridad alimentaria el cual se incluye en la cadena de valor a partir del sistema alimentario y cómo se desempeña en los niveles individual, de hogar, de consumo y de acuerdo con cada eslabón de la cadena central, tomando como variables de análisis la asequibilidad, accesibilidad e inocuidad del producto pesquero.

RESULTADOS

Caracterización de las platoneras de Buenaventura

La palabra *platonera* se emplea en el Pacífico colombiano, para referirse a aquellas personas que comercializan de manera ambulante productos en platonos de material plástico o metálico apoyados sobre sus cabezas. Si bien en la actualidad la mayoría de las platoneras ya se encuentran en un puesto fijo y no llevan estos platonos sobre sus cabezas, la palabra continúa preservándose para referirse a estas comercializadoras de principalmente productos pesqueros y frutas. Este grupo está conformado principalmente por mujeres afrodescendientes; si bien hay hombres que también desempeñan esta actividad, su participación es considerablemente baja representando tan solo 5 % de los entrevistados. La edad promedio de las platoneras es de 50 años, incursionaron en la actividad desde una edad promedio de 25 años. En cuanto a la composición de sus hogares, estos tienden a estar conformados por cuatro integrantes, donde dos de los integrantes trabajan y los otros se dedican a estudiar. Las platoneras no cuentan con salario fijo ni prestaciones sociales, pero las 123 entrevistadas cuentan con acceso al servicio de salud. El 94 % de ellas acceden a este servicio por pertenecer al régimen subsidiado del sistema de salud, el cual es un mecanismo definido por el estado para que la población más vulnerable o con menor capacidad de pago acceda a tales servicios (Departamento Nacional de Planeación, 2022). El 6 % restante pertenece al régimen contributivo.

Los ingresos promedio de las platoneras por esta actividad son de COP \$ 87 500 diarios. Estos ingresos son variables ya que dependen de las ventas diarias y de los productos que cada una tiene disponible, siendo el ingreso

For example, in the household context, the analysis was essential to understanding the social dynamics leading to restrictions, such as the lack of time or limitations related to accessing certain goods and services (FAO, 2018).

Based on this analysis, these RBGs were grouped into variables that allowed identifying their solutions. Finally, a risk analysis was conducted regarding food safety, which is included in the value chain based on the food system and the way it unfolds at the individual, household, and consumption levels, as well as according to each link in the central chain, taking the fishery product's affordability, accessibility, and harmlessness as variables.

RESULTS

Characterization of platoneras in Buenaventura

The word *platonera* is used in the Colombian Pacific to refer to people who commercialize products on the street in plastic or metallic *platonos* that rest upon their heads. Even though most *platoneras* currently have a permanent stand and do not carry these *platonos* upon their heads, the word for these people is still in use, who mainly sell fishery products and fruits. This group is mostly made up by afro-descendent women; although there are also men who perform this activity, their participation is considerably low, amounting to only 5% of the interviewees. The average age of *platoneras* is 50 years old, and they engaged in the activity since they were 25 years old on average. As for the composition of their households, these tend to be constituted by four people, where two of them work and the others are dedicated to studying. *Platoneras* do not have a fixed salary or social services, but the 123 interviewees have access to healthcare. 94% of them have access to this service since they belong to the healthcare system's subsidized regime, a mechanism defined by the State for the population that is most vulnerable or has a lower payment capacity to be able to access said services (Departamento Nacional de Planeación, 2022). The remaining 6% belong to the contributory regime.

Platoneras' average income from this activity is COP \$ 87,500 on a daily basis. This income is variable, as it depends on daily sales and the products available, with COP \$ 12,000 being the minimum and COP \$ 40,000 the most frequent income. The commercialization point with the lowest average income was Plazoleta de la Independencia, with COP \$ 46,300, and highest one was reported at Terminal Pesquero La Playita, with COP \$ 112,700. As for the most frequent income (mode), the highest incomes were reported

mínimo mencionado de COP \$ 12 000 y el más frecuente de COP \$ 40 000. El punto de comercialización con el menor ingreso promedio fue la Plazoleta de la Independencia con COP \$ 46 300 y el de mayor ingreso promedio fue el Terminal pesquero La Playita con COP \$ 112 700. En términos del ingreso más frecuente (moda), se dio los mayores ingresos para los sitios de La Playita y El Piñal (\$100 000 COP, Figura 5). Para 93 % de las entrevistadas, esta actividad representa 100 % del total de sus ingresos. Aquellas que mencionaron dedicarse a otra actividad, trabajan en restaurantes, ventas de minutos a celular o en la transformación de productos pesqueros.

by La Playita and El Piñal (\$100,000 COP, Figure 5). For 93% of the people interviewed, this activity represents 100% of their income. Those who mentioned dedicating to another activity work at restaurants, in cellphone minutes sale, or in the transformation of fishery products.

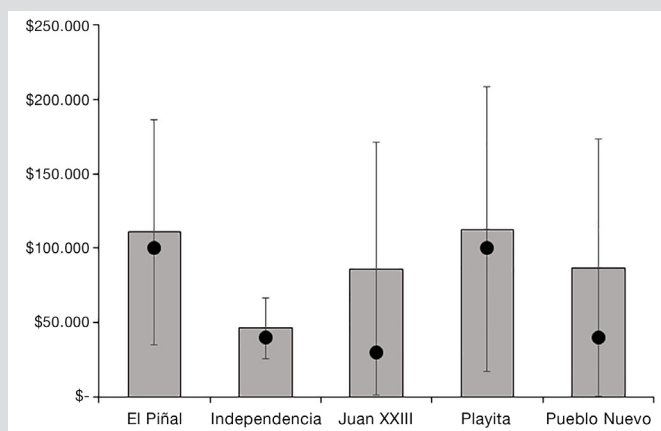


Figura 5. Ingreso promedio (barra) con su desviación estándar y moda (círculos) de las platoneras por cada sitio de comercialización el distrito de Buenaventura.

Figure 5. Average income (bar) with its standard deviation and mode (circles) for the *platoneras* at each commercialization point in the district of Buenaventura.

Las platoneras comercializan habitualmente hasta 60 productos que incluyen 49 especies de peces, moluscos, crustáceos y 11 subcategorías orientadas a: tipo de preparación (ahumado), presentación (en filete) y tipo de pescado (grueso, menudo en función de las tallas). Dentro de los productos comercializados se destacan dos mamíferos terrestres: la guagua (*Cuniculus paca*) y el armadillo (Dasypodidae); una fruta: el coco (*Cocos nucifera*) y cinco productos pesqueros principales (Tabla 2).

Platoneras usually sell up to 60 products including 49 fish, mollusk, and crustacean species, as well as 11 subcategories based on the type of preparation (smoked), presentation (fillet), and type of fish (thick, small, as a function of size). Within the products commercialized, land mammals are highlighted: *guaguas* (*Cuniculus paca*) and armadillos (Dasypodidae); as well as a fruit: coconut (*Cocos nucifera*); and five main fishery products (Table 2).

Tabla 2. Principales productos comercializados por las platoneras de Buenaventura.

Table 2. Main products commercialized by *platoneras* in Buenaventura.

# de entrevistadas que comercializan el producto / # of interviewees who commercialize the product	Nombre común / Common name	Nombre científico / Scientific name
50	Pelada	<i>Cynoscion</i> spp.
55	Piangua / Cockle	<i>Anadara tuberculosa</i>
43	Pargo / Snapper	<i>Lutjanus peru</i>
32	Tollo / Shark	<i>Carcharhinus</i> spp
29	Camarón / Shrimp	<i>Xiphopenaeus riveti</i>

Se identificó que, a nivel general, la pelada (*Cynoscion* spp.), es la especie más importante en las tres variables de priorización dada su rentabilidad, disponibilidad y relevancia en las dietas (Figura 6), seguido por el pargo y el tollo. Según la variable de relevancia en las dietas, los productos que diariamente se comercializan también son empleados para el consumo del hogar y las principales razones encontradas para hacerlo son el gusto, nutrición y economía. Tomando en cuenta estos resultados el producto seleccionado para el diseño de la cadena de valor fue la pelada.

It was identified that, overall, *pelada* (*Cynoscion* spp.) is the most important species with regard to the three prioritized variables, given its profitability, availability, and relevance in diets (Figure 6) followed by the snapper and the shark. As for the relevance in diets variable, the products that are commercialized on a daily basis are also used for home consumption, and the main reasons for that are taste, nutrition, and economy. Considering these results, the product selected for the value chain design was *pelada*.

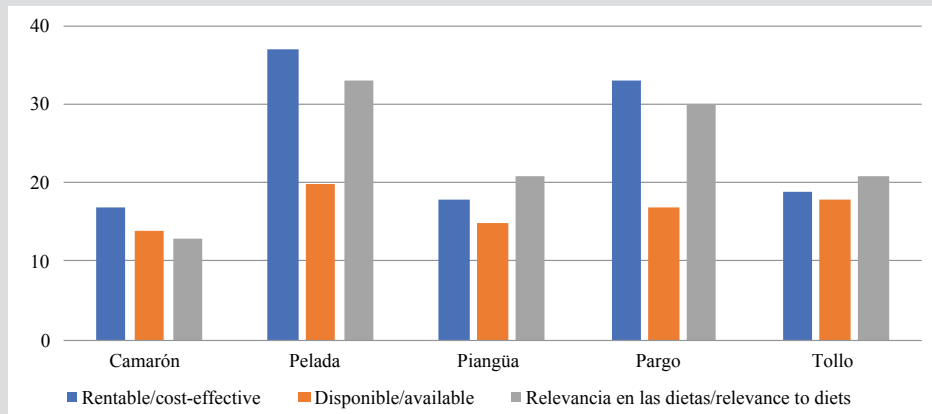


Figura 6. Resultados de las variables de priorización de especies comercializadas.

Figure 6. Results obtained from the prioritized variables for the commercialized species.

Análisis de la cadena de valor de la pelada (*Cynoscion* spp)

Los eslabones identificados en esta cadena fueron captura, acopio, transformación y comercialización (Figura 7). Dentro de la captura existen actividades extractivas primarias de pesca artesanal e industrial, arreglo de embarcaciones y aparejos de pesca. Este eslabón es de predominancia masculina, situando a las mujeres en una participación de 2 % en la actividad de la reparación de aparejos de pesca.

Las actividades identificadas en el eslabón de acopio son la separación de las capturas desembarcadas de la faena, limpieza, empaque y transporte del producto. En este eslabón existe una participación similar entre hombres y mujeres. Sin embargo, si hay una clara diferenciación en las actividades desempeñadas. Por ejemplo, en lo que refiere al desembarco de la faena, 98 % de las personas identificadas fueron hombres. En cuanto a las otras actividades de este eslabón como el arreglo del pescado, la preparación y venta, estas son llevadas a cabo mayoritariamente por mujeres (90 %).

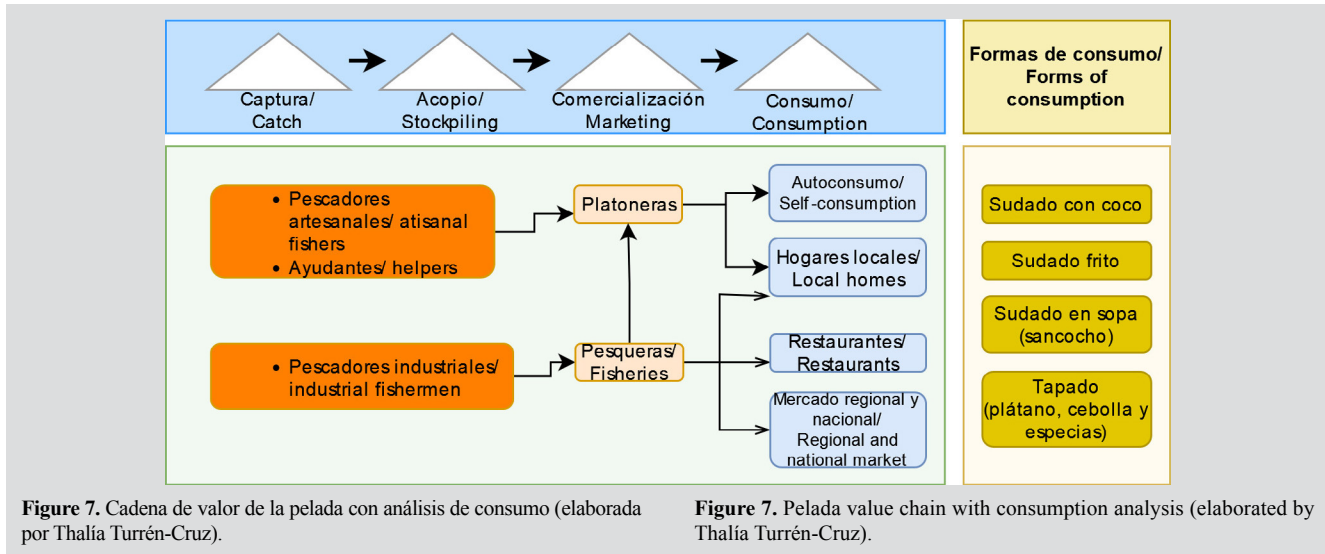
La pelada es un producto que se comercializa fresco, a lo largo de su cadena no lleva una transformación o procesamiento elaborado o industrial. Como procesos se pueden incluir la

Analysis of the *pelada* (*Cynoscion* spp) value chain

The links identified in this chain were catches, stockpiling, transformation, and commercialization (Figure 7). Within catches, there are primary extraction activities involving artisanal and industrial fishing and vessel and fishing gear preparation. This link is predominantly masculine, with 2% of women participation in the fishing gear repair activity.

The activities identified in the stockpiling link are the separation of the landed catches and product cleanup, packaging, and transportation. There is a similar participation of women and men in this link. However, there is indeed a clear differentiation in the activities performed. For example, regarding catch landing, 98% of the people identified were men. As for the other activities in this link, such as fish arrangement, preparation, and sale, these are mostly performed by women (90%).

Pelada is a product that is commercialized fresh; it does not undergo transformation or elaborate or industrial processing along its chain. As processes, cleanup, peeling, evisceration, and cutting can be included. These processes are carried out by both artisanal or industrial fishermen



limpieza, descamado, eviscerado y corte. Estos procesos los realizan tanto los pescadores artesanales o industriales, como los comercializadores a modo de valor agregado en su servicio de venta, cuando el comprador lo solicita. La pelada forma parte de la captura objetivo de pesca blanca industrial con boliche y de la captura incidental de la pesca de camarón por arrastre en aguas someras. Así mismo fue registrada como parte de las capturas artesanales con redes de enmalle en embarcaciones de viento y marea, y en las denominadas ruches o redes de enmalle usadas en forma de cerco. Son aprovechadas varias de las especies pertenecientes a la familia Sciaenidae, siendo una de las más abundantes la pelada blanca (*Cynoscion phoxocephalus*).

Se identificó que la pelada forma parte de la dieta local, por lo que su consumo es frecuente en diversas preparaciones tradicionales (sudados y tapaos). La distribución y venta del producto se hace desde las pesqueras (pescaderías locales), hasta los restaurantes y hoteles. En las plazas de mercado donde se ubican las platoneras, este producto se vende principalmente para el consumo de las familias locales.

La pelada sufre mínimos procesos de transformación desde su captura hasta su consumo, que incluyen un eviscerado, descamado y corte, por lo que el desperdicio generado es poco. El comportamiento de la pelada en toda la cadena, indica que hay disponibilidad del producto para cada uno de sus actores. Sin embargo, en el primer eslabón (captura), este producto es poco asequible, ya que los pescadores que capturan la pelada prefieren comercializarla y consumir otras especies con menor valor comercial. El acceso se dificulta para ciertos sectores del distrito, donde no se realiza la comercialización del producto por temas relacionados con inseguridad y orden público expresado por las entrevistadas.

and salespeople as an added value to their sales service, as requested by the buyer. *Pelada* is part of the target catch of industrial white seine fishing, as well as of the incidental catches of shrimp trawl fishing in shallow waters. In the same way, it was recorded as part of the artisanal catches with gillnets in wind and tide boats, as well as in the so-called *ruches* or gillnets used as a fence. Several species of the family Sciaenidae are utilized, with white *pelada* being one of the most abundant (*Cynoscion phoxocephalus*).

It was identified that *pelada* is part of the local diet, which is why its consumption is frequent in different traditional preparations (*sudados* and *tapaos*). The distribution and sales of the product are carried out from *pesqueras* (local fish shops) to restaurants and hotels. In the market squares where the *platoneras* are located, this product is mainly sold for consumption by local families.

Pelada undergoes minimal transformation processes from catch to consumption, which include evisceration, peeling, and cutting, which is why little waste is generated. The behavior of *pelada* along the chain indicates that there is an availability of the product for each of the actors. However, in the first link (catch), this product is little affordable, since the fishermen who catch *pelada* would rather sell it and consume other species with lower commercial value. Access is difficult for some sectors of the district, where the product is not commercialized due to issues related to insecurity and public order, as expressed by the interviewees.

La inocuidad del producto se mantiene gracias a la cadena de frío que va desde la captura hasta la entrega al consumidor, no se emplean químicos ni aditivos por lo que la vida útil del producto podría perjudicarse en caso de romper con esta cadena. Las *platoneras* se han capacitado en manipulación de alimentos con el fin de garantizar que el producto llegue en óptimas condiciones al consumidor y se han beneficiado de este producto con su comercialización, pero también con su consumo.

En cuanto a los servicios identificados dentro de la cadena, se encuentra la venta de insumos, presente para los eslabones de acopio y comercialización principalmente. Estos se ofrecen principalmente en el barrio Pueblo Nuevo, donde confluyen *pesqueras*, restaurantes y una plaza de mercado donde las *platoneras* comercializan sus productos tanto al interior como en las calles aledañas. Los servicios financieros para apoyo a la comercialización del producto son prestados por los bancos y por prestamistas informales. Para los demás servicios como capacitación, registros y fomento de la actividad, los actores identificados fueron la Alcaldía de Buenaventura, Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (AUNAP), el Servicio Nacional de Aprendizaje (SENA) y el Instituto Nacional de Vigilancia de Alimentos y Medicamentos (Invima).

Análisis de género en la cadena de valor

Esta cadena cuenta con una división clara de papeles por género (Figura 8), y en el caso de las mujeres, su participación mayoritaria se encuentra dentro de los eslabones de acopio, comercialización y transformación que incluye el eviscerado y limpieza del pescado, así como la preparación y entrega del producto en restaurantes donde intervienen cocineras y meseras. En cuanto al eslabón de consumo, las mujeres también juegan un papel predominante, ya que las *platoneras* consumen el producto que comercializan y lo llevan a su hogar, pero también las cocineras o ayudantes de cocina son quienes adquieren el producto y con mayor frecuencia, las amas de casa o jefes de hogar se encargan de la selección y adquisición de los productos para alimentar a su familia.

Las *platoneras*, si bien desempeñan otros roles, se destacan en la comercialización ya que se encargan de distribuir el producto a lo largo del distrito. Dentro de las razones para ejercer la actividad, se incluyó que es una actividad tradicionalmente “hecha para las mujeres” como lo mencionó una de las entrevistadas, esto debido a las cualidades que las *platoneras* consideran son propias de las mujeres como son: el cuidado con el producto, buena atención al cliente, organización y mejor manipulación del alimento.

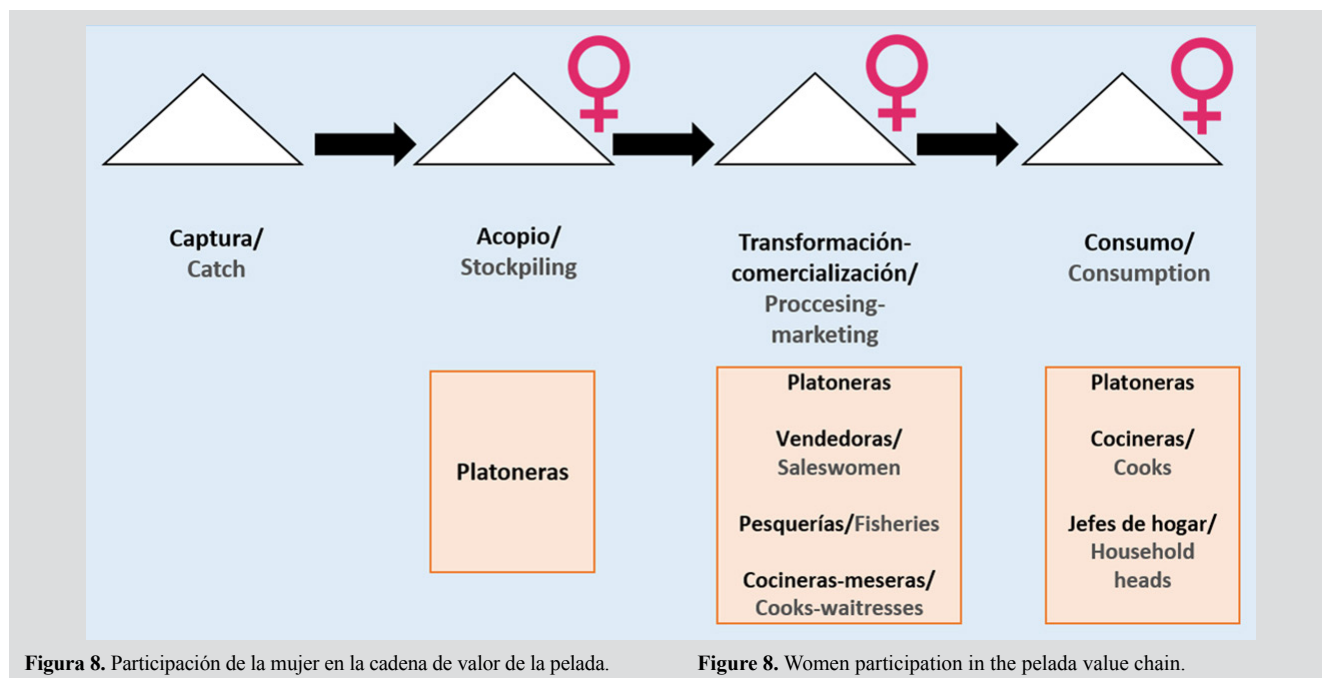
The harmlessness of the product is maintained thanks to the cold chain implemented from the catch until it is delivered to the consumer. No chemicals or additives are employed, which is why the product's useful life may be affected if this chain is broken. *Platoneras* have received training in food handling, with the purpose of ensuring that the product reaches the consumer in optimal conditions, and they have benefited from both the commercialization and consumption of this product.

Among the services identified along the chain is the sale of inputs, which is mainly present in the stockpiling and commercialization links. These are mainly offered in the neighborhood of Pueblo Nuevo, where *pesqueras*, restaurants, and a market square converge. *Platoneras* commercialize their products both within and in the streets adjacent to the latter. Financial services to support the commercialization of the product are provided by banks and informal lenders. For the remaining services, such as training, recordkeeping, and promotion of the activity, the actors identified were the Buenaventura Town Hall, the National Aquaculture and Fishing Authority (AUNAP), the National Learning Service (SENA), and the National Institute for Food and Medicine Monitoring (Invima).

Gender analysis of the value chain

This chain shows a clear gender role division (Figure 8), and, in the case of women, most of their participation takes place within the stockpiling, commercialization, and transformation links, which includes fish evisceration and cleanup, as well as product preparation and delivery in restaurants, where women cooks and waitresses intervene. As for the consumption link, women also play a predominant role, given that *platoneras* consume the product they sell and take it home, but women cooks and kitchen assistants also acquire the product (with even greater frequency). In addition, housewives or heads of household handle the selection and acquisition of products to feed their families.

Even though they play other roles, *platoneras* stand out in commercialization, as they are in charge of distributing the product across the district. Among the reasons to carry out this activity is the fact that it is traditionally “made for women”, as mentioned by one of the interviewees. This is due to the characteristics believed to be typical of women, such as being careful with the product, good customer service, order, and better handling of the food.



Las restricciones basadas en el género (RBG) identificadas a nivel individual fueron el bajo nivel educativo de las mujeres pertenecientes a esta cadena, las extensas jornadas laborales sin horas suficientes de descanso. Esta última restricción se debe a que su papel como *platoneras* representa una carga laboral de 7 hasta 14 horas por día, ya que su labor inicia desde antes de las 6:00 horas, cuando se acercan a los puntos de desembarco de los pescadores artesanales, sus principales proveedores, para adquirir el producto que será distribuido en sus puntos de venta. La actividad de comercialización finaliza hasta las 17:00 o 18:00 horas. Esta jornada laboral es de lunes a domingo para 77 % de las entrevistadas. El tiempo restante del día lo dedican a actividades de cuidado no remunerado en sus hogares. Las *platoneras* consideran que esta actividad es para ellas una oportunidad de desempeñar una labor de manera independiente que no requiere de mucha preparación ni alto nivel educativo, evidenciando restricciones a nivel social, ya que las oportunidades laborales en el distrito para mujeres cabezas de hogar y sin formación académica son muy reducidas.

La labor de las *platoneras* permite que las mujeres administren sus ingresos de forma autónoma, ya que ellas son quienes reciben el ingreso diario proveniente de la actividad y disponen del mismo para financiarla, adquirir productos frescos para comercializar y para cubrir sus necesidades del hogar. Sin embargo, el acceso a otros recursos necesarios para la actividad pesquera y que están presentes en los diferentes eslabones, si presenta una serie de restricciones. Esto debido

The gender-based restrictions (RBG) identified at the individual level were the low education level of the women in this chain and extensive work shifts with no resting hours. The latter is due to the fact that their role as *platoneras* implies a workload between 7 and 14 hours a day, as their work begins before 6:00, when they approach the landing points of artisanal fishermen—their main suppliers—in order to acquire the product to be distributed at their selling points. The commercialization activity ends at 17:00 or 18:00. These work shifts take place from Monday to Sunday for 77% of the interviewees. They dedicate rest of the day to unpaid care activities in their household. *Platoneras* believe that this activity is an opportunity for them to perform a task independently, which does not require much preparation or a high education level, thus evidencing restrictions at the social level, since job opportunities in the district for female heads of household without an academic background are quite reduced.

The work carried out by *platoneras* allows women to autonomously manage their income, as they are the ones who receive the activity's daily income and utilize it to fund their work, to acquire fresh products for commercialization, and to meet their household's needs. However, access to the necessary resources for fishing activities (which are also present in the different links of the chain) does pose a series of restrictions. This, because the fact that they belong to men, who mostly carry out catch activities and decide on its use for themselves. Major restrictions encompass

a que pertenecen a los hombres, quienes realizan la actividad de captura en su mayoría y son ellos mismos quienes deciden sobre su uso. Las restricciones mayores abarcan elementos tanto socioculturales, organizacionales, institucionales e infraestructurales, además del acceso a servicios y recursos identificados como necesarios para la actividad, los cuales logran diferenciarse por género y representan un cuello de botella para el eslabón que requiere esos recursos y para los actores que allí se encuentran. Una restricción mayor para las mujeres, identificada en las embarcaciones, es la cultural, ya que existe una creencia que una mujer no trae buena suerte a la embarcación, por lo que no permiten que se suban a ella para ir a pescar. En cuanto al recurso de capital de trabajo, una restricción mayor tanto para hombres como para mujeres tiene que ver con la informalidad, ya que esta no permite que puedan acceder a líneas de crédito fácilmente, debido a sus ingresos diarios y variables por lo que el crédito informal se encuentra presente para ser empleado como capital de trabajo (Tabla 4).

sociocultural, organizational, institutional, and infrastructure elements, as well as the access to services and resources identified as necessary for the activity, which exhibit a gender-based restriction and constitute a bottleneck for the link that requires said resources, as well as for its actors. A major restriction for women, which was identified in the vessels, is cultural in nature, as there is a belief that women do not bring good luck to the boat, which is why men do not allow them to come aboard to go fishing. As for the labor capital resource, a restriction for both men and women has to do with informality, since it does not allow them to easily gain access to credit lines. This, due to their daily and variable income, which is why informal credit is employed as labor capital (Table 4).

Tabla 4. Acceso y control de los recursos en la cadena de valor.

Table 4. Access and control of the resources in the value chain.

Recursos / Resources	¿A quién pertenece? / Who owns them?	¿Quién decide sobre su uso? / Who decides on their use?	Restricciones mayores / Major restrictions	
			Hombres / Men	Mujeres / Women
Embarcaciones / Vessels	Armadores y pescadores / Charterer and fishermen	El armador en el caso industrial y el propietario de la embarcación en el caso de artesanal / Charterers in the case of industrial fishing and vessel owners in the case of artisanal fishing	Acceso a créditos - Conflicto / Credit access - Conflict	Cultural - Conflicto / Cultural - Conflict
Equipo de pesca / Fishing gear	Pescadores / Fishermen	Pescador / Fishermen	Recursos financieros / Financial resources	Cultural - Tiempo empleado en actividades del cuidado / Cultural - Time spent in care activities
Cavas o material de cadena en frío / Cellars or cold chain equipment	Pescadores, platoneras, hombres y mujeres / Fishermen, <i>platoneras</i> , men and women	Hombres y mujeres / Men and women	Recursos financieros - Inseguridad / Financial resources - Insecurity	Recursos financieros - Inseguridad / Financial resources - Insecurity
Materiales para limpieza y arreglo del producto / Product cleanup and preparation equipment	Mujeres / Women	Mujeres / Women		Recursos financieros / Financial resources
Capital de trabajo / Labor capital	Hombres y mujeres / Men and women	Hombres y mujeres / Men and women	Informalidad - Poco acceso a capital por tratarse de una actividad de ingreso diario. / Informality - Little access to capital, as it is a daily income activity	Informalidad - Poco acceso a capital por tratarse de una actividad de ingreso diario. - Aversión al crédito / Informality - Little access to capital, as it is a daily income activity - Aversion to credit
Capacitaciones / Training	Hombres y mujeres / Men and women	Hombres y mujeres / Men and women	Tiempo para participar / Time to participate	Tiempo para participar / Time to participate

Trabajo informal y COVID-19

Las condiciones de trabajo de los actores de la pesca no son óptimas. Las *platoneras* no cuentan con ingresos adicionales que las cobijen frente a alguna discapacidad o durante la maternidad, ni tampoco tienen acceso a una pensión para su vejez, por lo que es común encontrar *platoneras* con más de 70 años desempeñando esta labor. Debido a la informalidad presente en la actividad pesquera; el acceso a créditos se dificulta y a su vez genera una aversión al mismo, limitando las posibilidades de adquirir o mejorar su capital de trabajo. El 34 % de las entrevistadas nunca ha solicitado o adquirido un crédito aludiendo que no le gustan las deudas, les da temor no poder cumplir con el préstamo, o que simplemente les han negado la solicitud. Otro 30 % de las *platoneras* afirmó adquirir créditos con prestamistas informales que, aunque cobran un interés diario les permite adquirir el producto que van a comercializar el día siguiente.

Tampoco existen mecanismos de ahorro dentro de la actividad que permitan contar con un fondo de emergencias ante alguna calamidad o un alto abrupto, tal como lo sucedido con el aislamiento preventivo obligatorio decretado por el gobierno nacional como medida para evitar contagio por el virus SARS-CoV-2. Si bien este estudio no pretendía analizar el impacto que una situación extraordinaria como la declaratoria de pandemia produjo en el trabajo de las *platoneras*, resulta importante tomar en consideración que esta situación generó una restricción al ejercicio de su actividad y, por ende, sobre las condiciones socioeconómicas de este grupo. De acuerdo con la Cámara de Comercio de Buenaventura (2020), entre el 26 de marzo y el 30 de abril de 2020, el distrito tuvo una reducción del 100 % en la generación de empleos indirectos y una reducción de 50 % en sus empleos directos. En el sector pesquero, su operación estuvo al 10 %, afectando 70 % de los empleos directos y 85 % de los indirectos. Sus ventas cayeron 90 %.

DISCUSIÓN

Es importante reconocer el rol que durante décadas han tenido las mujeres *platoneras* de Buenaventura en la actividad pesquera, ya que como fue evidenciado en la cadena de valor, ellas contribuyen de manera activa con la dinámica económica de los productos pesqueros, ya que tienen un papel de acopiadoras al recibir los productos provenientes de la pesca artesanal, son las principales comercializadoras de la captura hecha por la pesca artesanal y en menor medida por la pesca industrial a lo largo del distrito entre la población de escasos

Informal work and Covid-19

The work conditions of fishing stakeholders are not optimal. *Platoneras* do not have any additional income that protects them in the face of disability or during maternity, nor do they have access to a pension for their old age, which is why it is common to find *platoneras* older than 70 who still perform these tasks. Due to the informality present in fishing activities, the access to credit becomes difficult, thus generating aversion to it and limiting the possibilities of acquiring or improving labor capital. 34% of the interviewees has never requested or acquired credit, stating that they do not like debt and are afraid of not being able to pay the loan, or that their request has simply been denied. Another 30% of the *platoneras* stated that they have acquired credit with informal lenders, which, even though they charge a daily interest rate, allows them to acquire the product to be commercialized on the next day.

Moreover, there are no saving mechanisms within the activity that allow having an emergency fund in the face of some calamity or an abrupt stop, as it happened with the mandatory preventive lockdown decreed by the national government as a measure to avoid infections caused by the SARS-CoV-2 virus. Although this study did not intend to analyze the impact of an extraordinary situation such as the declared pandemic on the *platoneras*' work, it is important to consider that this situation generated a restriction to the exercise of their profession, and therefore to this group's socioeconomic conditions. According to Buenaventura's Chamber of Commerce (Cámara de Comercio de Buenaventura, 2020), between March 26 and April 30, 2020, the district experienced a 100% reduction in the generation of indirect employment, as well as a 50% decrease in direct employment. The fishing sector's operation operated at 10% capacity, thus affecting 70% of direct jobs and 85% of indirect ones. Its sales dropped by 90%.

DISCUSSION

It is important to acknowledge the role played for decades in fishing activities by *platoneras* in Buenaventura, given that, as evidenced in the value chain, they actively contribute to the economic dynamics of fishery products. They work as stockpilers by receiving products from artisanal fishing, and they are the main sellers of the catches made by artisanal fishing and, to a lesser extent, by industrial fishing across the district and among the low-income population. *Platoneras* contribute to the local economy's dynamism

recursos. Las platoneras contribuyen con el dinamismo de la economía local y generan ingresos para ellas y sus familias, aunque su participación en la actividad se deba por factores culturales como el asocio de esta labor al género femenino y por condiciones de pobreza y falta de oportunidades (Ihalainen *et al.*, 2020). Pese a que la labor de comercialización dentro de la actividad pesquera goza de alta participación femenina, existen barreras culturales que limitan el desempeño de las mujeres en otros papeles como el de la pesca, por lo que aquellas mujeres que ejercen esa labor pueden pasar más tiempo en tierra que sus contrapartes masculinas (Bradford y Katikiro, 2019).

La contribución de las mujeres en la actividad pesquera, requiere de nuevas formas de medición ya que existe un sesgo de género en la investigación y los datos tienen el efecto de minimizar sus funciones en la pesca (Kleiber *et al.*, 2015). Algunos estudios han calculado la contribución de las mujeres en el eslabón de captura en función de la cantidad de producto que representa, pero estas contribuciones deberían medirse en términos de alimentación, nutrición y alivio de la pobreza (Harper *et al.*, 2020).

Cadena de valor sensible al género y la nutrición

La cadena de valor de la pelada presenta actividades con alta informalidad a lo largo de sus eslabones sin distinción de género. El primer eslabón (captura), se encuentra representado en su mayoría por hombres quienes son pescadores que reciben un ingreso proveniente de su faena, pero que tampoco gozan en su mayoría de una vinculación laboral formal ni prestaciones sociales. Sin embargo, el diseño de una cadena de valor sensible al género, ha permitido identificar tanto los diferentes roles existentes por eslabones como su división de trabajo por género, la cual tiene implicaciones importantes para la forma en que hombres y mujeres pueden dedicar su tiempo al trabajo remunerado y no remunerado, la educación, la atención médica, redes sociales, ocio y otras actividades (Kruijssen *et al.*, 2018).

Por otro lado, el enfoque de la cadena de valor que tiene en cuenta la nutrición proporciona una forma práctica de abordar la complejidad de los sistemas alimentarios e identificar puntos de entrada (en términos de política e inversiones), para garantizar que los sistemas alimentarios contribuyan a mejorar la seguridad alimentaria y la nutrición de una forma sostenible (Comité de Seguridad Alimentaria Mundial, 2016). El aporte a la nutrición de la pelada se basa en que es un alimento presente en las dietas locales por tradición, genera ingresos a lo largo de la cadena y contribuye a la

and generate income for themselves and their families, even though their participation in these activities is due to cultural factors such as the association of this labor to the female gender, as well as to poverty and a lack of opportunities (Ihalainen *et al.*, 2020). Although commercialization activities in fishing have a high female participation, there are cultural barriers limiting women's performance in other roles such as fishing, which is why the women who exercise this labor may spend more time inland than their male counterparts (Bradford and Katikiro, 2019).

Women's contribution to fishing requires new measurement methods, as there is a gender bias in research and the data minimize their role in fishing (Kleiber *et al.*, 2015). Some studies have calculated women's contribution in the chain's catch link as a function of the amount of product that it represents, but these contributions should be measured in terms of feeding, nutrition, and poverty relief (Harper *et al.*, 2020).

Gender and nutrition sensitive value chain

The *pelada* value chain shows activities with a high degree of informality along its links, with no gender distinction. The first link (catch) is mostly represented by men, fishermen who receive an income for their labor, although they mostly do not have formal employment or social assistance. However, designing a gender-sensitive value chain has allowed for the identification of both the different roles present in the links and their gender-based work division, which has significant implications for the way in which men and women may dedicate their time to paid and unpaid work, education, medical assistance, social media, leisure, and other activities (Kruijssen *et al.*, 2018).

On the other hand, the value chain's focus on nutrition provides a practical way to address the complexity of food systems and identify entry points (in terms of policies and investment) to ensure that the systems contribute to improving food safety and nutrition in a sustainable way (Comité de Seguridad Alimentaria Mundial, 2016). *Pelada's* contribution to nutrition is based on the fact that it is a food present in local diets by tradition, it generates income along the chain, and contributes to the community's food safety, as well as that of *platoneras* and their families, given that it is also a product for self-consumption. Thus, the *platonera* tradition goes hand in hand with the local gastronomic tradition, which is clearly derived from cultural encounters with peoples of African origin, indigenous peoples, and Hispanic colonizers (Ministerio de Cultura, 2017). It is evidenced that *platoneras*

seguridad alimentaria de la comunidad, de las platoneras y sus familias por tratarse también de un producto de autoconsumo. Es así como la tradición de desempeñarse como platonera, va de la mano con la tradición gastronómica local; la cual tiene una clara derivación de los encuentros culturales de pueblos de origen africano, pueblos indígenas y los colonizadores hispánicos (Ministerio de Cultura, 2017). Se evidencia que las platoneras cuentan con una autonomía en sus recursos económicos que se dan de manera diaria, lo que les otorga poder de decisión sobre la disposición de estos recursos tanto para su actividad como en la economía del hogar. Sin embargo, el uso de estos recursos se enfoca en continuar con la actividad, ya que compran el producto que venderán al día siguiente con el ingreso producto de la venta del día previo y se recurren a préstamos informales cuando no pueden sostener la actividad. Si bien esta actividad es remunerada, el escaso tiempo libre que queda después de desempeñarse como platonera se dedica a la labor de cuidado no remunerado.

Este estudio aportó información a la discusión sobre el aporte de la mujer en la actividad pesquera, incluyendo variables que permitieran diferenciar el género en cada uno de los papeles que se desempeñan a lo largo de la cadena de valor, en este caso de un producto tradicional e importante dentro de la gastronomía del Pacífico colombiano como la pelada. Este recurso guarda una oferta potencial para las platoneras ya que proviene en forma de captura objetivo de la pesca artesanal con redes de enmalle, guardando un estado de explotación que no amenaza la sostenibilidad de la especie. Igualmente, en 2020, la pelada constituyó 36% de las capturas industriales con redes bolicheras y hace parte de un variado porcentaje de las capturas incidentales de la pesca de arrastre de camarón, cuya oferta de capturas incidentales y descartes osciló entre 500 y 6000 ton con promedio de 2583 ton desde 2008 a 2019 (Rueda y Escobar, 2017; Rueda *et al.*, 2021).

Superación de las RBG

Tomando como restricciones mayores el acceso limitado a los servicios financieros, escasa participación y liderazgo y extensas jornadas laborales, se proponen mecanismos que permitan superar las restricciones basadas en el género identificadas a lo largo de la cadena. Estas incluyen un diseño de productos financieros con sensibilidad de género que permita que las mujeres accedan a créditos de manera formal y con posibilidades de ahorro colectivo entre las diferentes asociaciones identificadas. Una mayor vinculación a las actividades y programas desarrollados en el distrito, que permitan una mayor inclusión y retroalimentación para el diseño de políticas públicas, así como un fortalecimiento

are autonomous with regard to their economic resources, which they receive on a daily basis and grant them decision-making power on the use of these resources both for their activities and in the household's finances. However, the use of these resources is focused on continuing with the activity, as they buy the product to be sold on the next day with the income received from sales on the day before, and they resort to informal loans when they cannot maintain the activity. Even though this is a paid activity, the scarce free time they have after working as *platoneras* is dedicated to unpaid care.

This study provided information to the discussion about women's contribution in fishing activities, including variables that allowed differentiating the gender roles taking place along the value chain of a traditional and relevant product of the Colombian Pacific's gastronomy, as is the case of *pelada*. This resource constitutes a potential offer for *platoneras*, as it is the target catch of artisanal gillnet fishing, with an exploitation state that does not threaten the species' sustainability. In the same way, in 2020, *pelada* amounted to 36% of industrial catches with seine nets, and it is part of a varied percentage of incidental catches made by shrimp trawl fishing, whose offer of incidental catches and discards oscillated between 500 and 6000 ton, with 2583 ton on average between 2008 and 2019 (Rueda and Escobar, 2017; Rueda *et al.*, 2021).

Overcoming the RBGs

Regarding limited access to financial services, scarce participation and leadership, and extensive work shifts as major restrictions, mechanisms are proposed which allow overcoming the gender-based restrictions identified along the chain. These include designing gender-sensitive financial products allowing women to gain access to formal credits, as well as with the possibility of collective savings among the different associations identified. This means greater involvement in the activities and programs carried out in the district, thus allowing for greater inclusion and feedback for the design of public policies, as well as a strengthening of the women's associations already established along the value chain. Finally, improvements to the products' commercialization points should be made which allow for a better handling of the cold chain and longer conservation times, thus contributing to reduce work shifts.



de las asociaciones de mujeres ya establecidas a lo largo de la cadena de valor. Finalmente, mejoras en los puntos de comercialización de los productos, que permitan tener un mejor manejo de la cadena de frío y mayor tiempo de conservación, lo cual contribuiría a reducir sus jornadas de trabajo.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Los vacíos de información con respecto a esta cadena y a la cifra real de *platoneras* que trabajan en el distrito de Buenaventura no han permitido realizar un análisis más profundo sobre la cadena de valor. Un estudio más grande que permita cuantificar el total de *platoneras* existentes tanto en puestos fijos como ambulantes, resultaría de gran relevancia y podría contribuir a que esta labor sea más visible e incluida en la agenda del sector pesquero; generando así, oportunidades de mejora en las condiciones de trabajo, en la estructura y capacidad instalada de los puntos de comercialización y para mantener un relevo generacional en la actividad con mejores condiciones que sus antecesoras.

Se recomienda que los futuros estudios aborden variables de género para conocer con mayor exactitud la contribución que las mujeres hacen a esta actividad tanto por labores remuneradas como no remuneradas. También, resulta necesario que las políticas y regulaciones frente a la *pelada*, vayan en línea con la importancia que este recurso tiene dentro de la tradición y economía de las *platoneras*. Esto acompañado de estudios que determinen el impacto en la seguridad alimentaria que este producto y las *platoneras* que lo comercializan, generan en el distrito.

Por otro lado, abordar aspectos de protección social en este grupo en particular y de la pesca en general, podrá establecer las brechas que limitan su acceso y afectan la calidad de vida de los actores de la pesca en escenarios de vedas o como lo sucedido durante la declaratoria de pandemia en 2020.

AGRADECIMIENTOS

A FAO como fuente financiadora del proyecto “Estrategias para el fortalecimiento de la actividad de las *platoneras* del distrito de Buenaventura, Colombia”, a Invemar y al equipo que permitió el desarrollo de las salidas a campo y toma de información. A Thalía Turrén-Cruz por la revisión del manuscrito y la elaboración de figuras, a las *platoneras* del distrito de Buenaventura por su disposición y suministro de información. A los demás actores de la pesca en Buenaventura.

CONCLUSIONS AND RECOMMENDATIONS

Information gaps with regard to this chain and the real number of *platoneras* working in the district of Buenaventura have not allowed conducting a deeper analysis of the value chain. A study with a greater scope which allows to quantify the total number of *platoneras* in both fixed and moving stands would be of great relevance and may contribute to making this labor more visible and including it in the fishing sector’s agenda, thus generating opportunities for improvement with respect to work conditions, the structure and installed capacity of the commercialization points, and maintaining generational change in these activities, with better conditions than those of older *platoneras*.

It is recommended that future studies address gender variables in order to more accurately understand the contribution made by women to this activity regarding both paid and unpaid labor. It is also necessary for policies and regulations with regard to *pelada* to be in line with this resource’s relevance in *platoneras*’ tradition and economy. This, accompanied by studies that determine the impact of this product and the *platoneras* who sell it on food safety and the district.

On the other hand, addressing social protection aspects for this group in particular and for fishing in general will allow to determine the gaps that limit their access and affect the quality of life of the fishing stakeholders in the case of closures, as it happened during the declared pandemic in 2020.

ACKNOWLEDGMENTS

The authors would like to extend their gratitude to the FAO as a funding source of the project Strategies for strengthening *platonera* activity in the district of Buenaventura, Colombia; to Invemar and the team who made field trips and data collection possible. To Thalía Turrén-Cruz for reviewing the manuscript and elaborating the figures; to the *platoneras* in the district of Buenaventura for their disposition and the information they provided. To the rest of the fishing stakeholders in Buenaventura.

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED


- Barreto, G.C., M.A. Leite Lima, A.R. Carvalho, V.R. Cañete, F.H. Souza Lobato, Q.H. Pantoja Lobo, M.T. Cabrera, F. Escobar-Toledo, M. Rueda, Á. Hernández Flores, A. Toro Ramírez, J.L. Cruz Sánchez, S. Mormon, S. Hutchinson, C. Carmichael, R. Cozier, D. McFee, W. Archer, K. Slinger, N. Oddone, A. Flores y A. Stavrinaky. 2022. Cadenas de valor en las pesquerías de arrastre de América Latina y el Caribe—Integración y análisis de estudios nacionales. Doc. Técn. Pesca Acuic. FAO, 679. <https://doi.org/10.4060/cb7922es>. 05/04/2022
- Bradford, K. and R. E. Katikiro. 2019. Fighting the tides: A review of gender and fisheries in Tanzania. *Fish. Res.*, 216(3): 79–88. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2019.04.003>
- Cámara de Comercio de Buenaventura. 2008. Historia de Buenaventura. <https://www.ccbun.org/?articulos=historia-de-buenaventura>. 10/12/2021
- Cámara de Comercio de Buenaventura. 2020. Impactos del Covid-19 y desafíos para la reactivación económica en el Distrito de Buenaventura (No.3). <https://www.ccbun.org/articulos/pandemia-de-covid-19-en-colombia-2020>. 15/09/2020
- Comité de Seguridad Alimentaria Mundial. 2016. <https://www.fao.org/3/mr186s/mr186s.pdf>. 10/09/2020
- Correa-Helbrum, J., F. Cuello, D. Mármod, J. Flórez y J. Altamar. 2020. Composición de las capturas e indicadores biológico-pesqueros resultantes de los muestreos efectuados a bordo en el Pacífico y el Caribe colombiano (periodo septiembre–diciembre 2020). *Inf. Técn. Final Aut. Nal. Acuic. Pesca (AUNAP)*, Bogotá. 95 p.
- DANE. 2019. Mercado laboral ciudades intermedias (Buenaventura–Barrancabermeja–Soacha). *Bol. Técn., Dep. Adm. Nal. Est.*, Bogotá. 20 p.
- Departamento Nacional de Planeación. 2022. ¿Qué es el SISBEN?. <https://www.sisben.gov.co/Paginas/landing.aspx>. 01/04/2022
- Esquivel, M. A. y J. Plata. 2014. La pesca y la acuicultura en Colombia. Documento de compilación de información. *Aut. Nal. Acuic. Pesca–AUNAP*, Bogotá. 26 p.
- FAO. 2013. Good practice policies to eliminate gender inequalities in fish value chains. <https://www.fao.org/3/i3553e/i3553e.pdf>. 2013.25/10/2020
- FAO. 2014. Developing sustainable food value chains. Guiding principles. <https://www.fao.org/3/i3953e/i3953e.pdf>. 25/10/2020
- FAO. 2017. How can value chains be shaped to improve nutrition? <http://www.fao.org/3/a-br703e.pdf>. 20/10/2020
- FAO. 2018. Developing gender-sensitive value chains. <http://www.fao.org/3/a-i6462e.pdf>. 20/10/2020
- Harper, S., M. Adshade, V.W.Y. Lam, D. Pauly and U.R. Sumaila. 2020. Valuing invisible catches: Estimating the global contribution by women to small-scale marine capture fisheries production. *PLoS One*, 15(3): 1–17. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0228912>
- Hill, R.V. and M. Vigneri. 2011. Mainstreaming gender sensitivity in cash crop market supply chains. *ESA Work. Pap.*, 11-08. <https://www.fao.org/3/am313e/am313e.pdf>. 10/11/2020
- Ihalainen, M., J. Schure and P. Sola. 2020. Where are the women? A review and conceptual framework for addressing gender equity in charcoal value chains in Sub-Saharan Africa. *Energy Sust. Dev.*, 55: 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.esd.2019.11.003>
- Kleiber, D., L.M. Harris and A.C.J. Vincent. 2015. Gender and small-scale fisheries: A case for counting women and beyond. *Fish Fish.*, 16(4): 547–562. <https://doi.org/10.1111/faf.12075>
- Kruijssen, F., C.L. McDougall and I.J.M. van Asseldonk. 2018. Gender and aquaculture value chains: A review of key issues and implications for research. *Aquaculture*, 493: 328–337. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2017.12.038>
- Ministerio de Cultura. 2017. Saberes & sabores del Pacífico colombiano Buenaventura–Tumaco. <http://patrimonio.mincultura.gov.co/Publicaciones%20Cocinas/Saberes%20y%20sabores%20del%20Pac%C3%81fico%20Colombiano.pdf>. 20/11/2020
- Obando-Salazar, O. L. 2006. La Investigación Acción Participativa (IAP) en los estudios de psicología política y de género. *Forum Qual Soc Res.*, 7 (4), 39 p.
- OCDE. 2016. Pesca y acuicultura en Colombia. https://www.oecd.org/tad/fisheries/Fisheries_Colombia_SPA_rev.pdf. 20/10/2020
- O'Neill, E. D., N.K. Asare and D.W. Aheto. 2018. Socioeconomic dynamics of the Ghanaian tuna industry: a value-chain approach to understanding aspects of global fisheries. *Afr. J. Mar. Sci.*, 40(3): 303–313. <https://doi.org/10.2989/1814232X.2018.1513866>
- Rohe, J., A. Schlüter and S.C.A. Ferse. 2018. A gender lens on women's harvesting activities and interactions with local marine governance in a South Pacific fishing community. *MAST*, 17(2): 155–162. <https://doi.org/10.1007/s40152-018-0106-8>
- Rueda, M. y F. Escobar. 2017. Colombia: gestión y ordenación de la captura incidental de las pesquerías de arrastre en América Latina y el Caribe (REBYC-II LAC) Año 1. *Inf. Técn. Final, Invemar, Santa Marta*. 385 p.
- Rueda, M., F. Escobar-Toledo, R. Acevedo, V. Agudelo, J. Altamar, J. Álvarez, G. Angulo, W. Angulo, F. Arango, R. Baos, C. Borda, D. Bustos, H. Castillo, J. Correa, F. Cuello, L.O. Duarte, A. Garay, A. Girón, L.S. Gómez, K. Guillén, A. Herrera, L. Jaramillo, P. Jiménez, C. Marrugo, N. Martínez, V. Ospina, R. Pardo, A. Rodríguez, J. Romero, D. Rubio, J. Salcedo, M. Sánchez, M. Torres, J. Viaña, J. Wong y L.A. Zapata. 2021. Colombia: gestión sostenible de la captura incidental de las pesquerías de arrastre en América Latina y el Caribe (REBYC II LAC) Año 3. *Inf. final FAO-Invemar, Santa Marta*. 16 p.
- Thomas-Sánchez, R. y M.A. Pis. 2019. Representatividad y contribución de la mujer al desarrollo del sector pesquero en Cuba. *Avances*, 21(4): 484–496.
- Villa-Cascos, M., P. Pacheco Mateo-Sagasta, A. Rivas-Medina, G. Morales-Rodríguez y M.Á. González. 2007. El papel de la mujer en el sector pesquero. Potencialidades en el ámbito del turismo pesquero. *Fund. Gen. Univ. Politécn. Madrid, Madrid*. 86 p.
- Weeratunge, N., K.A. Snyder and C.P. Sze. 2010. Gleaner, fisher, trader, processor: Understanding gendered employment in fisheries and aquaculture. *Fish Fish.*, 11(4): 405–420. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2010.00368.x>





Estado de *Lutjanus synagris* en tres áreas protegidas del Caribe colombiano: evaluación basada en datos limitados

Status of *Lutjanus synagris* in three protected areas of the Colombian Caribbean: assessment based on limited data

Héctor Manuel Martínez-Viloria^{1*}, Rebeca Franke-Ante¹, Juan Carlos Narváez Barandica² y Javier De La Hoz Maestre²

 0000-0001-8154-7144

 0000-0002-0956-0915

 0000-0002-3899-5993

 0000-0001-7779-0803

1. Parques Nacionales Naturales de Colombia, Dirección Territorial Caribe, Calle 17 No. 4-06, Santa Marta, Colombia. hmartinezviloria@gmail.com*, rebeca.franke@parquesnacionales.gov.co

2. Universidad del Magdalena, Carrera 32 No. 22-08, Santa Marta, Colombia. jnarvaez@unimagdalena.edu.co, jdelahoz@unimagdalena.edu.co

* Autor de correspondencia / Corresponding author:

RESUMEN

Con el propósito de evaluar el estado del pargo rayado *Lutjanus synagris* a partir de datos limitados de longitudes provenientes de los desembarcos de las capturas de la pesca artesanal registradas entre 2006 y 2012 en los Parques Nacionales Naturales Tayrona y Corales del Rosario y de San Bernardo y la Vía Parque Isla de Salamanca, se aplicaron indicadores simples y la metodología árbol de decisiones. Se observó un patrón de selectividad en la captura mayoritaria de ejemplares inmaduros ($< L_{mat}$) y un nivel de biomasa desovante inferior al punto de referencia límite objetivo, afectando la renovación natural de los stocks de *L. synagris*. También se ratificó el grado de sobrepesca por crecimiento y reclutamiento. Propender por la disminución de la presión sobre el pargo es un objetivo de manejo que requiere mayor protección en las tres áreas protegidas como zonas fuente, así como un ordenamiento regional participativo para la sostenibilidad del recurso. Por tanto, se recomienda llegar a acuerdos de conservación que propendan por una pesca responsable de peces maduros. Esto, permitirá un máximo rendimiento en biomasa y mejores ingresos económicos para los pescadores. Se propone la metodología descrita para la evaluación de otros recursos aprovechados en las áreas protegidas.

PALABRAS CLAVE: pesca, sobrepesca, indicadores simples, árbol de decisiones.

ABSTRACT

With the purpose of evaluating the status of the lane snapper *Lutjanus synagris* from limited catch length data from the landings of artisanal fishing catches recorded between 2006 and 2012 in Tayrona and Corales del Rosario y de San Bernardo National Parks, and the Vía Parque Isla de Salamanca, simple indicators and the decision tree methodology were applied. It was observed that this indicator mostly configured a selectivity pattern represented in capture of majority immature specimens ($< L_{mat}$) and a spawning biomass level lower than the target reference point, affecting the natural renewal of *L. synagris* stocks. Also, it was ratified the degree of overfishing for growth and recruitment to which *L. synagris* is subjected. Reducing pressure on snapper resource is a management objective that requires greater protection in the three protected areas for their ability to export the resource, as well as participatory regional fisheries management for the sustainability of the resource. Therefore, it is recommended to reach conservation agreements that promote responsible fishing of mature fish. This objective will allow maximum biomass yield, and better economic income for fishers. We also propose to apply the methodology described in this study to evaluate other fishery resources caught in the protected areas.

KEYWORDS: fishing, overfishing, simple indicators, decision tree.

INTRODUCCIÓN

Históricamente en las áreas protegidas del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia adscritas a la Dirección Territorial Caribe (DTCA) ha existido un constante aprovechamiento de los recursos pesqueros por parte de comunidades asentadas en su interior y de aquellas ubicadas en áreas de influencia, ocasionando fuerte presión sobre las especies explotadas (Manjarrés, 2007; Martínez-Viloria, 2014). Como parte del seguimiento a la actividad pesquera realizado por la DTCA en cinco áreas protegidas con jurisdicción marino-costera, se identificaron aproximadamente 1600 pescadores, de los cuales dependen económicamente unas 4700 personas (Martínez-Viloria *et al.*, 2014). Así mismo, se ha documentado que un gran número de especies aprovechadas por la pesca están fuertemente presionadas, aspecto que podría contribuir negativamente en su condición poblacional (López, 2009; Guzmán, 2010; Jaimes, 2011; Martínez-Viloria *et al.*, 2011).

Entre las especies de mayor aprovechamiento pesquero en los Parques Nacionales Naturales Tayrona-PNNT, Corales del Rosario y de San Bernardo-PNNCRSB y Vía Parque Isla de Salamanca-VIPIS, se encuentra el pargo rayado o chino (*Lutjanus synagris*) (López, 2009; Guzmán, 2010; Pardo, 2011; Martínez-Viloria *et al.*, 2011; Martínez-Viloria, 2014). Esta es una especie demersal, carnívora generalista y oportunista trófica que se distribuye desde Carolina del Norte (EE. UU.) hasta el sureste de Brasil (Allen, 1985; Cervigón *et al.*, 1992; Doncel y Páramo, 2010), incluyendo el Gran Caribe. Es una importante fuente de ingresos para las pesquerías regionales de países como Bermudas, Cuba, Puerto Rico, Venezuela y Colombia (Luckhurst *et al.*, 2000; Gómez *et al.*, 2001; Claro y Lindeman, 2008; Amorim *et al.*, 2018). Algunos aspectos biológico pesqueros indican que *L. synagris* puede ser considerada una especie vulnerable a la sobreexplotación en Colombia debido a: (i) las características biológicas de la especie como rápido crecimiento durante el primer año de vida y desaceleración en el crecimiento entre el tercer y cuarto año, madurez sexual a partir de su primer año y temporadas de migraciones de agregación reproductiva (Coleman *et al.*, 2000; Luckhurst *et al.*, 2000; Claro y Lindeman, 2008); (ii) la evidente presión de pesca de la flota artesanal y semindustrial (Mejía y Acero, 2002; Manjarrés, 2004; Barreto y Borda, 2009; De La Hoz *et al.*, 2013, 2017; Altamar *et al.*, 2020); (iii) el aumento del esfuerzo pesquero en la región del Caribe debido a innovaciones técnicas y tecnológicas de las flotas artesanales (Manjarrés, 2004);

INTRODUCTION

Historically, in the protected areas of Colombia's National Natural Parks System (NNPS) linked to the Caribbean Territory Directorate (CADT), there has been constant utilization of fishery resources by the local communities, causing heavy pressure on the utilized species (Manjarrés, 2007; Martínez-Viloria, 2014). As part of the monitoring of the fishing activity carried out by CADT in five protected areas with marine-coastal jurisdiction, about 1600 fishermen were identified, on which about 4700 people depend economically (Martínez-Viloria *et al.*, 2014). Likewise, it has been documented that many species exploited by fishing are under heavy pressure, which could contribute negatively to their population status (López, 2009; Guzmán, 2010; Jaimes, 2011; Martínez-Viloria *et al.*, 2011).

The lane snapper (*Lutjanus synagris*) is among the most exploited species in the protected areas of Corales del Rosario y de San Bernardo National Natural Park (CRSBNNP), Tayrona National Natural Park (TNNP), and Salamanca Island Park Way (SIPW) (López, 2009; Guzmán, 2010; Pardo, 2011; Martínez-Viloria *et al.*, 2011; Martínez-Viloria, 2014). *Lutjanus synagris* is a demersal, generalist carnivorous, and opportunist species, distributed from North Carolina (USA) to southeastern Brazil (Allen, 1985; Cervigón *et al.*, 1992; Doncel and Páramo, 2010), including the Greater Caribbean. Its growing demand and commercial value have turned it into an important source of income for regional fisheries of countries such as Bermuda, Cuba, Puerto Rico, Venezuela, and Colombia (Luckhurst *et al.*, 2000; Gómez *et al.*, 2001; Claro and Lindeman, 2008; Amorim *et al.*, 2018). Some biological-fishing aspects indicate that *L. synagris* can be considered to be a species vulnerable to overexploitation in Colombia due to (i) the species' biological characteristics. such as rapid growth during the first year of life and growth deceleration in the third and fourth years, reaching sexual maturity at its first year, and seasons of reproductive aggregation (Coleman *et al.*, 2000; Luckhurst *et al.*, 2000; Claro and Lindeman, 2008); (ii) the evident fishing pressure by the artisanal and semi-industrial fleet (Mejía and Acero, 2002; Manjarrés, 2004; Barreto and Borda, 2009; De La Hoz *et al.*, 2013, 2017; Altamar *et al.*, 2020); (iii) the fishing effort increase in the Caribbean region due to the artisanal fleet's technical and technological innovations (Manjarrés, 2004); (iv) the historic decrease in catches both by the artisanal fleet (Correa and Manjarrés, 2004) and the industrial trawl fleet (Viaña *et al.*, 2004); (v) the deterioration of their

(iv) la disminución histórica en las capturas tanto por la flota artesanal (Correa y Manjarrés, 2004), como por la industrial de arrastre (Viaña *et al.*, 2004); (v) el deterioro de sus hábitats de reclutamiento, desarrollo y residencia, tales como los arrecifes coralinos, lagunas y ciénagas (Mejía y Acero, 2002); y (vi) la disminución de la edad de madurez en sitios con mayor esfuerzo pesquero (Arteaga *et al.*, 2004).

La presencia de *L. synagris* en las áreas protegidas está relacionada con la disposición de hábitats estratégicos, donde la especie pasa parte del tiempo en su ciclo natural y cumple funciones de depredador contribuyendo al enriquecimiento orgánico de los arrecifes (Claro y Lindeman, 2008). Por lo tanto, el aprovechamiento no debe contemplar la captura de ejemplares por debajo de la longitud de madurez sexual (L_{mat}), ni tampoco afectarse la cohorte de los megadesovadores, ya que estos últimos aseguran el vigor genético y una mayor descendencia para garantizar la supervivencia de las poblaciones (Longhurst, 2002; Hsieh *et al.*, 2006).

Bajo este contexto el propósito de esta investigación fue evaluar el estado de *L. synagris* a partir de datos limitados de longitudes provenientes de los desembarcos de la pesca ejercida en PNNT, PNNCRSB y VIPIS. Esta investigación ayudará a dimensionar el efecto de la pesca sobre el pargo rayado en cada área protegida y a suministrar recomendaciones para el manejo que contribuyan al ordenamiento pesquero en el Caribe colombiano, donde se considere a las áreas protegidas como sitios estratégicos que proporcionan condiciones favorables para que las especies pesqueras se mantengan y puedan ser aprovechadas por fuera (Roberts *et al.*, 2001; Di Lorenzo *et al.*, 2016).

ÁREA DE ESTUDIO

El trabajo se realizó en las áreas protegidas PNNT, PNN CRSB y la VIPIS (Figura 1). El PNNT está localizado al nororiente de Santa Marta, departamento del Magdalena (11° 16' 20" N y 74° 12' 56" W a 11° 21' 33" N y 73° 53' 11" W) (PNNC, 2006). Cuenta 15 000 ha, de las cuales 3 000 hacen parte del área marina. En esta área más de 200 pescadores hacen uso con diferentes artes y/o métodos de pesca (Martínez-Viloria, 2009; Martínez-Viloria *et al.*, 2014). El conflicto de uso por pesca ha sido histórico y la Sentencia T-606 de 2015 de la Corte Constitucional colombiana indica que no se pesque en áreas protegidas, a menos que sea en el marco de la subsistencia.

recruitment, development, and residence habitats such as coral reefs, lagoons and marshes (Mejía and Acero, 2002); and (vi) the decrease in maturity age in places with higher fishing effort (Arteaga *et al.*, 2004).

On the other hand, the presence of the lane snapper in protected areas is related to the disposition of strategic habitats where this species spends part of the time during its natural cycle performing predator functions, which contribute to the reefs' organic enrichment (Claro and Lindeman, 2008). Therefore, utilization must not include catching specimens under the sexual maturity length (L_{mat}), nor affect the mega-spawners' cohort, because the latter ensures genetic vigor and larger offspring to ensure the survival of populations (Longhurst, 2002; Hsieh *et al.*, 2006).

In this context, and considering the permanent pressure exerted by artisanal fishing on *L. synagris* with different fishing gears and methods used in the Colombian Caribbean, the purpose of this research was to evaluate the condition of the lane snapper based on limited data of length from landings of catches in the protected areas CRSBNNP, TNNP, and SIPW. This paper contributes to measuring the effect of fishery on *L. synagris* in each protected area and provide decision-making recommendations for designing and implementing management strategies that contribute to fishery ordering in the Colombian Caribbean, for protected areas to become strategic sites providing favorable conditions for fish species to endure and be used indefinitely (Roberts *et al.*, 2001; Di Lorenzo *et al.*, 2016).

STUDY AREA

This research was conducted in the protected areas of Corales del Rosario y de San Bernardo National Natural Park (CRSBNNP), Tayrona National Natural Park (TNNP), and Salamanca Island Park Way (SIPW) (Figure 1). TNNP is located to the northeast of Santa Marta, in the department of Magdalena (11° 16' 20" N, 74° 12' 56" W to 11° 21' 33" N, 73° 53' 11" W) (PNNC, 2006). It has 15,000 ha, 3,000 of which in the marine area. More than 200 fishermen in this area reported using different fishing gears and/or methods (Martínez-Viloria, 2009; Martínez-Viloria *et al.*, 2014)). The conflict of use for fishing has been historical, and the Colombian Constitutional Court's Sentence T-606 of 2015 orders no fishing in the protected areas, unless it is for subsistence purposes.

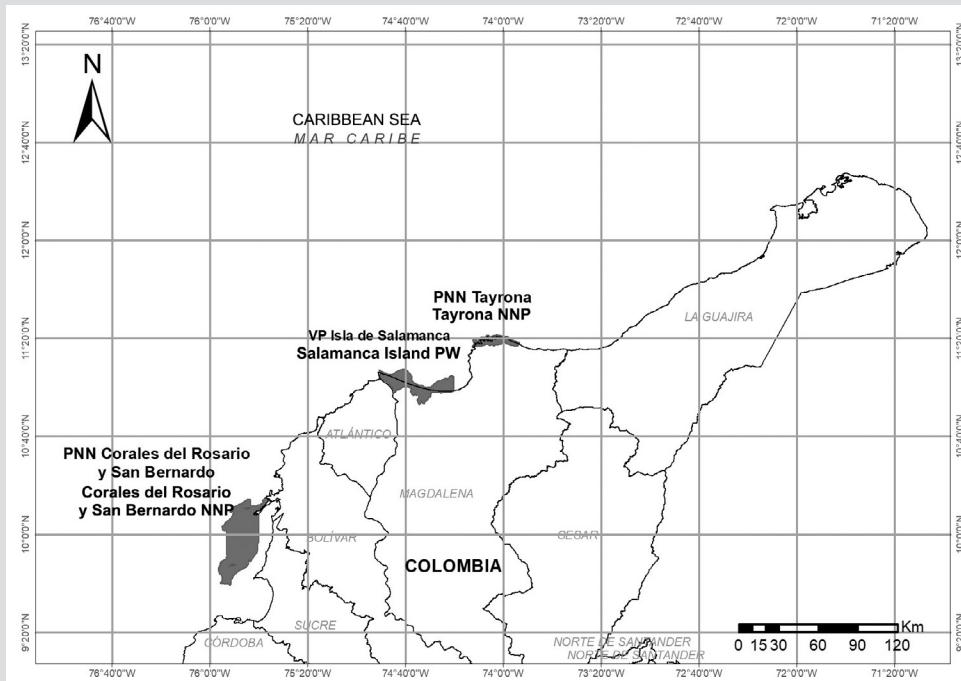


Figura 1. Ubicación de áreas protegidas de la Dirección Territorial Caribe Parque Nacional Natural Tayrona (PNNT), Via Parque Isla de Salamanca (VIPIS) y PNN Corales del Rosario y de San Bernardo (PNNCRSB).

Figure 1. Location of the Caribbean Territorial Directorate’s protected areas: Tayrona National Natural Park (TNNP), Salamanca Island Park Way (SIPW), and National Natural Park Corales del Rosario y de San Bernardo (CRSBNNP).

El PNN CRSB está ubicado a 45 km del suroccidente de la ciudad de Cartagena de Indias y a 30 km al noroccidente de la localidad de Tolú entre los departamentos de Bolívar y Sucre (10° 15' - 9° 35' N y 75° 47' - 75° 50' W) (PNNC, 2020). De las 120 000 ha de esta área protegida, 118 800 ha (99 %) son marinas. Donde más de 600 pescadores hacen uso de los recursos a través de la pesca (Martínez-Viloria *et al.*, 2011).

La VIPIS se encuentra localizada en el sector costero del departamento del Magdalena, en jurisdicción de los municipios de Pueblo Viejo y Sitio Nuevo (11° 7' 19" -10° 53' 07" N y 74° 20' 34" - 74° 51' 00" O) (PNNC, 2017). De las 56 200 ha, en esta área protegida 28 200 son marinas. En donde más de 350 pescadores realizan actividades de pesca (Martínez-Viloria, 2009, 2014), utilizando redes de arrastre (Cochrane, 2005).

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción de artes y/o métodos de pesca

Línea de mano. Es un arte de pesca empleado para la captura de especies demersales a través de diferentes métodos, supeditado por el movimiento de la embarcación (Aunap-Unimagdalena, 2014). En las áreas protegidas la línea de mano es el arte de mayor uso (34 %; Martínez-Viloria *et al.*, 2014). Consta de

The CRSB NNP is located 45 km southwest of Cartagena, and 30 km northwest of Tolú, between the departments of Bolívar and Sucre, within the jurisdiction of the Tourist and Cultural District of Cartagena de Indias (10° 15' to 9° 35' N, and 75° 47' to 75° 50' W) (PNNC, 2020). In total, 120,000 ha belong to this protected area, 118,800 ha of which (99 %) are marine. In this protected area, more than 600 fishermen make use of the resources through fishing (Martínez-Viloria *et al.*, 2011).

The SIPW is located in the coastal sector of the department of Magdalena, in the jurisdiction of the Pueblo Viejo and Sitio Nuevo municipalities (11° 7' 19" to 10° 53' 07" N, and 74° 20' 34" to 74° 51' 00" O) (PNNC, 2017). It has 56,200 ha, 28,200 of which are in marine areas. It has been identified that more than 350 fishermen carry out fishing activities within it (Martínez-Viloria, 2009, 2014), using fishing gears such as trawl nets (Cochrane, 2005).

MATERIALS AND METHODS

Description of fishing gears and/or methods

Handline. It is a fishing gear used to catch demersal species in the Colombian Caribbean with different operating forms or methods (subject to vessel movement), among which are *i*)

un cordel de nylon tipo monofilamento con resistencias de 3 a 120 kgf, dotado de uno a seis anzuelos en su mayoría tipo jota “J” por línea, que oscilan entre los números (N°) J6 y J12. En el PNNT es empleada como línea madre o principal el nylon de 35 a 120 kgf con un largo que puede oscilar entre 90 a 200 m y anzuelos tipo “J” N° 7, 9 y 10. En el PNNCRSB, se presentan similares características a las del PNNT, siendo además el uso de anzuelos tipo circular o curvos N° C5 y C6.

Red de enmalle fija. Representan 23 % de los artes utilizados en las áreas protegidas (Martínez-Viloria *et al.*, 2014). Consta de uno o varios paños de red que en su mayoría son de monofilamento. Las utilizadas en PNNT registran longitudes hasta 225 m, altura máxima de 17 m y tamaños de malla que oscilan entre 8,89 y 11,43 cm (3,5 y 4,5 pulgadas). Para el caso de PNNCRSB los tamaños de malla oscilan entre 5,08 y 8,89 cm (2,0 y 3,5 pulgadas); mientras que en VIPIS varían entre 5,08 y 7,62 cm (2 y 3 pulgadas).

Buceo. Es un método practicado en el PNNT y en el PNNCRSB, a profundidades entre 3 y 20 m, con arpón para la captura de peces, o sin arpón para capturar caracoles (*Eustrombus gigas*, *Melongena melongena*, *Cittarium pica*), langosta (*Panulirus argus*), pulpo (*Octopus spp.*); otras veces se emplea con varilla, ganchos y lazos para la captura de langosta y pulpo.

Palangre. Están constituidos por un cordel principal o línea madre horizontal de nylon monofilamento o multifilamento de 60 a 120 kgf en PNNT y de 20 a 60 kgf en VIPIS, en el cual van unidas líneas secundarias (reinales) a distancias regulares (~1,2 m) en VIPIS y (~3,6 m) en PNNT, en cuyos extremos van anzuelos tipo jota “J” que oscilan entre N° 9, 10 y 12 en VIPIS y 7, 8 y 10 en PNNT. Se utilizan con mayor frecuencia en VIPIS hasta 20 m de profundidad y en el PNNT hasta 200 m de profundidad y por lo general oscilan entre 100 y 300 anzuelos para la pesca de peces demersales.

Registro de datos y análisis de información

En el marco de la caracterización de la presión por pesca en las áreas protegidas, se hicieron registros mensuales de la longitud total (cm) de los peces desembarcados entre 2006 y 2012 en el PNNCRSB y la VIPIS, y de 2006 a 2010 en el PNNT; los pargos rayados fueron medidos con un ictiómetro de 0,1 cm de precisión y agrupados en marcas de clase de 0,5 cm. Estos registros de *L. synagris* fueron discriminados por área protegida, por arte y/o método de pesca y por año, empleando un esfuerzo de muestreo que en todas las áreas fue superior a 30 % de las Unidades Económicas de Pesca activas (metodología Sistema de Información Pesquera del Inveimar-Sipein Ver. 3.0, Narváez *et al.*, 2005).

fixed or anchored boats, and *ii*) drifting boats (with the motor in minimum motion to test the area and the bottom for the best catch) (Aunap-Unimagdalena, 2014). The handline is the most used gear in protected areas (34 %; Martínez-Viloria *et al.*, 2014). It consists of a monofilament-type nylon cord with strength from 3 to 120 kgf equipped with one to six hooks per line, mostly “J”-type, between numbers J6 and J12. In general, nylon of 35 to 120 kgf is used in the TNNP as primary line with a length between 90 to 200 m, and J-type hooks numbers 7, 9, and 10. In the CRSBNNP, there are similar characteristics to those in the TNNP, in addition to the use of numbers C5 and C6 circular or curved type hooks.

Fixed gillnet. They represent 23 % of the gears used in the protected areas (Martínez-Viloria *et al.*, 2014), and consist of one or several mostly monofilament meshes. Those used in the TNNP have lengths up to 225 m, 17 m maximum height, and mesh sizes between 8.89 and 11.43 cm (3.5 and 4.5”). In the CRSBNNP, mesh sizes are between 5.08 and 8.89 cm (2.0 and 3.5”). In the SIPW, they are between 5.08 and 7.62 cm (2.0 and 3.0”).

Diving. This extracting method is practiced in the TNNP and the CRSBNNP. It is usually practiced at depths between 3 and 20 m, with spears to catch fish, or without spears to catch snails (*Eustrombus gigas*, *Melongena melongena*, *Cittarium pica*), lobsters (*Panulirus argus*), and octopi (*Octopus spp.*); it is also done with sticks, hooks, and snares to catch lobsters and octopi.

Longlining. It consists of a mono- or multifilament nylon primary cord or horizontal mainline of 60 to 120 kgf in the TNNP, and 20 to 60 kgf in the SIPW, to which secondary lines (leaders) are attached at regular distances (~1.2 m in the SIPW and ~3.6 m in the TNNP), with J-type hooks at the ends between numbers 9, 10, and 12 in the SIPW and 7, 8, and 10 in the TNNP. They are mostly used in the SIPW down to 20 m deep, and down to 200 m deep in the TNNP, with 100 to 300 hooks for fishing demersal fish.

Data collection and analysis of information

The landed fish total length (cm) was recorded on a monthly basis between 2006 and 2012, measured with a 0.1 cm precision ichthyometer, and grouped into 0.5 cm class marks in the CRSBNNP and SIPW and between 2006 to 2010 in the TNNP. These records of *L. synagris* were stratified by protected area, by fishing gear and/or method, and by year, making in every area a sampling effort greater than 30 % of the Active Fishing Economic Units. This was done following the methodology described in the Fishing Information System of Inveimar-Sipein Ver. 3.0 (Narváez *et al.*, 2005).

Puntos de referencia biológicos

El análisis de datos fue basado en los siguientes puntos de referencia biológicos (PRB): i) longitud de madurez sexual-longitud donde 50 % de los peces de una población determinada llegan a estar sexualmente maduros por primera vez (L_{mat} ; Froese y Binohlan, 2000; Fontoura *et al.*, 2009; Cope y Punt, 2009), ii) longitud óptima de captura-equivalente a la longitud en la que una cohorte no pescada alcanza su máxima tasa de crecimiento y biomasa (L_{opt} ; Froese *et al.*, 2008); y la longitud de megadesovadores (L_{mega})-representa a los ejemplares que en las capturas equivalen a aquellos peces ubicados por encima de 10 % de L_{opt} (Froese, 2004). También, se utilizó como punto de referencia límite el 0,25 de la biomasa desovante-SB (Cope y Punt, 2009).

Para esta investigación se consideró que en cada área protegida existe una población genéticamente diferenciada de *L. synagris* ($F_{st} > 0,061$, $p < 0,05$; Narváez *et al.*, 2015). Por lo tanto, se asumieron valores de L_{mat} independientes, obtenidos de investigaciones previas realizadas en cada área protegida y correspondientes a sexos combinados (PNNT = 33,08 cm, Arteaga *et al.*, 2004; VIPIS = 30,6 cm, Pardo, 2011; PNNCRSB = 24,6 cm, Jaimes, 2011). Los valores de L_{opt} y L_{mega} fueron calculados siguiendo las instrucciones de Froese y Binohlan (2000) y Froese *et al.* (2008).

$$(1) \text{Log} (L_{opt}) = 1,053 * \text{Log} (L_{mat}) - 0,0565$$

Donde, L_{opt} es la longitud óptima de captura y L_{mat} es la longitud de madurez sexual.

Indicadores basados en longitudes de captura de *L. synagris*

Para evaluar el estado de las poblaciones de *L. synagris* se utilizaron los indicadores sugeridos por Cope y Punt, (2009): **i)** P_{mat} , correspondiente a la proporción de individuos de *L. synagris* que son capturados por encima de L_{mat} ; **ii)** P_{opt} , proporción determinada a partir de ejemplares capturados entre 0,9 y 1,1 de L_{opt} ; **iii)** P_{mega} , proporción de ejemplares capturados por encima de L_{mega} ; **iv)** P_{obj} , equivalente a la sumatoria de las proporciones de longitudes.

$$(2) P_{mat} = \sum_{L_{mat}}^{L_{max}} P_L$$

$$(3) P_{opt} = \sum_{0,9L_{opt}}^{1,1L_{opt}} P_L$$

$$(4) P_{mega} = \sum_{1,1L_{opt}}^{L_{max}} P_L$$

$$(5) P_{obj} = P_{mat} + P_{opt} + P_{mega}$$

Biological reference points

The analysis of data was based on the following biological reference points (BRP): i) sexual maturity length, corresponding to the length at which 50 % of the fish in a given population become sexually mature for the first time (L_{mat} ; Froese and Binohlan, 2000; Cope and Punt, 2009; Fontoura *et al.*, 2009); ii) optimal catch length, which is the length at which an unfished cohort reaches its maximum growth and biomass rate (L_{opt} ; Froese *et al.*, 2008); and the length of mega-spawners (L_{mega}), which represents the caught specimens above 10 % of L_{opt} (Froese, 2004); 0.25 of the spawning biomass-SB (Cope and Punt, 2009) was also used as a limit reference point.

This research considered that, in each protected area, there is a genetically differentiated population of *L. synagris* ($F_{st} > 0.061$, $p < 0.05$; Narváez *et al.*, 2015). Therefore, independent values of L_{mat} were assumed, as obtained from previous research conducted in each protected area and for combined sexes (PNNT = 33.08 cm, Arteaga *et al.*, 2004; VIPIS = 30.6 cm, Pardo, 2011; PNNCRSB = 24.6 cm, Jaimes, 2011). L_{opt} and L_{mega} values were calculated in this study following the methods of Froese and Binohlan (2000) and Froese *et al.* (2008).

$$(1) \text{Log} (L_{opt}) = 1.053 * \text{Log} (L_{mat}) - 0.0565$$

where L_{opt} is the optimal catch length, and L_{mat} is the sexual maturity length.

Indicators based on *L. synagris* catch lengths

To evaluate the status of the lane snapper populations, the following indicators suggested by Cope and Punt (2009) were used: **i)** P_{mat} , is the proportion of individuals of *L. synagris* caught above L_{mat} ; **ii)** P_{opt} , is the proportion determined from caught specimens between 0.9 and 1.1 of L_{opt} ; **iii)** P_{mega} , is the proportion of specimens caught above L_{mega} ; **iv)** P_{obj} , is the sum of the length proportions.

$$(2) P_{mat} = \sum_{L_{mat}}^{L_{max}} P_L$$

$$(3) P_{opt} = \sum_{0,9L_{opt}}^{1,1L_{opt}} P_L$$

$$(4) P_{mega} = \sum_{1,1L_{opt}}^{L_{max}} P_L$$

$$(5) P_{obj} = P_{mat} + P_{opt} + P_{mega}$$

Con el fin de determinar las tendencias del impacto de la actividad pesquera sobre *L. synagris* se realizó un análisis de regresión con los datos de proporciones de individuos calculada por debajo de L_{mat} , entre L_{mat} y L_{mega} y por encima de L_{mega} . Para entender si la pesca está generando riesgo de sobrepesca en el pargo rayado se aplicó la metodología de “árbol de decisiones” propuesta por Cope y Punt (2009) la cual indica si la biomasa desovante (SB) de una especie está por encima o por debajo de un punto de referencia límite equivalente a 0,25 SB. El resultado de P_{obj} se utilizó en conjunto con $P_{opt} + P_{mega}$ o el valor de P_{opt} para luego determinar el patrón de selectividad como uno de los siguientes: 1) Captura de peces pequeños e inmaduros; 2) Captura de peces pequeños y de tamaño óptimo; 3) Curva de selectividad similar a la ojiva de madurez; 4) Captura de peces de tamaño óptimo y mayor; o 5) Captura de peces de tamaño óptimo.

Dependiendo del tipo de selectividad, se calculó la relación entre la longitud en madurez (L_{mat}) y la longitud óptima de captura (L_{opt}). Esto se usó junto con P_{mat} o P_{opt} para inferir si la biomasa desovante (SB) estaba en o por encima del punto de referencia objetivo (RP). Si el valor de SB estaba por debajo del RP se infirió que la especie está sobreexplotada.

Este análisis complementario, ofrece una visión diferente del estado de la especie a partir de los indicadores de Froese solamente. Si la pesquería captura peces pequeños e inmaduros (selectividad tipo 1), el punto de referencia para P_{mat} es $> 0,25$ en el árbol de decisión. La recomendación de Froese (2004), sin embargo, es mucho más conservadora al sugerir que P_{mat} debe ser igual a cero permitiendo que más peces desoven.

Además se tuvo en cuenta las recomendaciones de sostenibilidad de Froese (2004), las cuales indican que: 1) valores de P_{obj} menor que uno (< 1) es indicativo de patrones de selectividad que no siguen las recomendaciones de sostenibilidad; 2) valores de P_{obj} mayor que uno (> 1) siguen los patrones de sostenibilidad; 3) valores de P_{obj} entre uno y dos (1 y 2) indica que se distinguen patrones de selectividad que contienen algunos peces inmaduros y de tamaños cercanos a la L_{opt} ; 4) valores de P_{obj} mayor que dos (> 2) indica que se cumplen los patrones de sostenibilidad; y 5) finalmente, si P_{obj} es menor que uno (< 1) y si $P_{opt} + P_{mega} = 0$, indica que solo se pesca individuos inmaduros, por lo que se considera altamente indeseable bajo las recomendaciones de sostenibilidad de Froese (2004).

También se calculó la longitud media de captura (LMC) acumulada, discriminada anualmente por arte y/o método de pesca por área protegida. Con el fin de determinar

To determine the impact trends of fishing activity on *L. synagris* in each protected area, a regression analysis was carried out with the proportion data of individuals calculated below L_{mat} , between L_{mat} and L_{mega} , and above L_{mega} . To understand if fishing is causing risk of overfishing on *L. synagris*, the “decision tree” methodology proposed by Cope and Punt (2009) was used, which indicates if a species’ spawning biomass (SB) is above or below a limit reference point equivalent to 0.25 SB. The result of P_{obj} was used together with $P_{opt} + P_{mega}$ or the P_{opt} value to then determine the selectivity pattern as one of the following: 1) catch of small and immature fish; 2) catch of small and optimal size fish; 3) selectivity curve like the maturity ogive; 4) catch of optimal and greater size fish; 5) catch of optimal size fish.

Depending on the selectivity type, the relation between maturity length (L_{mat}) and the catch optimal length (L_{opt}) was calculated. This was used together with P_{mat} or P_{opt} to infer if the spawning biomass (SB) was at or above the target reference point (RP). If the SB value was below RP, it was inferred that the species is overexploited.

This complementary analysis offers a different view of each species’ status based on the Froese indicators only. If fishery catches small and immature fish (type 1 selectivity), the reference point for P_{mat} is > 0.25 in the decision tree. However, Froese’s recommendation (2004) is much more conservative, suggesting that P_{mat} must equal zero, which allows more fish to spawn.

Furthermore, Froese’s sustainability recommendations (2004) were considered, which indicate that 1) P_{obj} values less than one (< 1) indicate selectivity patterns that do not follow the sustainability recommendations; 2) P_{obj} values greater than one (> 1) follow sustainability patterns; 3) P_{obj} values between one and two (1 and 2) indicate the distinction of selectivity patterns containing some immature fish and sizes closer to L_{opt} ; 4) P_{obj} values greater than two (> 2) indicate that sustainability patterns are met; and finally, 5) if P_{obj} is less than one (< 1) and $P_{opt} + P_{mega} = 0$, only immature fish are caught, which is highly undesirable under Froese’s sustainability recommendations (2004).

The cumulated mean catch length (CML) was also calculated and stratified on an annual basis by fishing gear and/or method per protected area. To determine statistical differences of CML between the protected areas and years in each fishing gear and/or method, a Kruskal-Wallis

diferencias estadísticas de la LMC entre las áreas protegidas y año en cada arte y/o método de pesca, se realizó un análisis de varianza (Anova) no paramétrico de Kruskal-Wallis debido a que los datos no cumplieron los supuestos de normalidad de los residuos y homogeneidad de las varianzas. Se consideró como variable dependiente la LMC y como factores las áreas protegidas y los artes, con un nivel de significancia de 0,05. En el caso que las pruebas resultaran significativas, se aplicó la comparación a través de un diagrama de cajas y bigotes con muestras. Desde el punto de vista gráfico, la LMC se contrastó con la L_{mat} , L_{opt} y L_{mega} para complementar la evaluación del impacto relativo de la pesca sobre *L. synagris*.

RESULTADOS

Un total de 33 174 registros de longitud total de *L. synagris* provenientes del seguimiento a la presión por pesca fueron obtenidos en PNNT, PNNCRSB y VIPIS. El 53,2 % correspondió a registros de los pescadores del sector marino de VIPIS con palangres y redes de enmalle, 40,3 % a registros de pescadores de línea mano, red de enmalle y buceo en el PNNCRSB y 6,5 % observados con línea de mano y red de enmalle en el PNNT.

Al contrastar los resultados de LMC con los puntos de referencia en las tres áreas protegidas, se pudo observar que en todos los casos estuvo por debajo de L_{mat} , L_{opt} y L_{mega} , siendo VIPIS donde los valores estuvieron muy por debajo (Figura 2). Por otro lado, las LMC de *L. synagris* variaron significativamente entre áreas protegidas (basado en las medianas, Kruskal-Wallis: $H = 5026$; $p < 2,2 \times 10^{-16}$) (Figura 2). Además, se observó que PNNCRSB fue donde se capturó en promedio los peces más pequeños (25,06 cm) y en PNNT los más grandes (34,2 cm) (Figura 2).

Efecto de los artes de pesca sobre *L. synagris* por área protegida

Parque Nacional Natural Tayrona. Al analizar las fracciones de captura de *L. synagris*, se observó que las tallas más pequeñas que se registraron tanto con línea de mano, como con red de enmalle fija en el PNNT fueron de 10 cm de LT y los más grandes de 68 cm. 50,6 % de los peces capturados con línea de mano estuvieron por debajo de L_{mat} , 16,7 % fueron capturados entre L_{mat} y L_{mega} , y 32,7 % por encima de L_{mega} . Con red de enmalle, 27 % de los peces fueron capturados por debajo de L_{mat} , 53,5 % entre L_{mat} y L_{mega} y 19,5 %, en longitudes superiores a L_{mega} (Figura 3). Con relación a LMC, se observó que existe un comportamiento similar en la tendencia de ambos artes de pesca, con una variación interanual significativa de

non-parametric analysis of variance (Anova) was carried out, as the data did not meet the residual normality and variance homogeneity assumptions. The CML was the dependent variable, and the factors were the protected areas and the gears, with a 0.05-significance level. In the case of significant test results, the comparison was made through a notched box and whiskers plot. From a graphical perspective, the CML was contrasted with L_{mat} , L_{opt} , and L_{mega} to complement the evaluation of the relative impact of fishery on *L. synagris*.

RESULTS

A total of 33,174 records of lane snapper's total lengths obtained by monitoring the fishing pressure were acquired in the protected areas of the TNNP, CRSBNNP, and SIPW. 53.2 % of these correspond to records coming from fishermen carrying out their fishing efforts in the marine sector of SIPW with fishing gears such as longlining and set gillnet, 40.3 % to handline, set gillnet and diving fishermen in the CRSBNNP, and 6.5 % to the activities with handline and set gillnet by fishermen in the TNNP.

By generally contrasting the results of catch mean length (CML) with the reference points in the three protected areas, it was possible to observe that, in all cases, they were below L_{mat} , L_{opt} , and L_{mega} , and that the SIPW was the protected area where values were well below the reference points (Figure 2). On the other hand, the CML of *L. synagris* varied significantly between protected areas (based on medians, Kruskal-Wallis: $H = 5026$; $p < 2.2 \times 10^{-16}$) (Figure 2). Moreover, the CRSBNNP was the area where, on average, the smallest fish were caught (25.06 cm); the largest were caught in the TNNP (34.2 cm) (Figure 2).

Effect of the fishing gears on *L. synagris* per protected area

Tayrona National Natural Park. By analyzing *L. synagris* catch fractions, it was possible to observe that the smallest sizes registered both for handline and set gillnet in the TNNP were 10 cm TL and the largest were 68 cm. 50.6 % of handline-caught fish were below L_{mat} , 16.7 % were caught between L_{mat} and L_{mega} , and 32.7 % above L_{mega} . With gillnets, 27 % of fish were caught below L_{mat} , 53.5 % between L_{mat} and L_{mega} , and 19.5 %, with lengths larger than L_{mega} (Figure 3). Regarding the CML, a similar behavior was observed in both fishing gear trends, with a significant year-to-year variation in CML (Kruskal-Wallis: $H = 223$, $p < 2.2 \times 10^{-16}$ for handline; $H = 50.6$, $p = 5.57 \times 10^{-11}$ for

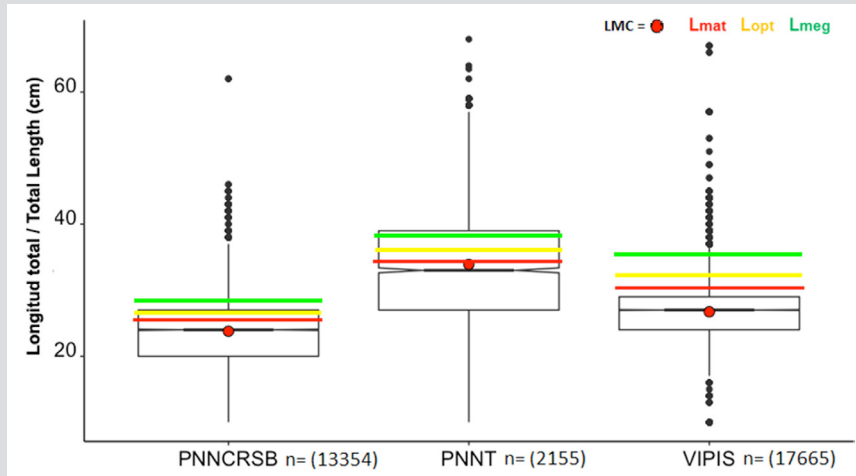


Figura 2. Longitud media de captura (LMC) y diagrama de cajas y bigotes con muescas a partir de datos de *L. synagris* capturado con todos los artes y contrastada con L_{mat} , L_{opt} y L_{mega} en PNNT, VIPIS y PNNCRSB. PNNCRSB: $L_{mat} = 24,6$ cm, $L_{opt} = 25,6$ cm y $L_{mega} = 28,2$ cm; PNNT: $L_{mat} = 33,08$ cm, $L_{opt} = 35,5$ cm y $L_{mega} = 38,5$ cm; VIPIS: $L_{mat} = 30,6$ cm, $L_{opt} = 32,2$ cm y $L_{mega} = 35,4$ cm.

Figure 2. Catch Mean Length (CML) and notched box-and-whisker diagram based on data from *L. synagris* caught with all gears and contrasted with L_{mat} , L_{opt} and L_{mega} in the TNNP, SIPW, and CRSBNNP. CRSBNNP: $L_{mat} = 24.6$ cm, $L_{opt} = 25.6$ cm and $L_{mega} = 28.2$ cm; PNNT: $L_{ma} = 33.08$ cm, $L_{opt} = 35.5$ cm and $L_{mega} = 38.5$ cm; VIPIS: $L_{mat} = 30.6$ cm, $L_{opt} = 32.2$, and $L_{mega} = 35.4$ cm.

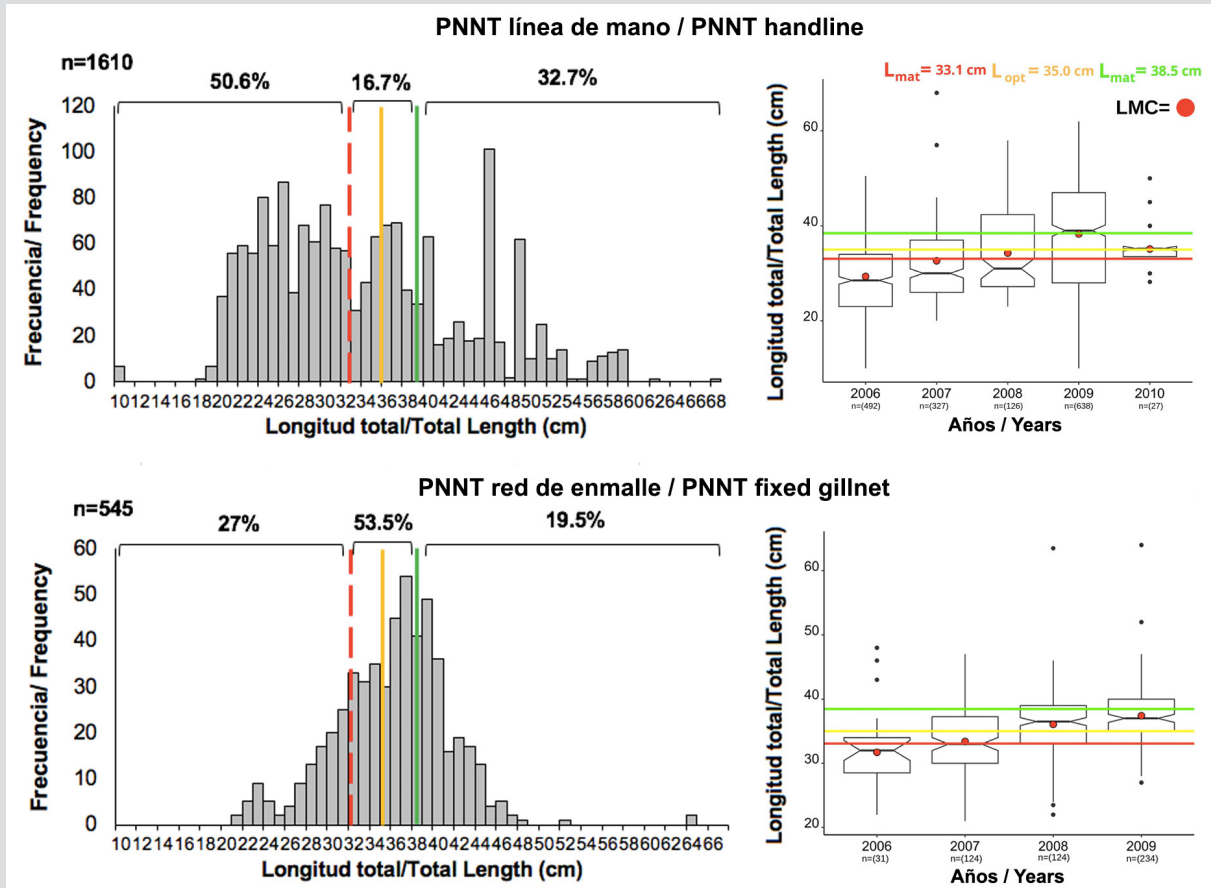


Figura 3. Histograma de frecuencia de longitudes y diagrama de cajas y bigotes con muescas a partir de datos de *L. synagris* capturados con línea de mano y red de enmalle fija entre 2006 a 2009 en el PNNT y LMC anual contrastada con L_{mat} (33,08 cm), L_{opt} (35,5 cm) y L_{mega} (38,5 cm); n indica el tamaño de la muestra.

Figure 3. Length-frequency histogram and notched box-and-whisker plot from data of *L. synagris* caught by handline and fixed gillnet from 2006 to 2009 in the TNNP, and yearly CML contrasted with L_{mat} (33.08 cm), L_{opt} (35.5 cm), and L_{mega} (38.5 cm). n is the sample size.

LMC (Kruskal-Wallis: $H = 223$, $p < 2,2 \times 10^{-16}$ para línea de mano; $H = 50,6$, $p = 5,57 \times 10^{-11}$ para red de enmalle). El año 2009 fue diferente a los demás en el caso de línea de mano, mientras que para red de enmalle 2006 y 2007 fueron estadísticamente diferentes a 2008 y 2009. No obstante, entre estos últimos años no se detectó diferencias (Figura 3).

En todos los casos las regresiones fueron estadísticamente significativas ($p < 0,05$), con una tendencia hacia la disminución de la captura de individuos inmaduros (Figura 4a); mientras que en la fracción de maduros (L_{mat} y L_{mega}), para ambos artes la tendencia fue hacia el aumento (Figura 4b). Con respecto a L_{mega} (megadesovadores) se observó una tendencia muy leve hacia el aumento de longitudes por encima de este indicador para ambos artes, siendo más pronunciado con red de enmalle (Figura 4c).

gillnet), with differences between 2009 and the other years for handline, whereas, in the case of gillnets, 2006 and 2007 were statistically different from 2008 and 2009. However, no differences between the latter were detected (Figure 3).

In all cases, the regressions observed were statistically significant ($p < 0.05$), tending towards a decrease in catching immature individuals (Figure 4a), whereas, for the fraction of mature ones (L_{mat} and L_{mega}), the trend was towards an increase for both gears (Figure 4b). Regarding L_{mega} , (mega-spawners) a slight trend was observed towards an increase in length catch above this indicator for both gears, which was more noticeable in gillnets (Figure 4c).

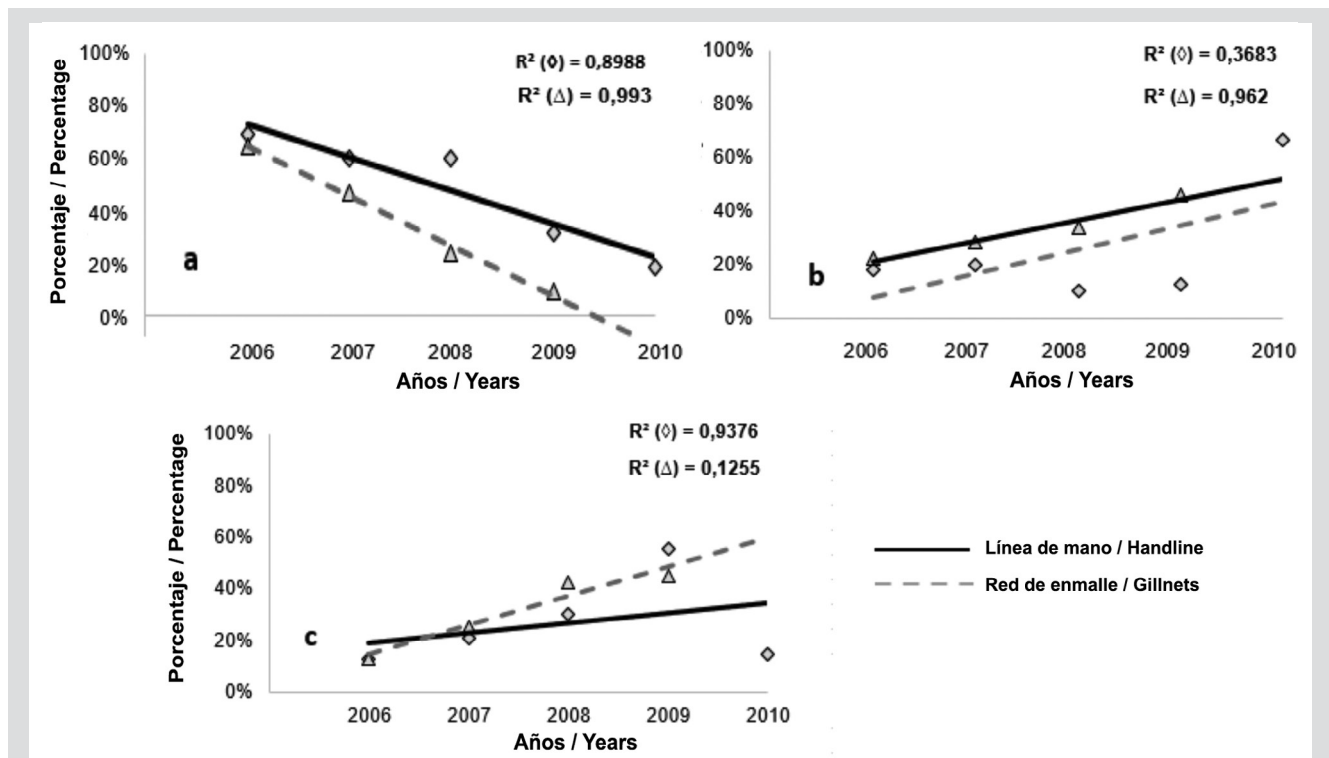


Figura 4. Tendencia de proporciones de longitudes de *L. synagris* capturados en el PNNT con línea de mano (◇) y red de enmalle (△): **a)** por debajo de la longitud de madurez sexual (L_{mat} , inmaduros), **b)** entre la longitud de madurez sexual (L_{mat}) y la longitud de megadesovadores (L_{mega}) (maduros) y **c)** por encima de L_{mega} (megadesovadores) R^2 corresponde al coeficiente de determinación.

Figure 4. Trend of *L. synagris* length proportions caught in the TNNP with handline (◇) and gillnets (△): **a)** below the sexual maturity length (L_{mat} immature), **b)** between sexual maturity length (L_{mat}) and mega-spawners length (L_{mega}) (mature), and **c)** above L_{mega} (mega-spawners). The R^2 values correspond to the coefficient of determination.

Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo. 54 % de los individuos capturados con línea de mano estuvieron por debajo de L_{mat} , 28 % entre L_{mat} y L_{mega} y 18 % por encima de L_{mega} . Con red de enmalle los porcentajes más altos correspondieron a ejemplares

Corales del Rosario y de San Bernardo National Natural Park. 54 % of the individuals caught with handline were below L_{mat} , 28 % between L_{mat} and L_{mega} , and 18 % above L_{mega} . The highest percentages with gillnet corresponded to caught specimens between L_{mat} and L_{mega} (42.5 %) and above

capturados entre L_{mat} y L_{mega} (42,5 %) y por encima de L_{mega} (39 %). Así mismo, 35 % de los individuos capturados con buceo estuvieron por debajo de L_{mat} , 40 % entre L_{mat} y L_{mega} y 25 % por encima de L_{mega} (Figura 5). La LMC calculada por año y correspondiente a la línea de mano en todos los años estuvo por debajo de los puntos de referencia L_{mat} , L_{opt} y L_{mega} , con una variación entre años significativa (Kruskal-Wallis: $H = 1085$; $p < 2,2 \times 10^{-16}$). En 2006, 2007 y 2008 difirieron significativamente, mientras que 2009 a 2012

L_{mega} (39 %). Likewise, 35 % of the individuals caught by diving was below L_{mat} , 40 % between L_{mat} and L_{mega} , and 25 % above L_{mega} (Figure 5). The CML calculated per year for handline was below the reference points L_{mat} , L_{opt} , and L_{mega} for every year, with a significant variation between years (Kruskal-Wallis: $H = 1085$; $p < 2.2 \times 10^{-16}$). There is a significant difference in 2006, 2007 and 2008, while, from 2009 to 2012 they were statistically equal (Figure 5). There was variation between years for gillnets (Kruskal-Wallis:

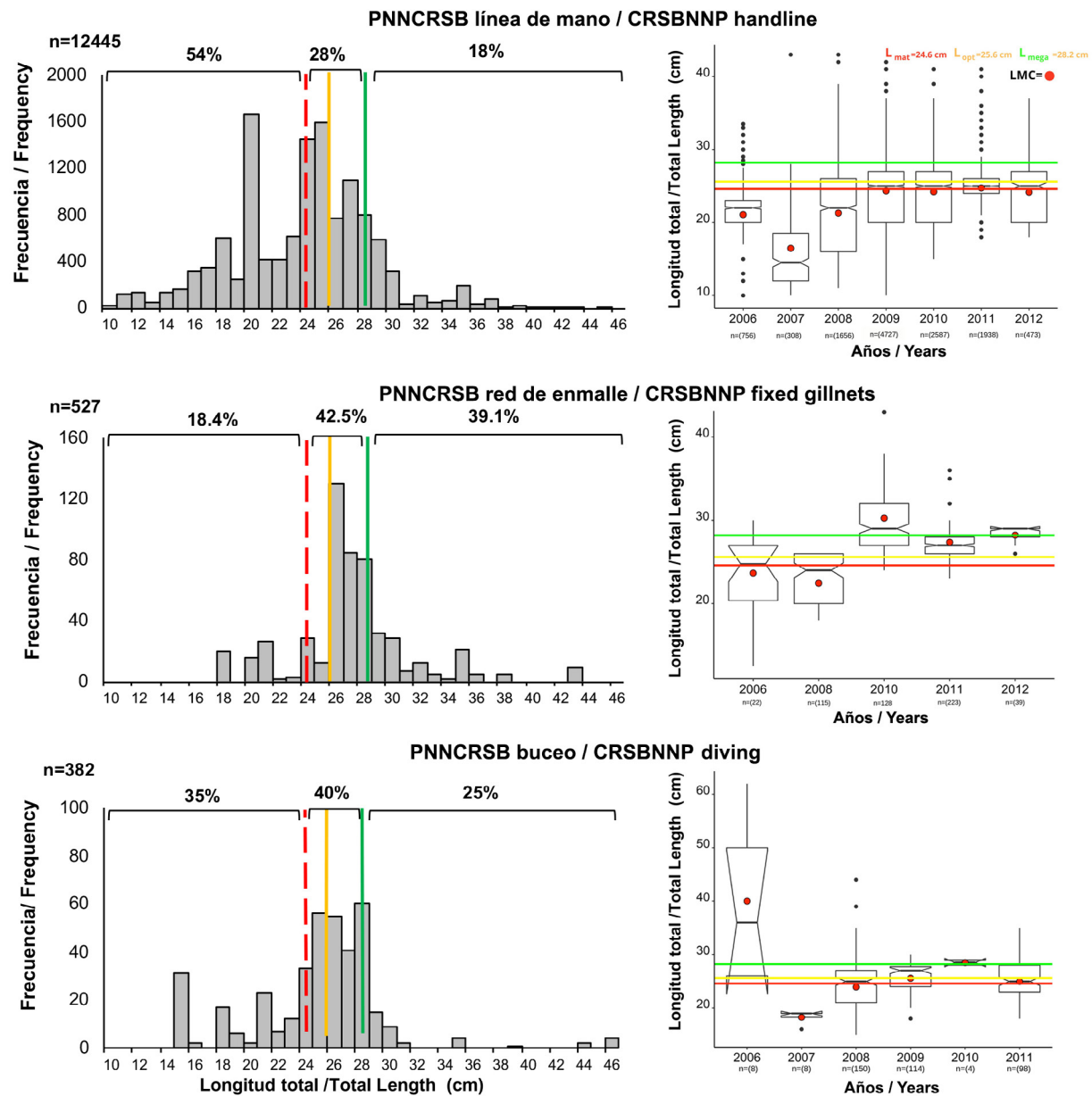


Figura 5. Histograma de frecuencia de longitudes y diagrama de cajas y bigotes con muescas a partir de datos de *L. synagris* capturados con línea de mano, red de enmalle fija y buceo desde 2006 a 2012 en PNNCRSB y LMC anual contrastada con L_{mat} (24,6 cm), L_{opt} (25,6 cm) y L_{mega} (28,2 cm); n indica el tamaño de la muestra.

Figure 5. Length-frequency histogram and notched box-and-whiskers plot with data of *L. synagris* caught by handline, set gillnets, and diving from 2006 to 2012 in the CRSBNNP, and yearly CML contrasted with L_{mat} (24.6 cm), L_{opt} (25.6 cm), and L_{mega} (28.2 cm). n is the sample size.

fueron estadísticamente iguales (Figura 5). Para red de enmalle se presentó variación entre años (Kruskal-Wallis: $H = 107,8$; $p < 2,2 \times 10^{-16}$) y se observó que 2010 fue diferente a todos los años, excepto con 2012 (Figura 5). En cuanto al buceo, se observó una variación interanual significativa (Kruskal-Wallis: $H = 37,56$; $p = 3,69 \times 10^{-5}$); se resalta que por los tamaños de las muestras la comparación sólo fue posible entre 2008, 2009 y 2011. Así mismo, se detectó que 2009 es diferente a 2008 y 2011 (Figura 5). En los tres años, LMC estuvo por debajo de L_{mega} y sólo en 2009 igualó el valor de L_{opt} mientras que en 2009 y 2011 los valores estuvieron ligeramente por encima de L_{mat} . (Figura 5).

En la mayoría de los casos las regresiones fueron estadísticamente significativas ($p < 0,05$), excepto el buceo ($p > 0,05$). Al igual que en PNNT, la tendencia fue hacia la disminución de la captura de individuos inmaduros (Figura 6a), mientras que en la fracción de maduros (L_{mat} y L_{mega}) la tendencia fue hacia el aumento, excepto buceo (Figura 6b). Con relación a L_{mega} (megadesovadores) la tendencia fue hacia el aumento para los tres artes, siendo más pronunciado con red de enmalle (Figura 6c).

$H = 107,8$; $p < 2,2 \times 10^{-16}$), with a difference between 2010 and the other years except 2012 (Figure 5). For the diving method, there was a significant year-to-year difference (Kruskal-Wallis: $H = 37,56$; $p = 3,69 \times 10^{-5}$), highlighting that, due to the sample sizes, the comparison was only possible between 2008, 2009, and 2011. Likewise, it was noted that 2009 is different from 2008 and 2011 (Figure 5). The CML was below L_{mega} in the three years, and only in 2009 did it equalize the L_{opt} value, while, in 2009 and 2011, the values were slightly above L_{mat} (Figure 5).

For most cases, the regressions were statistically significant ($p < 0.05$), except for the diving method ($p > 0.05$). As in the TNNP, a trend was observed towards decrease in the catch of immature individuals (Figure 6a), while the mature fraction (L_{mat} and L_{mega}) showed an increasing trend, except in diving (Figure 6b). Regarding L_{mega} (mega-spawners), an increasing trend was observed for the three gears, which was more noticeable in gillnets (Figure 6c).

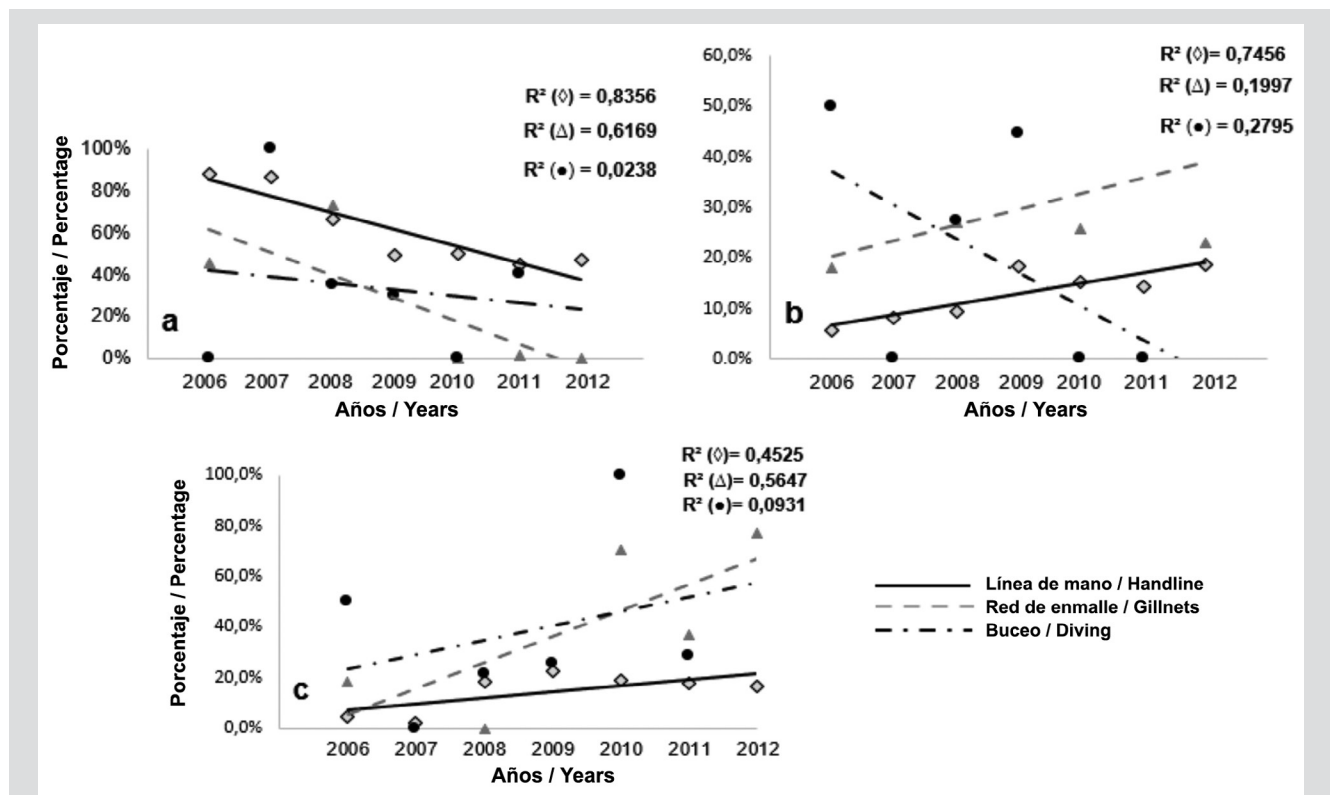


Figura 6. Tendencia de proporciones de longitudes de *L. synagris* capturados en PNN CRSB con línea de mano (◇), red de enmalle (△) y buceo (●): **a)** por debajo de la longitud de madurez sexual (L_{mat}) (inmaduros), **b)** entre la longitud L_{mat} y L_{mega} (maduros) y **c)** por encima de L_{mega} (megadesovadores). R^2 corresponde al coeficiente de determinación.

Figure 6. Trend of *L. synagris* length proportions caught in the CRSBNNP with handline (◇), gillnets (△), and by diving (●): **a)** below the sexual maturity length (L_{mat}) (immature), **b)** between L_{mat} length and L_{mega} (mature), and **c)** above L_{mega} (mega-spawners). The R^2 values correspond to the coefficient of determination.

Vía Parque Isla de Salamanca. 83,4 % de los ejemplares capturados con palangre estuvieron por debajo de L_{mat} , 15,4 % entre L_{mat} y L_{mega} ; y 1,3 % estuvo por encima de L_{mega} . Con respecto a la red de enmalle, 95,4 % de los individuos fueron pescados sin alcanzar la L_{mat} (Figura 7). El comportamiento de la LMC con palangre presentó una variación interanual significativa (Kruskal-Wallis: $H = 2783$; $p < 2,2 \times 10^{-16}$), observándose que hubo diferencia entre todos los años, excepto entre 2006 y 2007. La red de enmalle presentó variación interanual significativa (Kruskal-Wallis: $H = 464,4$; $p < 2,2 \times 10^{-16}$), observándose que en todos los años hubo diferencia, excepto entre 2010 y 2011 (Figura 7). También se encontró que, durante todos los años, en ambos artes de pesca la captura de peces estuvo por debajo de L_{mat} y, así mismo, por debajo de los otros indicadores (Figura 7).

Salamanca Island Park Way. 83.4 % of the specimens caught by longlining were below L_{mat} , 15.4 % between L_{mat} and L_{mega} , and 1.3 % were above L_{mega} . Regarding gillnets, 95.4 % of the individuals were caught before reaching L_{mat} , and the remaining 4.6 % were distributed among the other indicators (Figure 7). The behavior of the CML by longlining showed a significant year-to-year variation (Kruskal-Wallis: $H = 2783$; $p < 2.2 \times 10^{-16}$), with a significant statistical difference between all years, except between 2006 and 2007. The gillnet method showed significant year-to-year variation (Kruskal-Wallis: $H = 464.4$; $p < 2.2 \times 10^{-16}$), with a significant statistical difference in all years, except between 2010 and 2011 (Figure 7). It was also found that, for all years, the fish catch was below L_{mat} with both gears, as well as below the other indicators (Figure 7).

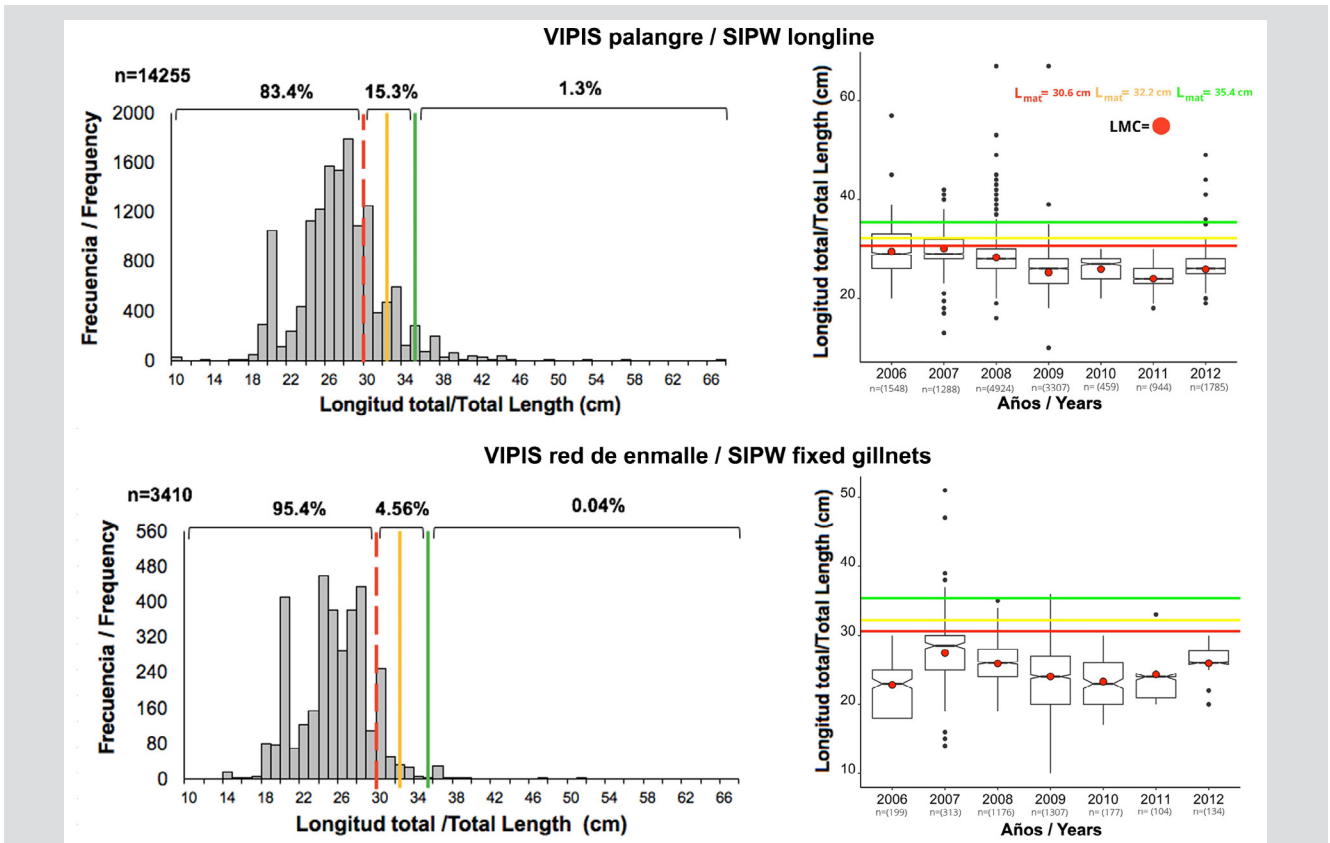


Figura 7. Histograma de frecuencia de longitudes y diagrama de cajas y bigotes con muescas a partir de datos de *L. synagris* capturados con palangre y red de enmalle fija acumulada desde 2006 a 2012 en VIPIS y LMC anual contrastada con L_{mat} (30,6 cm), L_{opt} (32,2 cm) y L_{mega} (35,4 cm); n indica el tamaño de la muestra.

Figure 7. Frequency histogram and notched box-and-whiskers plot from data of *L. synagris* caught by longline and set gillnet, accumulated from 2006 to 2012 in the SIPW, and yearly CML contrasted with L_{mat} (30.6 cm), L_{opt} (32.2 cm), and L_{mega} (35.4 cm). n is the sample size.

En la mayoría de los casos las regresiones fueron estadísticamente significativas ($p < 0,05$), excepto con red de enmalle ($p > 0,05$). Se observó una tendencia hacia el aumento de la captura de individuos inmaduros con palangre,

For most cases, regressions were statistically significant ($p < 0.05$), except for gillnets ($p > 0.05$). A trend was observed towards the catch of immature individuals with longline, while, for the gillnet method, the behavior was

mientras que para red de enmalle el comportamiento fue constante y cercano a 100 % (Figura 8a). La tendencia de la proporción de maduros (L_{mat} y L_{mega}) y de L_{mega} (megadesovadores) fue similar en la captura con palangre y red de enmalle (Figura 8b y c).

constant and close to 100 % (Figure 8a). The trend of the mature proportion (L_{mat} and L_{mega}) and L_{mega} (mega-spawners) was similar to that of the catch with longline and gillnet (Figure 8b and c).

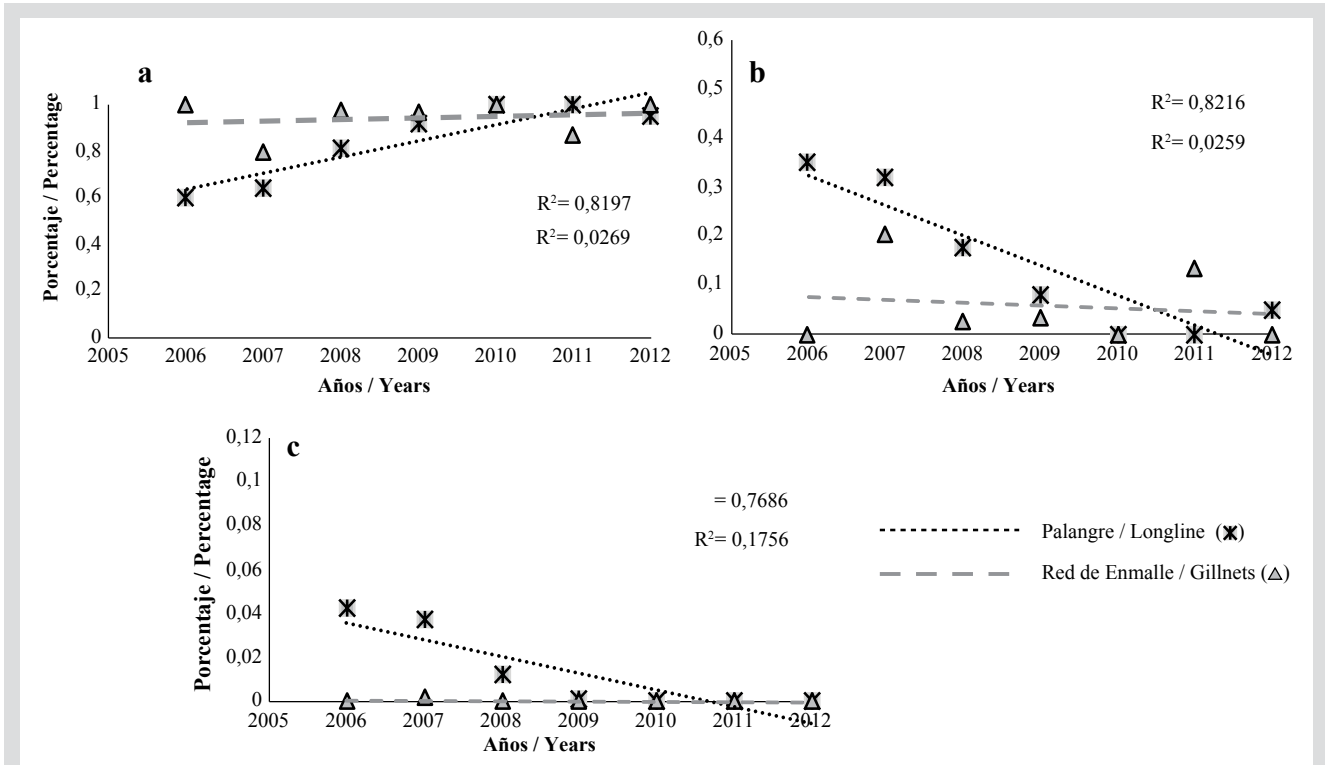


Figura 8. Tendencias de proporciones de longitudes de *L. synagris* capturados en VIPIS con palangre (x) y red de enmalle (Δ): **a)** por debajo de la longitud de madurez sexual (L_{mat}) (inmaduros), **b)** entre la longitud de madurez sexual (L_{mat}) y por encima de la longitud de megadesovadores (L_{mega}) (maduros) y **c)** por encima de L_{mega} (megadesovadores) R^2 corresponde al coeficiente de determinación.

Figure 8. Trend of *L. synagris* length proportions caught in the SIPW with longline (x) and gillnets (Δ): **a)** below the sexual maturity length (L_{mat}) (immature), **b)** between the sexual maturity length (L_{mat}) and above mega-spawners L_{mega} (mature), and **c)** above L_{mega} (mega-spawners). The R^2 values correspond to the coefficient of determination.

Aplicación del árbol de decisiones de Cope y Punt (2009)

Usando el árbol de decisiones de Cope y Punt, (2009), se observó que en PNNT los dos primeros años evaluados (2006 y 2007) mostraron selectividad tipo 2 ($P_{obj} < 1$, pero donde $P_{opt} + P_{mega} > 0$), dado que en estos años la relación $L_{mat} : L_{opt}$ y el valor $P_{mat} > 0,25$ sugieren que la biomasa desovante fue mayor que el punto de referencia objetivo. No obstante, para los años restantes se evidenció selectividad tipo 3 (donde P_{obj} estaba entre 1 y 2), en el que la relación $L_{mat} : L_{opt}$ fue superior a 0,9; sin embargo, la P_{mat} fue menor que 0,9, sugiriendo que la biomasa desovante fue menor que el punto de referencia objetivo evidenciando signos de sobrepesca.

Application of Cope and Punt's (2009) decision tree

By using Cope and Punt's decision tree (2009), in the TNNP, the first two evaluated years (2006 and 2007) showed type-2 selectivity ($P_{obj} < 1$, but where $P_{opt} + P_{mega} > 0$). The fact that, in these years, the $L_{mat} : L_{opt}$ ratio and the value of $P_{mat} > 0.25$ suggests that the spawning biomass was greater than the target reference point. Therefore, there is no evidence of overfishing. However, for the remaining years, there was type-3 selectivity (where P_{obj} was between 1 and 2), with the $L_{mat} : L_{opt}$ ratio greater than 0.9. However, P_{mat} was less than 0.9, suggesting that the spawning biomass was less than the target reference point, which is evidence of overfishing.



Con respecto a PNNCRSB, los tres primeros años mostraron selectividad tipo 2 ($P_{obj} < 1$, pero donde $P_{opt} + P_{mega} > 0$), mientras que los cuatro restantes mostraron selectividad tipo 3 (donde P_{obj} estaba entre 1 y 2). En estos últimos cuatro años, la relación $L_{mat} : L_{opt}$ y el valor de P_{mat} 0,9 sugieren que la biomasa desovante era menor que el punto de referencia objetivo y por lo tanto se observaron signos de sobrepesca. Sólo en 2008 se observó una relación $L_{mat} : L_{opt}$ y $P_{mat} > 0,25$ indicando que la biomasa desovante fue mayor que el punto de referencia objetivo y en consecuencia no se presentaron signos de sobrepesca.

En VIPIS para todos los años el tipo de selectividad fue de tipo 2 ($P_{obj} < 1$, y $P_{opt} + P_{mega} > 0$); con una relación $L_{mat} : L_{opt}$ y $P_{mat} < 0,25$ indicando sobrepesca en el período 2008 a 2012; sin embargo, de los siete años evaluados sólo en 2006 y 2007 se observó una relación $L_{mat} : L_{opt}$ y un valor P_{mat} que sugirió que la biomasa desovante fue mayor que el punto de referencia objetivo (Tabla 1).

Regarding the Corales del Rosario NNP, the first three years showed type-2 selectivity ($P_{obj} < 1$, but where $P_{opt} + P_{mega} > 0$), while the remaining four showed type-3 selectivity (where P_{obj} was between 1 and 2). Regarding these last four years, the $L_{mat} : L_{opt}$ ratio and the value of $P_{mat} < 0.9$ suggest that the spawning biomass was less than the target reference point, and, therefore, overfishing signs were observed. Only in 2008 were a $L_{mat} : L_{opt}$ ratio and $P_{mat} > 0.25$ observed, indicating that the spawning biomass was greater than the target reference point, and, as a consequence, there were no signs of overfishing.

In the SIPW, there was type-2 ($P_{obj} < 1$, and $P_{opt} + P_{mega} > 0$) selectivity for all years, with a $L_{mat} : L_{opt}$ ratio and $P_{mat} < 0.25$, indicating overfishing in the 2008-2012 period. However, only in 2006 and 2007 (out of the seven years observed) there was a $L_{mat} : L_{opt}$ ratio and a value of P_{mat} suggesting that the spawning biomass was greater than the target reference point (Table 1).

Tabla 1. Proporciones de longitudes de *L. synagris* calculadas a partir de los puntos de referencia biológicos-PRB por área protegida y año (los ítems de decisión e interpretación corresponden a lo sugerido por Cope y Punt, 2009). n: número de individuos; LT: longitud total; mín: longitud mínima; máx: longitud máxima.

Table 1. *L. synagris* length proportions calculated from the biological reference points-BRP per protected area and year (the decision and interpretation items correspond to the suggestions made by Cope and Punt in 2009). n is the number of individuals; TL: total length; min: minimum length; max: maximum length.

PNN / NNP Tayrona									
Año / Year	n	LT mín	LT máx	PRB ($L_{mat} = 33.08$; $L_{opt} = 35$; $L_{mega} = 38.5$)			P_{obj}	Decision	Interpretación según / Interpretation according to (Cope and Punt, 2009)
				P_{mat}	P_{opt}	P_{mega}			
2006	523	10	50.5	0.30	0.27	0.12	0.69	$P_{opt} + P_{mega} = 0.39$	Small and optimal-size fish
2007	451	20	68	0.39	0.33	0.19	0.91	$P_{opt} + P_{mega} = 0.52$	
2008	360	23	58	0.60	0.36	0.34	1.30	$1 < P_{obj} < 2 = 1.30$	Mature fish in the Ogiva
2009	794	10	62	0.69	0.29	0.44	1.42	$1 < P_{obj} < 2 = 1.42$	
2010	27	28.2	50	0.81	0.67	0.15	1.63	$1 < P_{obj} < 2 = 1.63$	

PNN / NNP Corales del Rosario y de San Bernardo									
Año / Year	n	LT mín	LT máx	PRB ($L_{mat} = 24.6$; $L_{opt} = 25.6$; $L_{mega} = 28.2$)			P_{obj}	Decision	Interpretación según / Interpretation according to (Cope and Punt, 2009)
				P_{mat}	P_{opt}	P_{mega}			
2006	786	10	62.0	0.14	0.07	0.05	0.26	$P_{opt} + P_{mega} = 0.12$	Small and optimal-size fish
2007	316	10	43	0.13	0.15	0.0	0.28	$P_{opt} + P_{mega} = 0.15$	
2008	1921	11	44	0.35	0.39	0.06	0.80	$P_{opt} + P_{mega} = 0.45$	
2009	4841	10	45	0.52	0.46	0.16	1.14	$1 < P_{obj} < 2 = 1.14$	Mature fish in the Ogiva
2010	2719	15	45	0.54	0.49	0.17	1.20	$1 < P_{obj} < 2 = 1.20$	
2011	2259	18	45	0.60	0.68	0.11	1.39	$1 < P_{obj} < 2 = 1.39$	
2012	512	18	37	0.57	0.55	0.11	1.23	$1 < P_{obj} < 2 = 1.23$	

Salamanca Island Park Way									
Año / Year	n	LT mín	LT máx	PRB ($L_{mat} = 30.6$; $L_{opt} = 32.2$; $L_{mega} = 35.4$)			P_{obj}	Decision	Interpretación según / Interpretation according to (Cope and Punt, 2009)
				P_{mat}	P_{opt}	P_{mega}			
2006	1548	18	57	0.34	0.41	0.05	0.80	$P_{opt} + P_{mega} = 0.46$	
2007	1288	13	51	0.33	0.54	0.09	0.96	$P_{opt} + P_{mega} = 0.63$	
2008	4924	16	67	0.16	0.33	0.04	0.52	$P_{opt} + P_{mega} = 0.37$	
2009	3307	10	67	0.07	0.14	0.01	0.22	$P_{opt} + P_{mega} = 0.15$	Small and optimal-size fish
2010	459	17	30	0.00	0.09	0.00	0.09	$P_{opt} + P_{mega} = 0.09$	
2011	944	18	33	0.01	0.05	0.00	0.06	$P_{opt} + P_{mega} = 0.05$	
2012	1785	19	49	0.05	0.16	0.01	0.21	$P_{opt} + P_{mega} = 0.17$	

DISCUSIÓN

A nivel mundial, se ha documentado que 58,1 % de las poblaciones de peces alcanzó su aprovechamiento máximo sostenible y 31 % se encuentran sobrepescadas; además, en los últimos 15 años los stocks pesqueros sobrepescados aumentaron en 20 % (FAO, 2018). Este comportamiento también se ha reflejado en las pesquerías costeras del Caribe colombiano, en las que se ha observado niveles máximos de aprovechamiento y sobrepesca por crecimiento y reclutamiento (Martínez-Viloria *et al.*, 2006; García *et al.*, 2007; Narváez *et al.*, 2008; Barreto y Borda, 2009). Esta situación no es ajena a las áreas protegidas, ya que en el presente estudio se evidenció sobrepesca de crecimiento y reclutamiento en las poblaciones de *L. synagris* aprovechadas en PNNCRSB, PNNT y VIPIS.

Variación de la longitud media de captura-LMC y contraste con los puntos de referencia

Si bien la LMC de *L. synagris* estuvo por debajo en las tres áreas protegidas, fue en el PNNCRSB donde se capturaron en promedio los peces más pequeños, situación que también ha sido documentada por Guzmán (2009), Jaimes (2011) y Martínez-Viloria *et al.* (2011). Así mismo, se observó que en el PNNT la LMC estuvo por debajo de L_{mat} y por debajo de L_{opt} y L_{mega} , lo cual indica la magnitud del impacto que se está generando sobre la especie (López, 2009). Bajo este panorama, se puede inferir que el pargo rayado ha sido aprovechado de manera insostenible en las tres áreas protegidas, lo cual agrava la situación de la especie ya que la forma de aprovechamiento por los pescadores es común en el Caribe colombiano y ha sido empleada por décadas (Manjarrés, 1993; Barreto y Borda, 2009; López, 2009; De La Hoz *et al.*, 2013, 2017; Narváez *et al.*, 2013)

DISCUSSION

It has been documented worldwide that 58.1 % of the fish populations have already reached its maximum sustainable utilization and 31 % are overfished. Moreover, for the last 15 years, the overfished stocks increased by 20 % (FAO, 2018). This behavior is also reflected in the coastal fisheries of the Colombian Caribbean, where maximum exploitation levels and overfishing by growth and recruiting have been observed (Martínez-Viloria *et al.*, 2006; García *et al.*, 2007; Narváez *et al.*, 2008; Barreto and Borda, 2009). This overfishing situation is not unrelated to the protected areas, as this study evidenced it in a multiannual analysis of indicators based on lengths and contrasted with biological reference points of growth and recruiting overfishing in the populations of *L. synagris* exploited in the CRSBNNP, TNNP, and SIPW.

Variation in the Catch Mean Length and contrast with the reference points

Even though the *L. synagris* CML was below the recommended values in the three protected areas, the smallest fish on average were caught in the CRSBNNP, which has also been documented by Guzmán (2009), Jaimes (2011), and Martínez-Viloria *et al.* (2011) in the same area. Likewise, the CML was below L_{mat} in the TNNP and below L_{opt} and L_{mega} , which indicates the magnitude of the impact on the species (López, 2009). In this scenario, it can be inferred that the lane snapper has been unsustainably exploited in the three protected areas, which worsens this species' situation, considering that the fishermen's exploitation methods are common in the Colombian Caribbean, and they been practiced for decades (Manjarrés, 1993; Barreto and Borda, 2009; López, 2009; De La Hoz *et al.*, 2013, 2017; Narváez *et al.*, 2013).

Efecto de los artes de pesca por área protegida

Dado que en el PNNT se evidenció que los artes de pesca línea de mano y red de enmalle concentran su captura mayoritaria en individuos inmaduros y maduros, se requiere que en el área protegida se fortalezca la función de protección a la estructura de tamaños de la especie (López, 2009). Este asunto genera preocupación debido a que algunos estudios han documentado que la situación de los stocks de *L. synagris* aprovechados en el Caribe de Colombia están sobrepescados y en el mejor de los casos cerca al límite de su explotación (Manjarrés, 2004; Manjarrés *et al.*, 2004; Barreto y Borda, 2009; López, 2009; De La Hoz *et al.*, 2013, 2017; Narváez *et al.*, 2013).

Para el PNNCRSB se observó que el arte de pesca línea de mano tiene mayor incidencia sobre la captura de individuos pequeños e inmaduros en proporciones que superan 53 % de los ejemplares, mientras que la red de enmalle y el método buceo dirigen su esfuerzo a la extracción de ejemplares más grandes, lo cual sugiere la importancia de desarrollar estrategias para disminuir la presión acorde con la normatividad establecida para PNNC. En un escenario favorable para la especie esas estrategias podrían orientarse a que sólo se permita la captura de peces ubicados entre L_{mat} y L_{meg} (maduros), en cuya fracción se obtiene el máximo rendimiento en biomasa y a su vez los mejores ingresos económicos para los pescadores (Froese *et al.*, 2008, 2016).

En la VIPIS se evidenció que los artes de pesca palangre y red de enmalle dirigen su esfuerzo a la captura de individuos inmaduros en proporciones que supera 83 %, lo cual configuró que la LMC en todos los casos estuviera por debajo de los puntos de referencia L_{mat} , L_{opt} y L_{mega} . Esta situación es el reflejo de un patrón de selectividad basado en la captura mayoritaria de peces pequeños (Froese *et al.*, 2004)

A pesar de lo anterior y el esfuerzo de PNNC por alcanzar los objetivos de conservación de las áreas protegidas, sus ecosistemas y especies, se convierte en un reto el manejo de la presión que ejerce la pesca, ya que fue evidente que los artes de pesca están seleccionando peces pequeños (inmaduros). Situación relacionada con el hecho de que los pescadores han diseñado sus artes de pesca con anzuelos y tamaños de malla pequeños, lo cual también ha sido registrado por López (2009) y Jaimes (2011). Todo lo anterior, explica por qué en PNNT se capturan peces más grandes que en PNNCRSB y VIPIS. Además, el stock de *L. synagris* del PNNT está representado por peces de mayor tamaño en el Caribe norte colombiano (Gómez-Canchong *et al.*, 2004). Lo preocupante

Effect of the fishing gears per protected area

Given the evidence that in the TNNP handline and gillnet fishing gears focus most of their catch on mature and immature individuals, it is required that the protective function of the species' size structure (López, 2009) be strengthened in the protected area. This matter is concerning because some studies have documented that the exploited *L. synagris* stocks in the Colombian Caribbean are overfished or, at best, close to their exploitation limit (Manjarrés, 2004; Manjarrés *et al.*, 2004; Barreto and Borda, 2009; López, 2009; De La Hoz *et al.*, 2013, 2017; Narváez *et al.*, 2013).

In the CRSBNNP, the handline fishing gear had a higher incidence on the catch of small and immature individuals, in proportions greater than 53 % of the specimens analyzed in this study. The gillnet and diving fishing gears, on the other hand, direct their effort to extracting larger specimens, which suggests the importance of developing strategies to decrease the pressure on this resource according to the established normativity for the CRSBNNP. In a favorable scenario, these strategies could be oriented towards allowing only the catch of fish between L_{mat} and L_{meg} (mature), whose fraction yields the maximum biomass and the best economic income for fishermen (Froese *et al.*, 2008, 2016).

Evidence was found that, in the Salamanca Island Park Way, the longlining and gillnet fishing gears direct their effort towards catching immature individuals in proportions over 83 % for all the registered specimens in the sampled years, which means that the CML is below the reference points L_{opt} and L_{mega} in all cases. This situation reflects a selectivity pattern based on the main catch of small fish (Froese *et al.*, 2004).

Despite the above and the efforts made by National Natural Parks towards achieving the conservation targets in the protected areas, their ecosystems, and species, managing the pressure exerted by fishing becomes a challenge, since it is evident that fishing gears are selecting small (immature) fish. This situation is related to the fact that fishermen have designed their fishing gears with small-size hooks and meshes, as previously detailed, which has been also registered by López (2009) and Jaimes, (2011). All the above explains why, in the latter area, caught fish are larger than in the CRSBNNP and SIPW and *L. synagris* stock in the TNNP is represented by larger size fish in the northern Colombian Caribbean (Gómez-Canchong *et al.*, 2004). The tendency of the artisan fishermen in the Colombian Caribbean to change

de la situación descrita es que los pescadores artesanales de la región tienden a cambiar las características de las artes de pesca para aumentar las capturas (Martínez-Viloria *et al.*, 2006; Narváez *et al.*, 2008). Para el caso de PNNT, en la década de los noventa del siglo pasado se documentó que las redes de enmalle disminuyeron los tamaños de malla, pasando de 7,62-19,32 cm (3–7,6 pulgadas) en 1993 a 7,62-10,16 cm (3–4 pulgadas) en 1999 (López, 2009). Es claro que estos cambios traen como consecuencia efecto de selectividad sobre los tamaños de la especie objetivo (Pope *et al.*, 1983; Altamar *et al.*, 2020).

En cuanto al impacto de los artes de pesca en el tiempo, a través de los porcentajes de captura de longitudes, se observó que para la línea de mano y red de enmalle en el PNNT y el PNNCRSB existe una tendencia hacia la disminución de las capturas de ejemplares inmaduros y una tendencia en aumento de la captura de individuos maduros y megadesovadores mucho más marcada con red de enmalle. Esta situación llama la atención y sugiere la necesidad de revisar el impacto que se está generando sobre los individuos megadesovadores, ya que los porcentajes de longitudes en las capturas (hasta 56 %) muestra señales que indican que la parte superior de la estructura de tallas puede estar erosionada como consecuencia de la remoción de los individuos más grandes, aspecto que afectaría la capacidad de resiliencia de la población (Longhurst, 2002; López, 2009). En el PNNCRSB, la tendencia de la red de enmalle y el método buceo es más marcada hacia la captura de ejemplares maduros y megadesovadores, en porcentajes que llegan a ser 50 % con buceo y superior a 75 % con red de enmalle. Esta situación sugiere que una evaluación más profunda sobre los megadesovadores es necesaria, ya que se puede estar comprometiendo la alta fecundidad y transferencia genética que los megadesovadores aportan al ecosistema (Froese y Binohlan, 2000; Bent-Hooker, 2006). Así mismo, se observó que la línea de mano es el arte que más captura ejemplares inmaduros, aspecto que debe ser revisado ya que se podría afectar la renovación del stock que utiliza las condiciones que ofrece el área protegida (Jaimes, 2011; Martínez-Viloria *et al.*, 2011). Todo lo anterior, contrasta con lo observado en la VIPIS donde la captura de ejemplares inmaduros con los artes de pesca palangre y red de enmalle, evidencia el grado de sobrepesca por crecimiento, lo cual deja ver que ha sido continuo en el tiempo y coincide con Pardo (2011).

Estado de explotación de *L. synagris* según Cope y Punt, (2009)

El árbol de decisiones de Cope y Punt infirió que en la mayoría de los años y sitios evaluados la especie tenía una biomasa desovante por debajo de los puntos de referencia,

the characteristics of the fishing gears in order to increase catch is concerning (Martínez-Viloria *et al.*, 2006; Narváez *et al.*, 2008). In the case of the TNNP, it was documented in the 1990s that the gillnet mesh size decreased from 7.62-19.32 cm (3–7.6”) in 1993 to 7.62-10.16 cm (3–4”) in 1999 (López, 2009). Clearly, these changes in the fishing gears bring about a selectivity effect on the target species’ sizes (Pope *et al.*, 1983; Altamar *et al.*, 2020).

Regarding the impact of fishing gears over time, in the *L. synagris*’ length catch percentages for handline and gillnet gears in the TNNP and the CRSBNNP, there is an observed trend towards a decrease in the catch of immature specimens, as well as a trend towards an increase in the catch of mature and mega-spawners specimens, which is much more noticeable with gillnets. This situation draws attention and suggests the need for reviewing the impact generated on mega-spawner individuals, because the length percentages in catch (up to 56 %) shows signs that indicate the possible erosion of the higher part of the size structure, which is caused by the removal of the largest individuals, an aspect that would affect the resilience capacity of the population (Longhurst, 2002; López, 2009). In the CRSBNNP, the gillnet and diving methods tend more noticeably towards catching mature and mega-spawner specimens in percentages of up to 50 % with diving, and over 75 % with gillnet. This situation suggests that a deeper evaluation of the mega-spawners is required, because the high fertility and genetic transfer that mega-spawners deliver to the system could be compromised (Froese and Binohlan, 2000; Bent-Hooker, 2006). Likewise, handlining was the fishing gear with the highest degree of immature specimen catches in this protected area, an aspect that must be reviewed because it could affect the renovation of the stock that uses the conditions provided by the protected area (Jaimes, 2011; Martínez-Viloria *et al.*, 2011). All of the above contrasts with the observations in the SIPW, where the catch of immature specimens by longlining and gillnet evidences the degree of growth overfishing, which reveals that it has been continuous over time and agrees with Pardo (2011).

Exploitation status of *L. synagris* according to Cope and Punt (2009)

Cope and Punt’s decision tree inferred that, in most of the evaluated years and places, the species had a spawning biomass below the reference points, which indicates the status of overfishing observed through the previously described analyses. The overfishing status would be theoretically impossible if all fish had been able

lo que indica la condición de sobrepesca observada a través de los análisis descritos. La condición de sobrepesca es teóricamente imposible si todos los peces hubieran podido reproducirse antes de la captura (Myers y Mertz, 1998). Froese sugiere un objetivo entre 90 y 100 % donde los peces que alcancen la madurez, permitiendo que cada pez se reproduzca al menos una vez antes de ser capturado (Froese, 2004). En este estudio, en ninguno de los sitios evaluados se alcanzó el umbral objetivo de Froese de 90 %. Esto sugiere que la mayoría de los peces capturados no han podido reemplazarse a sí mismos en la población y éste es un resultado bastante alarmante.

Los ecosistemas marinos son complejos y es probable que los cambios en los componentes individuales de los sistemas tengan consecuencias en otros lugares de los mismos sistemas (Scheffer *et al.*, 2005). La sobrepesca no solo afecta a las poblaciones de peces, las redes tróficas y ecosistemas, sino también afecta a las personas que dependen de la pesca ya sea por su sustento económico, provisión e identidad cultural (Cinner *et al.*, 2012; McClanahan *et al.*, 2015; Purcell *et al.*, 2016).

Todo lo anterior indica que la condición de efecto de desborde que se debe propiciar por la función de protección de las especies al interior de las áreas protegidas podría estar comprometida, ya que al ser removidos los ejemplares juveniles y los más grandes de la población no le estarían aportando la suficiente biomasa a los sectores externos de las áreas (Froese *et al.*, 2004). Esta situación se agrava para *L. synagris*, dado que en la mayoría de los desembarques pesqueros del Caribe de Colombia su pesca se centra también en un alto porcentaje de peces inmaduros (Narváez *et al.*, 2013; Duarte *et al.*, 2018), con consecuencias que la han llevado a una disminución de su captura por unidad de esfuerzo (Duarte *et al.*, 2018) y a la pérdida de la variabilidad genética (Landínez *et al.*, 2009; Narváez *et al.*, 2015).

Finalmente, es conveniente anotar que al interior de las áreas protegidas se deben fortalecer las medidas de manejo frente al uso y aprovechamiento de *L. synagris*, principalmente cuando se conoce que en estas áreas no sólo se protegen hábitats importantes para su alimentación y reproducción, sino que son un seguro contra posibles errores en el manejo pesquero por fuera de ellas (Austermühle, 2004). El número de pescadores que frecuentan estas áreas (~1150 entre las tres áreas; Martínez-Viloria *et al.*, 2014) y los asociados al sector marino adyacente dificultan las acciones de control y vigilancia del personal técnico de

to reproduce before the catch (Myers and Mertz, 1998). Froese suggests that a target between 90 and 100 % of the fish reaching maturity would allow each fish to reproduce at least once before being caught (Froese, 2004). In this study, none of the evaluated sites reached Froese's target threshold of 90 %. This suggests that most of the caught fish have not been able to reproduce in the population, and this is quite an alarming result.

Marine ecosystems are complex, and it is likely that changes in the system's individual components have consequences in other places of the same systems (Scheffer *et al.*, 2005). Overfishing affects not only fish population, the trophic networks, and ecosystems, but also the people that depend on fishing for their livelihood, supply, and cultural identity (Cinner *et al.*, 2012; McClanahan *et al.*, 2015; Purcell *et al.*, 2016).

All of the above indicates that the overflow effect status to be fostered by the protective function of the species inside the protected area could be compromised, as the removal of the juvenile and largest specimens of the population would not provide enough biomass to the external sectors of the areas (Froese *et al.*, 2004). This situation worsens for *L. synagris* since, in most of the fishery landings in the Colombian Caribbean, fishing focuses also on a high percentage of immature fish (Narváez *et al.*, 2013; Duarte *et al.*, 2018), with consequences leading to a decrease in the catch per effort unit (Duarte *et al.*, 2018), and to the loss of genetic variability (Landínez *et al.*, 2009; Narváez *et al.*, 2015).

Finally, it is worth stating that, due to the results obtained in this study, management measures on the use and exploitation of *L. synagris* must be enhanced within the protected areas, especially considering that not only important habitats for its feeding and reproduction are protected in these areas, but they also constitute an insurance against possible mistakes in fishery management outside them (Austermühle, 2004). The number of fishermen frequenting these areas (~1150 in the three areas; Martínez-Viloria *et al.*, 2014) and those related to the adjacent marine sector hinder control and surveillance actions by the technical staff of National Parks and fishery authorities. This is a global characteristic of artisanal fishery and, given the growing fishing overexploitation (Muallil *et al.*, 2014; Gough *et al.*, 2020), it has become a major inter-institutional challenge in developing countries like Colombia to manage them and to minimize the fishing impacts they cause on the resources. Therefore, fishing management of the resources

PNNC y de la autoridad pesquera (AUNAP). Esto es un aspecto mundial de las pesquerías artesanales que con la creciente sobreexplotación pesquera (Muallil *et al.*, 2014; Gough *et al.*, 2020), se han convertido en un gran reto interinstitucional en los países en desarrollo, como Colombia, para poder administrarlas y minimizar los impactos pesqueros que generan sobre los recursos. Por lo tanto, el manejo pesquero de los recursos al interior y por fuera de las áreas protegidas debe darse en el marco de acciones conjuntas en las que se involucren las autoridades autónomas regionales, las de carácter policivo, marítimo y ambiental, los entes territoriales, la autoridad pesquera y Parques Nacionales Naturales. En esas acciones deberán considerarse aspectos técnicos-normativos, económicos y sociales que propendan por beneficiar a los pescadores ante la prohibición o regulación de la pesca comercial artesanal y del uso de artes que lesionan al recurso pargo rayado dentro y fuera de las áreas protegidas.

Con lo anterior en mente y teniendo en cuenta el efecto de desborde de las áreas protegidas como estrategia de conservación (Roberts *et al.*, 2001; Kaunda-Arara y Rose, 2004; Di Lorenzo *et al.*, 2016) se contribuye al aprovechamiento de los recursos pesqueros por fuera de las áreas, mediante diferentes actividades, siempre y cuando se realicen de manera responsable (FAO, 1995). Por tanto, se plantea que se fortalezcan acciones de acuerdo con los usos permitidos al interior de cada área protegida como: *i*) Prevención, control y vigilancia con apoyo de las autoridades que tienen dentro de sus funciones la protección del medio ambiente, a través de acciones conjuntas entre PNNC, Armada Nacional, AUNAP, para evitar las capturas de pargo rayado inmaduros y megadesovadores, *ii*) promover planes de monitoreo basados en la metodología descrita en este estudio que incorpore los resultados obtenidos como línea base, que permita validar acciones de manejo a través del seguimiento a las capturas de *L. synagris*, *iii*) incentivar la investigación que genere información pertinente para la toma de decisiones dentro y fuera de las áreas protegidas, *iv*) desarrollar estrategias de comunicaciones y educación ambiental que contribuyan a mantener informado al público sobre la condición de la especie y por qué no se debe consumir ejemplares juveniles, ni los más grandes que están presente en las áreas protegidas, *v*) generar acuerdos de conservación para la pesca de subsistencia (acorde con la reglamentación de PNNC) y *vi*) fortalecer el relacionamiento con otras autoridades en la región en busca de alternativas que contribuyan a la disminución de la presión sobre el recurso.

inside and outside the protected areas must take place within the framework of joint actions involving regional autonomous authorities and those of police, maritime and environmental, and territorial entities; fishing authorities; and National Natural Parks. These actions must include technical-normative, economic, and social aspects aiming to benefit fishermen facing prohibition or the regulation of artisanal commercial fishing, as well as the use of gears that damage the lane snapper resource inside and outside the protected areas.

With this in mind, and considering that the protected areas are deemed a conservation strategy that fosters the offer of hydrobiological resources towards their adjacent sectors through the so-called spillover effect (Roberts *et al.*, 2001; Kaunda-Arara and Rose, 2004; Di Lorenzo *et al.*, 2016) while making such resources exploitable outside the protected areas through different fishing activities –as long as they are responsibly carried out (FAO, 1995)– stronger actions are proposed which comply with the permitted uses inside each PA, such as *i*) prevention, control, and surveillance with the support of authorities who have environmental protection among their duties, seeking to foster an effective control on PAs through joint actions between National Parks, the National Army, and AUNAP, in order to prevent the catch of immature and mega-spawner stripped snappers; *ii*) to structure and implement monitoring plans based on the methodology described in this study, which incorporates the obtained results as the baseline and allows validating management actions by monitoring *L. synagris* catches and the decision-making that contributes to the protection of the species; *iii*) to develop communication and environmental education strategies by delivering leaflets, talkers in restaurants, videos in the Park's access points, and awareness-raising days for fishermen and visitors to keep the public informed on the species' status and why not to consume young or the largest specimens present in protected areas; *iv*) to generate conservation agreements for subsistence fishing; and *v*) to strengthen the relationship with other authorities in the region in order to contribute to reducing the pressure on the resource.



CONCLUSIONES

Al evaluar el estado de *Lutjanus synagris* en las áreas protegidas PNNT, PNNCRSB y VIPIS se evidenció que la especie se encuentra en una situación de sobrepesca por crecimiento y reclutamiento.

Los indicadores simples basados en las longitudes de captura configuraron un patrón de selectividad representado en la captura mayoritaria de ejemplares inmaduros ($< L_{mat}$) y en menor grado de individuos ubicados en el rango óptimo de longitud, lo que condujo a un nivel de biomasa desovante inferior al punto de referencia (25 % de SB), de acuerdo con lo establecido en el árbol de decisión propuesto por Cope y Punt (2009).

Los artes de pesca están generando un efecto negativo sobre las poblaciones de *L. synagris*, al capturar mayoritariamente individuos a la longitud media de captura-LMC por debajo $< L_{mat}$, los cuales son considerados inmaduros, aspecto que es más marcado en PNNCRSB y VIPIS. Además, existe una tendencia sobre los porcentajes de longitudes de captura que muestra señales que no benefician la condición de la especie al ser removido también individuos megadesovadores.

Los resultados obtenidos en este estudio evidencian que los indicadores basados en longitudes y el árbol de decisiones de Cope y Punt son una opción para que PNNC replique el modelo en otras áreas protegidas y generar respuestas de manejo en situaciones de datos limitados.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo hace parte de la tesis de HVM en la Maestría en Acuicultura y Ecología Acuática Tropical de la Universidad del Magdalena. Los autores agradecen a PNNC por el apoyo al facilitar el uso de la información proveniente del seguimiento a la presión por pesca realizado en las áreas protegidas entre 2006 – 2012.

CONCLUSIONS

By evaluating the status of *L. synagris* in the protected areas of NNP Tayrona, NNP Corales del Rosario y de San Bernardo, and Salamanca Island Park way (marine sector), it was found that the species is overfished by growth and recruiting.

The simple indicators based on the catch length configured a selectivity pattern represented by the catch of mainly immature specimens ($< L_{mat}$) and individuals located in the optimal length range to a lesser degree, which led to a spawning biomass level lower than the reference point (25 % of SB), according to what is established in the decision tree proposed by Cope and Punt (2009).

The fishing gears are generating a negative effect on the lane snapper populations by mainly catching individuals at a mean catch length MCL below $< L_{mat}$, which are considered immature, a more noticeable aspect in the CRSBNNP and the SIPW. Moreover, there is a trend in the catch length percentages, showing signs that do not benefit the species' status by also removing mega-spawner individuals.

The results obtained in this study evidence that the indicators based on lengths and Cope and Punt's decision tree are an alternative for National Natural Parks to replicate the model in other protected areas and generate management responses in limited-data situations.

ACKNOWLEDGMENTS

This work is part of HVM's thesis at the M. Sc. degree in Aquaculture and Tropical Water Ecology at Universidad de Magdalena. The authors are grateful to Colombia's National Natural Parks for its support in facilitating the use of information from the monitoring of fishing pressure carried out in the protected areas between 2006 and 2012.

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Allen, G.R. 1985. Snappers of the world. An annotated and illustrated catalogue of lutjanid species known to date. FAO Spec. Cat. Fish. Synop., 125 (6): 208 p.
- Altamar, J., J. Wong-Lubo, J. de la Hoz-M. e I. Martínez-Dallos. 2020. Evaluación de la selectividad de redes de enmalle y líneas de mano para la captura de cojinoa (*Caranx crysos*) en áreas de influencia marina del Parque Nacional Natural Tayrona. Bol. Invest. Mar. Cost., 49 (Supl. Esp.): 209-222.
- Amorim, P., P. Sousa, M. Westmeyer and G.M. Menezes. 2018. Generic Knowledge Indicator (GKI): A tool to evaluate the state of knowledge of fisheries applied to snapper and grouper. Mar. Pol., 89: 40-49
- Arteaga, E.A., M.I. Criales-Hernández, D.Y. Rodríguez, P. Gómez-Canchong y L. Manjarrés. 2004. Dinámica reproductiva de los stocks de pargo rayado *Lutjanus synagris* (Linnaeus, 1758) en el área norte del Caribe colombiano. 297-315. En: Manjarrés, L. (Ed.). Pesquerías demersales del área norte del mar Caribe de Colombia y parámetros biológico-pesqueros y poblacionales del recurso pargo. Univ. Magdalena, Santa Marta. 317 p.
- Aunap-Unimagdalena. 2014. Caracterización de los principales artes de pesca de Colombia y reporte del consolidado del tipo y número de artes, embarcaciones y UEP's empleadas por los pescadores vinculados a la actividad pesquera. Univ. Magdalena, Santa Marta. 72 p.
- Austermühle, S. 2004. Áreas marinas protegidas el futuro de la costa peruana. Mundo Azul, Conservación Internacional, Lima. 44 p.
- Barreto, C. y C. Borda. 2009. Evaluación de recursos pesqueros colombianos. Inst. Col. Agropec. Subger. Pesca Acuic., Bogotá. 131 p.
- Bent-Hooker, H.C. 2006. Biología, ecología y pesquería de la barracuda *Sphyræna barracuda* (Walbaum, 1792) (Pisces: Perciformes: Sphyrænidae) en la isla de San Andrés y los cayos Bolívar y Albuquerque, Caribe colombiano. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta. 63 p.
- Cervigón, F., R. Cipriani, W. Fischer, L. Garibaldi, M. Hendrickx, A.J. Lemus, R. Márquez, J.M. Poutiers, G. Robaina y B. Rodríguez. 1992. Guía de campo de las especies marinas y de aguas salobres de la costa septentrional de Sur América. FAO, Roma, 513 p.
- Chong, L., T. K. Mildener, M.B. Rudd, M.H. Taylor, J.M. Cope, T.A. Branch, M. Wolff and M. Stäbler. 2019. Performance evaluation of data-limited, length-based stock assessment methods. ICES J. Mar. Sci., 77(1): 97–108.
- Cinner, J.E., T.R. McClanahan, N.A.J. Graham, T.M. Daw, J. Maina and S.M. Stead. 2012. Vulnerability of coastal communities to key impacts of climate change on coral reef fisheries. Glob. Environ. Chang., 22: 12–20p.
- Claro, R. y K. Lindeman. 2008. Biología y manejo de los pargos (Lutjanidae) en el Atlántico occidental. Inst. Oceanol., CITMA, La Habana. 472 p.
- Cochrane, K.L. (Ed.). 2005. Guía del administrador pesquero. Medidas de ordenación y su aplicación. FAO Doc. Tec. Pesca, 424: 231p.
- Coleman, F., G.R. Koenig, J.A. Huntsman, M. Musick, J.C. Eklund, R.W. McGovern, G. Chapman, R. Sedberry and C.B. Grimes. 2000. Longlived reef fishes: the grouper-snapper complex. Fisheries, 25: 14-20.
- Cope, J.M. and A.E. Punt. 2009. Length-based reference points for data-limited situations: applications and restrictions. Mar. Coast. Fish., 1(1): 169-186.
- Di Lorenzo, M., J. Claudet and P. Guidetti. 2016. Spillover from marine protected areas to adjacent fisheries has an ecological and a fishery component. J. Nat. Cons., 32: 62–66.
- Doncel, O. y J. Páramo. 2010. Hábitos alimenticios del pargo rayado, *Lutjanus synagris* (Perciformes: Lutjanidae), en la zona norte del Caribe colombiano. Lat. Am. J. Aquat. Res., 38(3): 413-426.
- Dowling, N.A., A.D.M. Smith, D.C. Smith, A.M. Parma, C. M. Dichmont, K. Sainsbury and J.R. Wilson. 2019. Generic solutions for data-limited fishery assessments are not so simple. Fish Fish., 20: 174–188.
- Duarte, L.O. and C.B. García. 1999. Diet of the lane snapper, *Lutjanus synagris* (Lutjanidae), in the Gulf of Salamanca, Colombia. Caribb. J. Sci., 35 (1-2): 54-63.
- Duarte L.O., L. Manjarrés-Martínez, J. De la Hoz-M., F. Cuello y J. Altamar. 2018. Estado de los principales recursos pesqueros de Colombia. Análisis de indicadores basados en tasas de captura, tallas de captura y madurez. AUNAP, Univ. Magdalena. Santa Marta. 37 p.
- FAO. 1995. Code of conduct for responsible fisheries. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. 41 p.
- FAO. 2018. El estado mundial de la pesca y la acuicultura. Cumplir los objetivos de desarrollo sostenible. Licencia: CC BY-NC-SA 3.0 IGO. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Roma. 233 p.
- Fontoura, N.F., A.S. Braun and P.C.C. Milani. 2009. Estimating size at first maturity (L50) from gonadosomatic index (GSI) data. Neotrop. Ichthyol., 7(2): 217-222.
- Froese, R. 2004. Keep it simple: three indicators to deal with overfishing. Fish Fish., 5: 86-91.
- Froese, R. and C. Binholan. 2000. Empirical relationships to estimate asymptotic length, length at first maturity and length at maximum yield per recruit in fishes, with a simple method to evaluate length frequency data. J. Fish Biol., 56: 758-773.
- Froese, R., A. Stern-Pirlot, H. Winker and D. Gascuel. 2008. Size matters: how single-species management can contribute to ecosystem-based fisheries management. Fish. Res., 92: 231-241.
- Froese, R., H. Winker, D. Gascuel, R. Sumaila and D. Pauly, 2016. Minimizing the impact of fishing. Fish. Res., 17: 785–802.
- García, C.B., L.O. Duarte, J. Altamar and L. Manjarrés. 2007. Demersal fish density in the upwelling ecosystem off Colombia, Caribbean Sea: historic outlook. Fish. Res., 85: 68-73.
- Gómez, G., R. Guzmán y R. Chacón. 2001. Parámetros reproductivos de *Lutjanus synagris* en el golfo de Paria, Venezuela. Zootec. Trop., 19 (3): 335-357.



- Gough, C.L.A., K.M. Dewar, B.J. Godley, E. Zafindranosy and A.C. Broderick. 2020. Evidence of overfishing in small-scale fisheries in Madagascar. *Front. Mar. Sci.*, 7: 317.
- Guzmán, Y. K. 2010. Contribución al conocimiento biológico-pesquero de las principales especies de peces capturadas en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo, sector Archipiélago Nuestra Señora del Rosario, Caribe colombiano. Trabajo Grado Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 152 p.
- Hsieh, C., C.S. Reiss, J.R. Hunter, J.R. Beddington, R.M. May and G. Sugihara. 2006. Fishing elevates variability in the abundance of exploited species. *Nature*, 443: 859-862.
- Jaimes, L. 2011. Aspectos biológicos-pesqueros de las principales especies icticas capturadas en el sector de San Bernardo, Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo, Caribe colombiano. Trabajo Grado Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 179 p.
- Landínez-García, R.M., S.P. Ospina-Guerrero, D.J. Rodríguez-Castro, R. Arango and E. Márquez. 2009. Genetic analysis of *Lutjanus synagris* populations in the Colombian Caribbean. *Cienc. Mar.*, 35(4): 321-331.
- Longhurst, A. 2002. Murphy's law revisited: longevity as a factor in recruitment to fish populations. *Fish. Res.*, 56: 125-131.
- López, A. 2009. Estado de explotación de peces con estrategias de vida contrastantes en el mar Caribe de Colombia. Análisis espacial y temporal de indicadores biológicos simples. Trabajo Grado Biol., Univ. Magdalena, Santa Marta. 69 p.
- Luckhurst, B., J.M. Dean and M. Reichert. 2000. Age growth and reproduction of the lane snapper *Lutjanus synagris* (Pisces: Lutjanidae) at Bermuda. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 203: 255 - 261.
- Manjarrés, L. 1993. Eficiencia y selectividad de redes de enmalle en el área de Santa Marta. Proyecto integral de investigaciones y desarrollo de la pesca artesanal en el área de Santa Marta, INPA-CIID-Univ. Magdalena. Inf. Técn. Final, Santa Marta, 23 p.
- Manjarrés, L. 2004. Pesquerías demersales del área norte del mar Caribe de Colombia y parámetros biológico-pesqueros y poblacionales del recurso pargo. Univ. Magdalena, Santa Marta. 318 p.
- Manjarrés, L. (Ed). 2007. Caracterización participativa de las pesquerías de pequeña escala de las áreas protegidas de la Territorial Caribe. Inf. Técn. Final, Univ. Magdalena -PNNC-DTCA, Santa Marta. 86 p.
- Manjarrés, L., J.C. Arévalo, D.J. Rodríguez y P. Gómez-Canchong. 2004. Dinámica poblacional y manejo del stock de pargo rayado (*Lutjanus synagris*) (Linnaeus, 1758) de La Guajira (Caribe colombiano). 297-315. En: Manjarrés, L. (Ed). Pesquerías demersales del área norte del mar Caribe de Colombia y parámetros biológico-pesqueros y poblacionales del recurso pargo. Univ. Magdalena, Santa Marta. 315 p.
- Martínez-Viloria, H. 2009. Análisis regional del estado de los recursos hidrobiológicos al interior de las áreas protegidas a cargo de la Dirección Territorial Caribe-Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales. Inf. Técn., PNNC-DTCA, Santa Marta. 51p.
- Martínez-Viloria, H. 2014. Análisis sobre la presión por pesca en áreas protegidas con jurisdicción marino-costeras adscritas a las Dirección Territorial Caribe de Parques Nacionales Naturales de Colombia. Inf. Técn., PNN-DTCA, Santa Marta. 64 p.
- Martínez-Viloria, H., J.C. Narváez, R. Rivera y O.D. Solano. 2006. Evaluación de la selectividad del trasmallo en la pesquería artesanal de la zona deltaico estuarina del río Sinú, Caribe colombiano. *Intrópica*, 3: 33-41.
- Martínez-Viloria, H., L. Martínez, A. Vargas-Pineda y J.C. Narváez. 2011. Efectos de la pesca sobre los recursos hidrobiológicos del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo. 273-289. En: Zarza-González, E. (Ed). El entorno ambiental del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo. PNNC, Bogotá. 416 p.
- Martínez-Viloria, H., R. Franke, P. Saldaña, M. Cano-Correa, L.E. Angarita, C. García, L. Martínez, A. Castro, S. Posada, C. Gómez, E. Bruges, J.C. Narváez, E. Viloria y C. López. 2014. Caracterización del uso y aprovechamiento de recursos hidrobiológicos en áreas protegidas de Parques Nacionales Naturales del Caribe de Colombia. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 43(2): 277-306.
- McClanahan, T., E.H. Allison and J.E. Cinner. 2015. Managing fisheries for human and food security. *Fish Fish.*, 16: 78-103.
- Mejía, L. E. y A. Acero P. (Eds.). 2002. Libro rojo de peces marinos de Colombia. Serie Libros rojos de especies amenazadas de Colombia. Inst. Cienc. Nat., Univ. Nal. Colombia, Invemar y Min. Medio Ambiente, Bogotá. 174 p.
- Muallil, R.N., S.S. Mamauag, R.B. Cabral, E.O. Celeste-Dizon and P.M. Aliño. 2014. Status, trends and challenges in the sustainability of small-scale fisheries in the Philippines: Insights from FISHDA (Fishing Industries' Support in Handling Decisions Application) model. *Mar. Pol.*, 44: 212-221.
- Myers, R.A. and G. Mertz. 1998. The limits of utilization: a precautionary approach. *Ecol. Appl.*, 8: 165-169
- Narváez, J.C., M. Rueda, E. Viloria, J. Blanco, J.A. Romero y F. Newmark. 2005. Manual del Sistema de Información Pesquera del Invemar (Sipein V.3.0): Una herramienta para el diseño de sistemas de manejo pesquero. Serie de documentos generales del Invemar, 18. Santa Marta. 128 p.
- Narváez, J.C., F. Herrera y J. Blanco. 2008. Efecto de los artes de pesca sobre el tamaño de los peces en una pesquería artesanal del Caribe colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 37 (2): 163-168.
- Narváez B., J.C., J. de La Hoz, J. Blanco, F. Bolívar, R. Rivera, T. Álvarez, A. Mora, O. Bran y C. Riascos. 2013. Tallas mínimas de captura para el aprovechamiento sostenible de las principales especies de peces comerciales de Colombia. Univ. Magdalena, Santa Marta. 36 p.
- Narváez, J.C., G. Orozco B., J.C. Aguirre P., E. Muñoz, J. Quintero, F. Bolívar M., T. Narváez B., R. Mendoza U., L. Castro G. y L.O. Duarte. 2015. Estado genético y conectividad de la población del pargo rayado *Lutjanus synagris* en sitios dentro y fuera de las áreas marinas protegidas (AMP) de Parques Nacionales Naturales de la Territorial Caribe. Inf. Técn. Final. Patrimonio Natural y Univ. Magdalena, Santa Marta. 25 p.

- Pardo, R. 2011. Efecto de las artes de pesca sobre la estructura de tallas de pargo rayado (*Lutjanus synagris*) en el golfo de Salamanca, mar Caribe de Colombia. Tesis Ing. Pesq., Univ. Magdalena, Santa Marta. 98 p.
- PNNC. 2006. Plan de manejo del Parque Nacional Natural Tayrona, Santa Marta. 298 p.
- PNNC. 2017. Plan de manejo Vía Parque Isla de Salamanca 2017-2022, Santa Marta. 227 p.
- PNNC. 2020. Plan de manejo Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo, Cartagena. 228 p.
- Pope, J.A., A.R. Margetts, J. Hamley y E.F. Akyüz. 1983. Manual de métodos para la evaluación de las poblaciones de peces. Parte 3. Selectividad del arte de pesca. FAO Doc. Téc. Pesca, 41(1): 1-56.
- Purcell, S.W., P. Ngaluafé, S.J. Foale, N. Cocks, B.R. Cullis and W. Lalavanua. 2016. Multiple factors affect socioeconomics and wellbeing of Artisanal Sea cucumber fishers. PLoS One, 11:165633.
- Roberts, C., J. Bohnsack, F. Gell, J. Hawkins and R. Goodridge. 2001. Effects of marine reserves on adjacent fisheries. Science, 294: 1920-1923.
- Rodríguez, J., J. Arévalo y L. Manjarrés. 1999. Aspectos biológico-pesqueros de los pargos rayado (*Lutjanus synagris*) y ceibal (*L. analis*). Bol. Cient. INPA, 6: 53-75.
- Scheffer, M., S. Carpenter and B. de Young. 2005. Cascading effects of overfishing marine systems. Trends Ecol. Evol., 20: 579-581.
- Sparre, P. y S. Venema. 1995. Introducción a la evaluación de recursos pesqueros tropicales. Parte I: Manual. FAO. Doc. Téc. Pesca, 306/1, 420 p.
- Viaña, J., A. Medina, M. Barros, L. Manjarrés, J. Altamar y M. Solano. 2004. Evaluación de la ictiofauna demersal extraída por la pesquería industrial de arrastre en el área norte del Caribe Colombiano (enero 2000-junio 2001). 115-151p. En: Manjarrés, L. (Ed.). Evaluación de las pesquerías demersales del área norte del Caribe colombiano y parámetros biológico-pesqueros y poblacionales del recurso pargo. Univ. Magdalena, Santa Marta. 151 p.

RECIBIDO/RECEIVED: 09/08/2020

ACEPTADO/ACCEPTED: 19/04/2022



ARTÍCULO DE REVISIÓN

Las esponjas en el Perú y su potencial como fuente de compuestos antibacterianos

Sponges in Peru and their potential as a source of antibacterial compounds

Báslavi Córdor-Luján* y Juan C. Francia-Quiroz

 0000-0001-7832-7319

 0000-0001-5095-6623

Universidad Científica del Sur, Facultad de Ciencias Veterinarias y Biológicas, Carrera de Biología Marina, Antigua Panamericana Sur Km. 19, Villa El Salvador, Lima, Perú. bcordor@cientifica.edu.pe, jfrancia@cientifica.edu.pe

* Autor de correspondencia / Corresponding author.

RESUMEN

En las últimas décadas, las esponjas se han perfilado como la mayor fuente de principios activos de origen animal, con fines farmacéuticos. En el Perú, la información sobre estos animales es incipiente y dispersa, lo cual limita la toma de medidas correctas para su adecuado manejo, aprovechamiento y conservación. El objetivo de este estudio es brindar una actualización sobre los alcances y perspectivas de la investigación sobre esponjas en el Perú, con énfasis en la riqueza de especies y su potencial antibacteriano. Asimismo, se revisan las iniciativas de investigación de otros países del Pacífico sudamericano. Los esfuerzos de investigación en el Perú han permitido la descripción de 46 especies; sin embargo, se considera que la riqueza se encuentra aún subestimada. Por otro lado, en otras latitudes, se han aislado principios activos con actividad antimicrobiana de por lo menos 36 especies pertenecientes a 11 de los 25 géneros registrados para el Perú (44 %), sugiriendo el alto potencial de las esponjas peruanas como fuente de metabolitos antibacterianos. Se concluye que la implementación de proyectos que integren la investigación de esponjas a diferentes escalas es necesaria para contribuir al desarrollo de planes de innovación y bionegocios en las industrias pesquera, acuícola, y farmacéutica.

PALABRAS CLAVES: actividad antimicrobiana, bacteria, biodiversidad marina, biotecnología, Porifera.

ABSTRACT

In the last decades, sponges have emerged as the largest source of active compounds of animal origin for pharmaceutical purposes. In Peru information on these animals is incipient and scattered, which limits taking the right measures for their adequate management, exploitation, and conservation. The aim of this study is to provide an update on the scope and perspectives of sponge research in Peru, with an emphasis on species richness and their antibacterial potential. Likewise, research initiatives carried out in other South American Pacific countries are reviewed. Research efforts in Peru have allowed the description of 46 species; however, the sponge richness is underestimated. On the other hand, in other latitudes, active principles with antimicrobial activity have been isolated from at least 36 species belonging to 11 of the 25 genera recorded in Peru (44 %), suggesting the high potential of Peruvian sponges as a source of antibacterial metabolites. It is concluded that the implementation of projects that integrate sponge research at different scales is necessary to contribute to the development of innovation plans and bio-businesses in the fishing, aquaculture, and pharmaceutical industries.

KEYWORDS: antimicrobial activity, bacteria, biotechnology, marine biodiversity, Porifera.

INTRODUCCIÓN

El uso indebido de medicamentos ha dado lugar a la aparición de bacterias patógenas que presentan resistencia a múltiples fármacos, lo cual se ha convertido en una amenaza para la salud pública, y se estima que será una de las principales causas de muerte a nivel mundial para el 2050 (WHO, 2014). Como consecuencia, se hace necesaria la renovación del arsenal terapéutico frente a cepas resistentes de bacterias patógenas Gram positivas (*e.g. Enterococcus* sp., *Mycobacterium tuberculosis* (Zopf 1883) Lehmann y Neumann 1896, *Staphylococcus aureus* Rosenbach 1884) y Gram negativas (*e.g. Acinetobacter baumannii* Bouvet y Grimont 1986, *Klebsiella pneumoniae* (Schroeter 1886) Trevisan 1887, *Pseudomonas aeruginosa* (Schroeter 1872) Migula 1900) (WHO, 2014, 2015). Frente a lo anterior, organismos marinos, como las esponjas, se convierten en una fuente importante para la obtención de biomoléculas que permiten el diseño de nuevos fármacos (López *et al.*, 2018).

Las esponjas (filo Porifera) son organismos acuáticos, sésiles, bentónicos y filtradores. Son consideradas los animales más antiguos aún vivientes, estimando su origen hace 760 millones de años (Brain *et al.*, 2012). Su distribución es global, habitando ecosistemas dulceacuícolas, mixohalinos y marinos, desde la zona intermareal hasta las grandes profundidades (Hooper *et al.*, 2002). Presentan un nivel de organización sencillo, formado por células con gran movilidad y totipotencia, facilitando procesos de diferenciación y transdiferenciación (Klautau, 2016). La mayoría de las especies se caracterizan por presentar un sistema de poros, canales y cámaras coanocitarias (estructuras especializadas para la filtración), conocido como sistema acuífero, a través del cual realizan las actividades de alimentación y reproducción (a excepción de las esponjas carnívoras, Vacelet y Boury-Esnault, 1995). Además, poseen un esqueleto compuesto por espículas (agregaciones minerales) de sílice o carbonato de calcio y/o fibras orgánicas de espongina (Vos *et al.*, 1991; Hooper *et al.*, 2002).

Estos animales desempeñan un rol importante en los ecosistemas acuáticos: contribuyen al reciclaje de nutrientes (*sponge loop*, de Goeij *et al.*, 2013), brindan refugio para muchos invertebrados (Pearse, 1932; Frith, 1976; Kunzmann, 1996) y forman extensas agregaciones conocidas como *sponge grounds* de diferente naturaleza (Maldonado, 2016). Por otro lado, también destacan en el ámbito de la biotecnología, habiéndose realizado estudios sobre su uso como bioindicadores de calidad de agua por sus reconocidas

INTRODUCTION

Inappropriate use of medicine has given rise to pathogenic bacteria that are resistant to multiple drugs, which has become a threat to public health. It is estimated that this will be one of the main causes of death around the world by 2050 (WHO, 2014). Consequently, it is necessary to renovate the pharmaceutical arsenal against resistant pathogenic bacterial strains that are Gram-positive (*e.g., Enterococcus* sp., *Mycobacterium tuberculosis* (Zopf 1883) Lehmann and Neumann 1896, *Staphylococcus aureus* Rosenbach 1884) and Gram-negative (*e.g., Acinetobacter baumannii* Bouvet and Grimont 1986, *Klebsiella pneumoniae* (Schroeter 1886) Trevisan 1887, *Pseudomonas aeruginosa* (Schroeter 1872) Migula 1900) (WHO, 2014, 2015). In light of the above, marine organisms such as sponges have become an important source for obtaining biomolecules that allow designing new drugs (López *et al.*, 2018).

Sponges (phylum Porifera) are aquatic, sessile, benthic, and filtering organisms. They are considered to be the oldest living animals, and they are estimated to have originated 760 million years ago (Brain *et al.*, 2012). Their distribution is global; they inhabit freshwater, mixohaline, and marine ecosystems, from the intertidal zone down to great depths (Hooper *et al.*, 2002). They exhibit a simple level of organization, formed by cells of great motility and totipotency, which facilitates differentiation and transdifferentiation processes (Klautau, 2016). Most species are characterized by having a system of pores, channels, and choanocyte chambers (specialized filtering structures) known as aquiferous system, through which sponges feed and reproduce (with the exception of carnivorous sponges, Vacelet and Boury-Esnault, 1995). Moreover, they have a skeleton composed of spicules (mineral aggregations) made of silica or calcium carbonate and/or spongin organic fibers (Vos *et al.*, 1991; Hooper *et al.*, 2002).

These animals play an important role in aquatic ecosystems: they contribute to nutrient recycling (*sponge loop*, de Goeij *et al.*, 2013), harbor many invertebrates (Pearse, 1932; Frith, 1976; Kunzmann, 1996), and form extensive aggregations known as *sponge grounds* of different types (Maldonado, 2016). On the other hand, they also stand out in the field of biotechnology, as studies have been conducted on their use as bioindicators of water quality, given their well-known filtering and bioaccumulation conditions, (Mahaut *et al.*, 2013), the use of their spicules to elaborate nanomaterials (Kulchin *et al.*, 2009), and the

condiciones de filtración y bioacumulación (Mahaut *et al.*, 2013), el empleo de sus espículas para la elaboración de nanomateriales (Kulchin *et al.*, 2009) y el potencial de su capacidad regenerativa para la ingeniería de tejidos (Granito *et al.*, 2016). En el campo de la biotecnología azul, constituyen el grupo de invertebrados marinos que provee la mayor cantidad de compuestos naturales con potencial farmacéutico (Pierdacarís *et al.*, 2013; Brinkmann *et al.*, 2017; Santhanam *et al.*, 2019), habiéndose aislado y caracterizado más de 5 000 compuestos bioactivos marinos, donde alrededor de 30 % provienen de esponjas (Han *et al.*, 2019). Los compuestos naturales con actividad antibacteriana pueden ser sintetizados por las esponjas propiamente, o a partir de la simbiosis con otros organismos (bacterias, levaduras, hongos, Marinho *et al.*, 2010; Anjum *et al.*, 2016; McCauley *et al.*, 2020).

En el Perú, la biotecnología es una oportunidad única para incrementar la competitividad y contribuir al desarrollo socioeconómico; este abordaje se fundamenta en la búsqueda y conquista de nuevos mercados a través del uso sostenible de la biodiversidad marina. Sin embargo, el problema radica en que las actuales aplicaciones biotecnológicas no trascienden de los esfuerzos a nivel académico o permanecen como acciones y/o iniciativas a pequeña escala, a pesar de emplear tecnologías avanzadas. Además, las empresas (peruanas) aún presentan limitaciones tecnológicas y económicas para aplicar la biotecnología en la mejora de sus productos o procesos, y se vislumbra lejana su aplicación a nivel industrial (Concytec, 2016).

En este contexto, el propósito de este trabajo fue brindar una actualización sobre el estado del conocimiento de las esponjas en el Perú y las perspectivas de su uso antibacteriano, abordando tres ejes principales: (1) investigación científica, (2) riqueza de especies y (3) potencial antimicrobiano. Para el primer eje, se realizó una recopilación de proyectos y/o iniciativas de investigación en repositorios de centros de investigación, universidades, blogs y noticias de prensa, a través de motores de búsqueda virtuales. Además, se consultó a líderes de proyectos para conocer los logros a nivel de formación de recursos humanos y producción científica. Para el segundo eje, se revisó cada uno de los registros de las especies de esponjas (marinas y dulceacuícolas) registradas para el Perú en World Porifera Database (<http://www.marinespecies.org/porifera/>) y se verificó su distribución geográfica y batimétrica. Considerando los géneros de esponjas registradas para el Perú, se elaboró una lista de especies co-genéricas de otras regiones del mundo con actividad antimicrobiana comprobada. Para ello, se realizó

potential of their regeneration capacity for tissue engineering (Granito *et al.*, 2016). In the field of blue biotechnology, they constitute the group of marine invertebrates that provides the largest number of natural compounds with pharmaceutical potential (Pierdacarís *et al.*, 2013; Brinkmann *et al.*, 2017; Santhanam *et al.*, 2019), as more than 5,000 bioactive marine compounds have been isolated, out of which around 30 % come from sponges (Han *et al.*, 2019). Natural compounds with antibacterial activity can be synthesized by sponges themselves or from symbiosis with other organisms (bacteria, yeasts, fungi) (Marinho *et al.*, 2010; Anjum *et al.*, 2016; McCauley *et al.*, 2020).

In Peru, biotechnology is a unique opportunity to increase competitiveness and contribute to socioeconomic development. This approach is based on the search and conquest of new markets through the sustainable use of marine biodiversity. However, the problem lies in the fact that current biotechnology applications do not transcend academic efforts or remain as small-scale actions and/or initiatives, despite utilizing advanced technologies. Moreover, (Peruvian) companies still have technological and economic limitations regarding the application of biotechnology in the improvement of their products or processes, whose industrial-scale implementation is seen to be far away (Concytec, 2016).

In this context, the aim of this work was to provide an update on the state of knowledge on sponges in Peru and the perspectives of their antibacterial use, addressing three main axes: (1) scientific research, (2) species richness, and (3) antimicrobial potential. For the first axis, research projects and/or initiatives were compiled from repositories belonging to research centers, universities, blogs, and press releases through virtual search engines. Moreover, project leaders were consulted in order to understand the achievements made with regard to the training of human resources and scientific production. For the second axis, each of the records of sponge species (both marine and freshwater) registered for Peru in the World Porifera Database (<http://www.marinespecies.org/porifera/>) was reviewed, and their geographical and bathymetric distributions were verified. Considering the genera of sponges recorded for Peru, a list of congeneric species proven to have antimicrobial activity in other regions in the world was elaborated. To this effect, a search for scientific articles published in indexed journals was conducted in databases such as Scopus, JStor, ScienceDirect, SciELO, and Wiley Online Library, using the keywords “antibacterial activity”, “sponge”, and “Porifera”

una búsqueda de artículos científicos publicados en revistas indizadas en bases de datos *e.g.* Scopus, JStor, Sciencedirect, Scielo y Wiley Online Library, usando las siguientes palabras claves: actividad antibacteriana, esponja, Porifera (en inglés y español); así como los géneros reportados para el Perú (latín). Finalmente, se presenta un breve análisis comparativo del estado del conocimiento y potencial de las esponjas en el Perú como fuente de productos antimicrobianos, en relación con otros países de la región.

Investigación sobre el filo Porifera en el Perú

El estudio de las esponjas en el Perú inició con el registro de la primera especie de la clase Demospongiae, *Dysidea lignea* (Hyatt, 1877) para el norte del país (Tumbes, Hyatt, 1877). Algunos años después, se recolectaron los primeros especímenes de la clase Hexactinellida durante la expedición científica a bordo del crucero *Albatross* (1904–1905) en el Pacífico Tropical bajo la dirección de Alexander Agassiz. Estas muestras fueron obtenidas mediante lances de dragas a profundidades de 4 000 metros e identificadas por el zólogo austriaco Robert von Lendenfeld (1915) a partir de material pobremente conservado dada la metodología de recolecta utilizada. Décadas más tarde, como resultado de la revisión del material registrado en la Colección del *National Museum of Natural History* (Smithsonian Institution, USNM), se identificaron otras especies de Demospongiae (van Soest *et al.*, 1991; Desqueyroux-Faúndez y van Soest, 1996). van Soest *et al.* (1991) realizaron una detallada revisión biogeográfica del género *Acarinus* y describieron la primera especie de este género para el Perú, recolectada en zona intermareal; en cuanto que Desqueyroux-Faúndez y van Soest (1996) describieron las dos primeras especies de *Myxilla* recolectadas durante el *Programa Oceanográfico Biológico del Pacífico Este* (Sepbop), a bordo del R.V. *Anton Bruun* (en 1966).

En las últimas décadas se realizaron iniciativas con el fin de conocer la riqueza de esponjas de América del Sur. El proyecto EsponjAS, liderado por el especialista brasileño Eduardo Hajdu (*Museu Nacional–Universidade Federal do Rio de Janeiro*, UFRJ), en cooperación con el biólogo belga Philippe Willenz (*Royal Belgium Institute of Natural Sciences*, RBNSc) tuvieron como objetivo inventariar la espongiofauna de áreas poco exploradas en Sudamérica, con particular interés en las costas de Argentina y Chile. En 2008 este proyecto expandió su área de estudio al Perú. Casi paralelamente, en 2007, surgió el proyecto de cooperación peruano-belga ESPER (Esponjas del Perú), liderado por el biólogo Yuri Hooker (*Universidad Peruana Cayetano*

(in both English and Spanish), as well as the genera reported for Peru (in Latin). Finally, a brief comparative analysis of the state of knowledge and potential of sponges in Peru as a source of antimicrobial products is presented in relation to other countries in the region.

Research on the phylum Porifera in Peru

The study of sponges in Peru began with the record of the first species of the class Demospongiae, *Dysidea lignea* (Hyatt, 1877) for the northern part of the country (Tumbes, Hyatt, 1877). Some years later, the first specimens of the class Hexactinellida were collected during the scientific expedition onboard the *Albatross* cruise (1904–1905) to the Tropical Pacific, which was led by Alexander Agassiz. The samples were obtained by throwing grabs to depths of 4,000 m, and they were identified by Austrian zoologist Robert von Lendenfeld (1915) from poorly preserved materials due to the collection methodology employed. Decades later, as a result of the review of the material registered in the Collection of the National Museum of Natural History (Smithsonian Institution, USNM), other Demospongiae species were identified (van Soest *et al.*, 1991; Desqueyroux-Faúndez and van Soest, 1996). Van Soest *et al.* (1991) conducted a detailed biogeographical review of the genus *Acarinus* and described the first species of this genus for Peru, which was collected from an intertidal zone. In turn, Desqueyroux-Faúndez and van Soest (1996) described the first two *Myxilla* species, collected during the *Programa Oceanográfico Biológico del Pacífico Este* (East Pacific Oceanographical Biological Program, Sepbop) onboard the R.V. *Anton Bruun* in 1966.

In the last decades, initiatives have been carried out with the purpose to determine the richness of sponges in South America. The EsponjAS project, led by the Brazilian specialist Eduardo Hajdu (*Museu Nacional–Universidade Federal do Rio de Janeiro*, UFRJ), in cooperation with the Belgian biologist Philippe Willenz (*Royal Belgium Institute of Natural Sciences*, RBNSc), aimed to make an inventory of the sponge fauna in poorly explored areas of South America, with a particular interest in the coasts of Argentina and Chile. In 2008, this project expanded its study area to Peru. Almost in parallel, in 2007, the Peruvian-Belgian cooperation project ESPER (Esponjas del Perú) began, which was led by the biologist Yuri Hooker (*Universidad Peruana Cayetano Heredia*) and Philippe Willenz (RBNSc) and funded by the Global Biodiversity Information Facility (GBIF), with the purpose of identifying the sponges of Peru (Aguirre *et al.*, 2011).

Heredia) y Philippe Willenz (RBNSc), con financiamiento de *Global Biodiversity Information Facility* (GBIF), con el fin de identificar las esponjas del Perú (Aguirre *et al.*, 2011).

En el marco de estos proyectos (2007–2009), fueron recolectadas más de 800 muestras de esponjas a lo largo de la costa peruana (ca. 90 localidades), mediante recolección manual en la zona intermareal y buceo semiautónomo y autónomo en la zona submareal (Aguirre *et al.*, 2011; Azevedo *et al.*, 2015). Estos proyectos incluyeron la participación de estudiantes de distintas universidades y profesionales afines a la biología, quienes fueron capacitados en técnicas de recolección y preservación de esponjas; además, algunas estudiantes realizaron pasantías en la UFRJ, financiadas con becas brindadas por el *Consejo Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación Tecnológica* (Concytec) y proyecto ESponjAS. Como resultado de estas iniciativas, se han identificado y descrito 30 especies, integrando abordajes morfológicos que incluyen la caracterización de espículas con auxilio de microscopía electrónica (Aguirre *et al.*, 2011; Hajdu *et al.*, 2015; Recinos *et al.*, 2020; Bispo *et al.*, 2022) y herramientas moleculares como la secuenciación de ADN (Azevedo *et al.*, 2015; Cóndor-Luján *et al.*, 2019). La identificación del material recolectado servirá para la elaboración de una guía de identificación de las esponjas del Perú, a ser publicada próximamente (Ph Willenz, com. pers).

Diversos esfuerzos por conocer los aspectos ecológicos de las esponjas también han sido desarrollados en el Perú, destacando entre ellos, la determinación de la macrofauna asociada (Cóndor *et al.*, 2010) y la interacción erizo-esponja (Aguirre *et al.*, 2011). Por otro lado, el equipo del Laboratorio de Ecología Microbiana de la *Universidad Nacional Mayor de San Marcos* (UNMSM), liderado por el microbiólogo Jorge León, ha realizado estudios para determinar la actividad biológica de actinomicetos asociados a algunas esponjas marinas, obteniéndose resultados promisorios (e.g. León *et al.*, 2015; Lino *et al.*, 2016).

En 2019, la *Universidad Científica del Sur* (Científica) continuó con las investigaciones en Porifera en el Perú, iniciando con la determinación de las esponjas registradas en la Colección Científica de dicha Institución, con financiamiento propio, en el marco del *Proyecto Evaluación de la diversidad de Demospongiae (Phylum Porifera) de las costas central y sur del Perú*; involucrando docentes y estudiantes del Perú, así como, investigadores especialistas extranjeros (Eduardo Hajdu y Philippe Willenz). A finales de 2019, la Científica comenzó la ejecución del subproyecto *Bioprospección de esponjas marinas de las costas central*

Within the framework of these projects (2007–2009), more than 800 sponge samples were collected along the Peruvian coast (ca. 90 localities) by manual collection in the intertidal zone and semi-autonomous diving in the subtidal zone (Aguirre *et al.*, 2011; Azevedo *et al.*, 2015). These projects included the participation of students from different universities and professionals related to the field of biology, who were trained in sponge collection and preservation techniques. In addition, some students did internships in the UFRJ, which were funded with grants provided by the National Council of Science, Technology, and Technological Innovation (*Consejo Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación Tecnológica*, Concytec) and the ESponjAS Project. As a result of these initiatives, 30 species have been identified and described, integrating morphological approaches that include spicule characterization aided by electronic microscopy (Aguirre *et al.*, 2011, Hajdu *et al.*, 2015, Recinos *et al.*, 2020; Bispo *et al.*, 2022) and molecular tools such as DNA sequencing (Azevedo *et al.*, 2015, Cóndor-Luján *et al.*, 2019). Identifying the collected material will be useful for the elaboration of a identification guide of sponges of Peru, which will be published later (Ph. Willenz, pers. comm. 01/2022).

Multiple efforts have been made in Peru to understand the ecological aspects of sponges, among which the determination of their associated macrofauna (Cóndor *et al.*, 2010) and urchin-sponge interaction (Aguirre *et al.*, 2011) can be highlighted. On the other hand, the research group of the Microbial Ecology Laboratory of *Universidad Nacional Mayor de San Marcos* (UNMSM), led by the microbiologist Jorge León, has conducted studies to determine the biological activity of actinomycetes associated with marine sponges and has obtained promising results (see León *et al.*, 2015; Lino *et al.*, 2016).

In 2019, *Universidad Científica del Sur* (Científica) continued its self-funded research on Porifera in Peru, starting with the determination of the sponges recorded in its Scientific Collection, within the framework of the project *Evaluación de la diversidad de Demospongiae (Phylum Porifera) de las costas central y sur del Perú* (Evaluation of the diversity of Demospongiae (Phylum Porifera) in the central and southern coasts of Peru), which involved Peruvian professors and students as well as international specialist researchers (Eduardo Hajdu and Philippe Willenz). In late 2019, Científica began to execute the subproject *Bioprospección de esponjas marinas de las costas central y sur del Perú para obtención de principios*

y sur del Perú para obtención de principios activos, con el objetivo de conocer la riqueza y distribución de esponjas de la costa centro-sur del Perú con potencial antimicrobiano, co-financiado por el Banco Mundial a través del *Programa Nacional de Innovación en Pesca y Acuicultura* (PNIPA) del *Ministerio de la Producción* (Produce), y en colaboración con dos organizaciones sociales de pescadores artesanales (OSPAS), *Cooperativa de Trabajadores Pesqueros Artesanales Algas Marinas* (Cotrapalmar), y *Asociación de Maricultores El Arca de Noé de Marcona*.

En los últimos 15 años, nueve proyectos de investigación que han contado con financiamiento de diversas fuentes han sido desarrollados con esponjas del Perú. Entre estos, cinco corresponden a iniciativas peruanas con interés en la identificación de especies y el potencial biotecnológico de las mismas (Tabla S1). Como resultado de estas iniciativas, nueve artículos han sido publicados en revistas científicas y ca. 26 presentaciones en eventos científicos han sido realizadas (Tabla S2); incluyendo estudiantes del Perú (e.g. Aguirre *et al.*, 2011; Arroyo *et al.*, 2020; Azevedo *et al.*, 2015, Lino *et al.*, 2016).

Riqueza de Esponjas en el Perú

Actualmente, se reconocen más de 9 000 especies de esponjas, organizadas en cuatro clases: Calcarea (8 %), Demospongiae (83 %), Hexactinellida (8 %) y Homoscleromorpha (1 %) (van Soest *et al.*, 2012). Entre ellas, sólo Calcarea incluye especies con esqueleto compuesto exclusivamente por espículas de carbonato de calcio e.g. diactinas, triactinas, tetractinas y pentactinas (Manuel *et al.*, 2002; Rossi *et al.*, 2006), y presenta los cinco tipos de sistema acuífero conocidos en Porifera: asconoide, leuconoide, siconoide, sileibide y solenoide (Cavalcanti y Klautau, 2011). A diferencia de Calcarea, las esponjas de Demospongiae presentan diversidad de colores y están adaptadas también a ambientes dulceacuícolas, incluyendo algunas lagunas altoandinas en el Perú (Boury-Esnault y Volkmer-Ribeiro, 1991). Hexactinellida incluye esponjas que se caracterizan por presentar células que forman tejidos sincitiales y en su mayoría, presentan distribución restringida a aguas profundas (200–6 000 m). Sólo las especies de Homoscleromorpha presentan membrana basal, pinacocitos flagelados y espículas de sílice con simetría tetraxónica (Gazave *et al.*, 2012). Además, al igual que Calcarea, las esponjas Homoscleromorpha habitan frecuentemente lugares protegidos de la luz, como cavidades en paredes verticales o se encuentran debajo de las rocas (Pérez *et al.*, 2017). Asimismo, se reconoce también la clase Archaeocyatha, que incluye especies extintas que presentaban

activos (Bioprospection of marine sponges in the central and southern coasts of Peru to obtain active principles), with the purpose of understanding the richness and distribution of sponges with microbial potential in Peru's central-southern coast. This subproject was co-funded by the World Bank through the *National Program for Innovation in Fisheries and Aquiculture* (PNIPA) of the *Ministry of Production* (Produce), as well as in collaboration with two social organizations of artisan fishermen (OSPAS): *Cooperativa de Trabajadores Pesqueros Artesanales Algas Marinas* (Cotrapalmar) and *Asociación de Maricultores El Arca de Noé de Marcona*.

During the last 15 years, nine research projects funded by various sources have been developed with Peruvian sponges. Among these, five correspond to Peruvian initiatives with an interest in identifying species and their biotechnological potential (Table S1). As a result of these initiatives, nine papers have been published in scientific journals, and ca. 26 presentations have been given at scientific events (Table S2), including Peruvian students (e.g., Aguirre *et al.*, 2011; Azevedo *et al.*, 2015; Lino *et al.*, 2016; Arroyo *et al.*, 2020).

Sponge richness in Peru

More than 9,000 sponge species are currently recognized, which are organized into four classes: Calcarea (8 %), Demospongiae (83 %), Hexactinellida (8 %), and Homoscleromorpha (1 %) (van Soest *et al.*, 2012). Among them, only Calcarea includes species with a skeleton composed exclusively of calcium carbonate spicules, e.g., diactines, triactines, tetractines, and pentactines (Manuel *et al.*, 2002; Rossi *et al.*, 2006) and has the five types of aquiferous systems known for Porifera: asconoid, leuconoid, syconoid, sylleibid, and solenoid (Cavalcanti and Klautau, 2011). Unlike Calcarea, Demospongiae sponges have a diversity of colors and are adapted to freshwater environments, including some high Andean lagoons in Perú (Boury-Esnault and Volkmer-Ribeiro, 1991). Hexactinellida includes sponges characterized by having cells that form syncytial tissue, and most of them, present a distribution restricted to deep waters (200–6,000 m). Only Homoscleromorpha have basal membrane, flagellate pinacocytes, and silica spicules with tetraxonic symmetry (Gazave *et al.*, 2012). Moreover, just as Calcarea, Homoscleromorpha sponges often inhabit places that are protected from light such as cavities in vertical walls or under rocks (Pérez *et al.*, 2017). Furthermore, the class Archaeocyatha is also recognized, which includes extinct

forma de cono invertido y esqueleto basal de carbonato de calcio y formaron arrecifes durante el Cambriano (Debrenne *et al.*, 2002).

Para el Perú, se han registrado 46 especies de esponjas distribuidas en tres de las cinco clases conocidas en este filo (Tabla 1). La Clase Demospongiae lidera la lista con 10 familias, 14 géneros y 27 especies. A la fecha, es el género *Haliclona* de la familia Chalinidae (orden Haplosclerida) el que alberga el mayor número de especies ($n = 10$; Bispo *et al.*, 2022). Los géneros *Chalinula*, *Eurypon*, *Hamacantha* y *Myxila* incluyen dos especies; en cuanto que, los restantes nueve presentan apenas una especie (Tabla S3). Estas esponjas han sido encontradas en distintos hábitats y a variadas profundidades. Entre ellas, 21 han sido encontradas asociadas a sustrato duro, a profundidades entre 0 y 40 m; dos fueron recolectadas en sustrato areno-fangoso, a más de 200 m (Desqueyroux-Faúndez y van Soest, 1996); y una pertenece al Lago Titicaca (3 812 m.s.n.m, Boury-Esnault y Volkmer-Ribeiro, 1991). Recientemente, dos especies han sido halladas sobre las raíces de los mangles de Tumbes (Bispo *et al.*, 2022). Sobre su distribución geográfica, 23 especies han sido registradas únicamente en el Perú y las restantes cuatro presentan afinidades con localidades vecinas. *Acarinus peruanus* van Soest, Hooper & Hiemstra, 1991 ha sido encontrada también en las Islas Galápagos (Desqueyroux-Faúndez y van Soest, 1997) y el Pacífico mexicano (Aguilar-Camacho *et al.*, 2013). *Hamacantha (Zygherpe) hyaloderma* (Laubenfels, 1932) y *Johannesia reticulosa* (Thiele, 1905) fueron previamente descritas para California (de Laubenfels, 1932) y Chile (Thiele, 1905), respectivamente. *Balliviaspongia wirrmanni* Boury-Esnault y Volkmer-Ribeiro, 1991 es compartida con Bolivia (Lago Titicaca).

En cuanto a la Clase Calcarea, se han registrado tres familias, seis géneros y 10 especies (Tabla S3), ubicadas a profundidades entre el intermareal y los 30 m, y en hábitats protegidos de la luz (Azevedo *et al.*, 2015; Cóndor-Luján *et al.*, 2019). Siete especies son preliminarmente consideradas endémicas del Perú, y entre estas, *Arturia spiralatta* y *Clathrina peruana* presentan mayor ámbito de distribución. *Clathrina aurea* y *Ernstia tetractina* fueron descritas por primera vez para la costa sureste brasileña (Solé-Cava *et al.*, 1991) y actualmente, presentan distribución anfi-americana (Azevedo *et al.*, 2015) incluyendo el mar Caribe para *C. aurea* (Fontana *et al.*, 2018; Cóndor-Luján *et al.*, 2021). *Clathrina antofagastensis* presenta la mayor distribución en la costa Pacífica, desde la Península Mejillones (Chile, Azevedo *et al.*, 2009) hasta Bahía de Sechura (Perú, Azevedo *et al.*, 2015).

species with an inverted cone shape and a calcium carbonate basal skeleton. These species formed reefs during the Cambrian period (Debrenne *et al.*, 2002).

For Peru, 46 sponge species have been reported which are distributed in three out of the five classes known for this phylum (Table 1). Class Demospongiae leads the list with 10 families, 14 genera, and 27 species. To date, the genus *Haliclona* of the family Chalinidae (order Haplosclerida) harbors the greatest number of species ($n = 10$; Bispo *et al.*, 2022). The genera *Chalinula*, *Eurypon*, *Hamacantha*, and *Myxila* include two species, while the remaining nine comprise only one species (Table S3). These sponges have been found in different habitats and at various depths. Among them, 21 have been found associated with hard substrate, at depths between 0 and 40 m; two of them were collected from sandy and muddy substrates more than 200 m depth (Desqueyroux-Faúndez and van Soest, 1996); and one of them belongs to the Titicaca Lake (3,812 masl, Boury-Esnault and Volkmer-Ribeiro, 1991). Recently, two species have been found on the roots of the mangroves in Tumbes (Bispo *et al.*, 2022). Regarding their geographical distribution, 23 species have been recorded only for Peru, and the remaining four are related to neighboring localities. *Acarinus peruanus* van Soest, Hooper & Hiemstra, 1991 has been also found in the Galapagos Islands (Desqueyroux-Faúndez and van Soest, 1997) and in the Mexican Pacific (Aguilar-Camacho *et al.*, 2013). *Hamacantha (Zygherpe) hyaloderma* (Laubenfels, 1932) and *Johannesia reticulosa* (Thiele, 1905) were previously described for California (de Laubenfels, 1932) and Chile (Thiele, 1905), respectively. *Balliviaspongia wirrmanni* Boury-Esnault and Volkmer-Ribeiro, 1991 is shared with Bolivia (Titicaca Lake).

As for the class Calcarea, three families, six genera, and 10 species have been recorded (Table S3), located at depths between the intertidal zone and 30 m, as well as in habitats protected from light (Azevedo *et al.*, 2015; Cóndor-Luján *et al.*, 2019). Seven species are preliminarily considered to be endemic to Peru, and, among these, *Arturia spiralatta* and *Clathrina peruana* show the greatest distribution. *Clathrina aurea* and *Ernstia tetractina* were first described for the Brazilian southeastern coast (Solé-Cava *et al.*, 1991) and currently have an anphi-american distribution (Azevedo *et al.*, 2015), including the Caribbean Sea for *C. aurea* (Fontana *et al.*, 2018; Cóndor-Luján *et al.*, 2021). *Clathrina antofagastensis* reports the greatest distribution in the Pacific coast, from the Mejillones Peninsula (Chile, Azevedo *et al.*, 2009) to Sechura Bay (Perú, Azevedo *et al.*, 2015).

La Clase Hexactinellida incluye cuatro familias, cinco géneros y nueve especies (Tabla 1). Estas especies fueron recolectadas en localidades alejadas de la costa, a profundidades mayores a 4 000 m, durante la Expedición *Albatross* (1904–1905). Cuatro especies han sido únicamente encontradas durante dicha expedición, y las cinco restantes presentan una distribución más amplia (von Lendenfeld, 1915; Lévi, 1964; Koltun, 1970; Kersken *et al.*, 2018; O'Hara *et al.*, 2020).

Tabla 1. Número de familias, géneros y especies de esponjas registradas para el Perú, organizadas según la clase a la que pertenecen. Se incluye el porcentaje representativo para cada categoría taxonómica en el Perú y el mundo.

Clase / Class	Categoría taxonómica / Taxonomic category						Porcentaje global de especies / Global species percentage*
	Familia / Family		Género / Genus		Especies / Species		
	#	%	#	%	#	%	
Demospongiae	10	62.5 %	14	56.0 %	27	58.7 %	83 %
Calcarea	3	18.75 %	6	24.0 %	10	21.7 %	8 %
Hexactinellida	3	18.75 %	5	20.0 %	9	19.6 %	8 %
Homoscleromorpha	0	0.00 %	0	0 %	0	0.00 %	1 %
Total	16	100 %	25	100 %	46	100 %	100 %

*van Soest *et al.* (2012).

Potencial antibacteriano de las esponjas registradas para el Perú

A la fecha, el potencial antimicrobiano de las esponjas del Perú aún no ha sido objeto de estudio. Sin embargo, considerando los 25 géneros registrados para el país, 11 de estos albergan por lo menos 36 especies que han demostrado actividad antimicrobiana. A partir de los extractos orgánicos de estas especies, recolectadas en la Antártida, Atlántico Norte (Francia, Irlanda), Pacífico Oeste (Indonesia) y en otras localidades, se han aislado varios principios activos (Tabla 2).

Haliclona es el género que presenta el mayor número de investigaciones ($n = 13$) sobre actividad antibacteriana comprobada. Se ha demostrado su efecto frente a 20 bacterias Gram positivas y 20 Gram negativas, atribuido a la presencia de esteroides y alcaloides (Cheng *et al.*, 2013; Viegelmann *et al.*, 2014; Shushizadeh *et al.*, 2018; Kaplan *et al.*, 2021). Además, se han obtenido algunos metabolitos secundarios como la Haliciclamina A (Arai *et al.*, 2008), Haliclonaciclaminas A y B (Arai *et al.*, 2009) y Haliclonaciclaminas A–C (Maarisit *et al.*, 2017). *Clathria* es el segundo género más

The class Hexactinellida includes four families, five genera, and nine species (Table 1). The species were collected in localities far from the coast at depths greater than 4,000 m during the *Albatross* expedition (1904–1905). Four species were found only once during this expedition, and the remaining five have a greater distribution (von Lendenfeld, 1915; Lévi, 1964; Koltun, 1970; Kersken *et al.*, 2018; O'Hara *et al.*, 2020).

Table 1. Number of sponge families, genera, and species reported for Peru, organized according to their class. The representative percentage is included for each taxonomic category in Peru and the world.

Antibacterial potential of sponges registered for Peru

To date, the antimicrobial potential of sponges in Peru has not been yet object of study. However, considering the 25 genera reported for the country, 11 of these harbor at least 36 species that have shown antimicrobial activity. From the organic extracts of these species, collected in the Antarctic, Northern Atlantic (France, Ireland), Western Pacific (Indonesia), and other localities, several active principles have been isolated (Table 2).

Haliclona is the genus with the greatest number of studies on proven antibacterial activity ($n = 13$). Its effect against 20 Gram-positive and 20 Gram-negative bacteria has been demonstrated, which is attributed to the presence of sterols and alkaloids (Cheng *et al.*, 2013; Viegelmann *et al.*, 2014; Shushizadeh *et al.*, 2018; Kaplan *et al.*, 2021). Moreover, some secondary metabolites have been obtained, such as Halicyclamine A (Arai *et al.*, 2008), Haliclonacyclamines A and B (Arai *et al.*, 2009), and Haliclonacyclamines A–C (Maarisit *et al.*, 2017). *Clathria* is the second most studied genus, with 11 species recorded which show inhibitory action against five Gram-positive and eight Gram-negative bacteria.

estudiado, habiéndose registrado 11 especies con acción inhibitoria para cinco bacterias Gram positivas y ocho Gram negativas. Se ha logrado aislar un considerable número de compuestos, destacando la Mirabilina G (Capon *et al.*, 2001), Pseudoanquinazinas A y C (Zuleta *et al.*, 2002), Microcionamidas A y B (Davis *et al.*, 2004), Araiosaminas A y D (Wei *et al.*, 2011), Clatrimidas A y B (Gupta *et al.*, 2012), Gombaespiroacetales A–C, Fortona, Anselona C, Saponina gombasida A (Woo *et al.*, 2015), Crambescidina 800 (Sun *et al.*, 2015) y Clatruoato (Sahidin *et al.*, 2018). En *Dysidea*, se reconocen cuatro especies que poseen acción bactericida frente a 10 bacterias (Gram positivas y negativas), y entre ellas, dos producen bromofenoles frente a *Escherichia coli* (Migula 1895) Castellani and Chalmers 1919, *Salmonella* sp. y *Staphylococcus aureus* (Sun *et al.*, 2015). Dos especies de *Ciocalypta* y *Myxilla* han evidenciado actividad antibacteriana; resaltando la de *C. penicillus* Bowerbank, 1862 sobre *Aeromonas hydrophila* (Chester 1901) Stanier 1943 (Ibrahim *et al.*, 2018) y la de *M. (Myxilla) incrustans* (Johnston, 1842) sobre *Mycobacterium tuberculosis* (Encarnación *et al.*, 2000), *Listonella anguillarum* corrig. (Bergman 1909) MacDonell and Colwell 1986 (Tadesse *et al.*, 2008), *S. pseudintermedius* Devriese *et al.* 2005 y *S. saprophyticus* (Fairbrother 1940) Shaw *et al.* 1951 (Berne *et al.*, 2015). *Niphates* contiene un grupo de alcaloides alquilpiridínicos denominados nifatesinas, que actúan contra *Bacillus subtilis* (Ehrenberg 1835) Cohn 1872 y *S. aureus* (Kobayashi *et al.*, 1992) y su extracto inhibe el crecimiento de *E. coli* y *B. subtilis* (Warsidah *et al.*, 2020). Se han aislado compuestos como Hamacantinas A y B y Acarnidina, con efecto sobre *B. subtilis* a partir de especies de *Hamacantha* y *Acarnus*, respectivamente (Gunasekera *et al.*, 1994), Bromotirosina y Ciclosteletaminas con acción sobre *M. tuberculosis* y *S. aureus* a partir de *Pachychalina* (de Oliveira *et al.*, 2006, 2007). En cuanto a la clase Calcarea, se destaca *Clathrina* que presenta actividad antibacteriana frente a *E. coli* y *S. aureus* (Quévrain *et al.*, 2014).

Estos resultados sugieren la existencia de un alto potencial de las especies co-genéricas peruanas como fuente de biocompuestos o metabolitos antibacterianos. Asimismo, es probable que, las especies peruanas que se encuentran en proceso de descripción (Tabla 2), evidencien aplicabilidad de interés farmacéutico, destacando la actividad antimicrobiana.

En este contexto, se evidencia el potencial biotecnológico del Perú, donde se pueden identificar oportunidades de investigación, innovación y negocios para las industrias pesquera, acuícola y farmacéutica. No obstante,

A significant number of compounds has been isolated, among which the following stand out: Mirabilin G (Capon *et al.*, 2001), Pseudoanchnazines A and C (Zuleta *et al.*, 2002), Microcionamides A and B (Davis *et al.*, 2004), Araiosamines A and D (Wei *et al.*, 2011), Clathrimides A and B (Gupta *et al.*, 2012), Gombaspiroketal A–C, Phorone, Ansellone C, Saponin gombaside A (Woo *et al.*, 2015), Crambescidin 800 (Sun *et al.*, 2015), and Clathruoate (Sahidin *et al.*, 2018). In *Dysidea*, four species are recognized which have bactericidal action against 10 bacteria (Gram positive and negative), and, among them, two produce bromophenols against *Escherichia coli* (Migula 1895) Castellani and Chalmers 1919, *Salmonella* sp., and *Staphylococcus aureus* (Sun *et al.*, 2015). Two *Ciocalypta* and *Myxilla* species have evidenced antibacterial activity, highlighting that of *C. penicillus* Bowerbank, 1862 against *Aeromonas hydrophila* (Chester 1901) Stanier 1943 (Ibrahim *et al.*, 2018) and that of *M. (Myxilla) incrustans* (Johnston, 1842) against *Mycobacterium tuberculosis* (Encarnación *et al.*, 2000), *Listonella anguillarum* corrig. (Bergman 1909) MacDonell and Colwell 1986 (Tadesse *et al.*, 2008), *S. pseudintermedius* Devriese *et al.* 2005, and *S. saprophyticus* (Fairbrother 1940) Shaw *et al.* 1951 (Berne *et al.*, 2015). *Niphates* contains a group of pyridine alkaloids named Niphatesines, which act against *Bacillus subtilis* (Ehrenberg 1835) Cohn 1872 and *S. aureus* (Kobayashi *et al.*, 1992). Furthermore, its extract inhibits the growth of *E. coli* and *B. subtilis* (Warsidah *et al.*, 2020). Compounds such as Hamacanthines A and B and Acarnidines have been isolated, with effects against *B. subtilis*, from *Hamacantha* and *Acarnus* species, respectively (Gunasekera *et al.*, 1994); and Bromotyrosine and Cyclostelletamines, with action against *M. tuberculosis* and *S. aureus*, from *Pachychalina* (de Oliveira *et al.*, 2006, 2007). As for the class Calcarea, *Clathrina* is highlighted, with antibacterial activity against *E. coli* and *S. aureus* (Quévrain *et al.*, 2014).

These results suggest the potential of the Peruvian congeneric species as a source of biocompounds or antibacterial metabolites. In the same way, it is likely that Peruvian species that are currently being described (Table 2) evidence an applicability of pharmaceutical interest, highlighting antimicrobial activity.

In this context, the biotechnological potential of Peru is evidenced, where opportunities for research, innovation, and business for the fishing, aquaculture, and pharmaceutical industries can be identified. Nevertheless, the development of bio-businesses focused on the search for bio-products derived from aquatic species must involve technological plans

el desarrollo de bionegocios enfocado en la búsqueda de bioproductos derivados de especies acuáticas debe involucrar planes tecnológicos que estén acompañados del desarrollo de capacidades e infraestructura instalada, interacción de grupos de trabajo, convenios nacionales e internacionales de instituciones y empresas involucradas, que orienten el aprovechamiento y valorización de recursos, como las esponjas marinas, desde una visión sostenible que proteja la biodiversidad, y contribuya al desarrollo socioeconómico del país.

accompanied by the development of capabilities and installed infrastructure, networking, and national and international agreements celebrated by the institutions and companies involved, which guide the utilization and valorization of resources, such as the marine sponges, under a sustainable perspective that protects biodiversity and contributes to the country's socioeconomic development.

Tabla 2. Especies de esponjas con actividad antimicrobiana comprobada, a partir de los géneros registrados para el Perú, detallando (cuando posible) localidad de recolecta, compuesto o fracción aislada, composición de extracto y actividad antibacteriana. Bacteria Gram Positiva = (+), Bacteria Gram Negativa = (-).

Table 2. Sponge species with proven antimicrobial activity from genera reported for Peru, with details (if possible) on the collection locality, the compound or isolated fraction, the composition of the extract, and the antibacterial activity. Gram-positive bacterium = (+), Gram-negative bacterium = (-).

Especies / Species	Localidad de recolecta / Collection locality	Compuesto o fracción aislada / Compound or isolated fraction	Extracto / Extract	Actividad antibacteriana / Antibacterial activity	Referencia / Reference
Clase / Class Calcarea Subclase / Subclass Calcinea Orden / Order Clathrinida Familia / Family Clathrinidae Género / Genus <i>Clathrina</i>					
<i>clathrus</i>	Francia (costa de Marsella) / France (coast of Marseille)	Clatridina / Clathridine	Cloroformo + metanol / Chloroform + methanol	<i>Escherichia coli</i> ⁽⁺⁾ <i>Staphylococcus aureus</i> ⁽⁺⁾	Quévrain <i>et al.</i> , 2014
Clase / Class Demospongiae Subclase / Subclass Heteroscleromorpha Orden / Order Haplosclerida Familia / Family Chalinidae Género / Genus <i>Chalinula</i>					
<i>molitba</i> (figura como / registered as <i>Haliclona crassiloba</i>)	China	Halicrasteroles (esteroles polihidroxilados) / Halicrasterols (polyhydroxylated sterols)	Diclorometano + metanol / Dichloromethane + methanol	<i>Bacillus licheniformis</i> ⁽⁺⁾ <i>Bacillus subtilis</i> ⁽⁺⁾ <i>Enterococcus faecalis</i> ⁽⁺⁾ <i>Escherichia coli</i> ⁽⁺⁾ <i>Staphylococcus aureus</i> ⁽⁺⁾	Cheng <i>et al.</i> , 2013
<i>molitba</i> (figura como / registered as <i>Haliclona molitba</i>)	Indonesia	No precisa / Not specified	Metanol / Methanol	<i>Bacillus cereus</i> ⁽⁺⁾ <i>Staphylococcus aureus</i> ⁽⁺⁾	Hutagalung <i>et al.</i> , 2014
Género / Genus <i>Haliclona</i> Subgénero / Subgenus <i>Haliclona (Halichoelona)</i>					
<i>fulva</i>	Italia	Acetilenos polioxygenados / Polyoxygenated acetylenes	Butanol	<i>Bacillus subtilis</i> ⁽⁺⁾	Nuzzo <i>et al.</i> , 2012
sp.	Brasil / Brazil		Hexano, diclorometano, metanol / Hexane, dichloromethane, methanol	<i>Enterococcus faecalis</i> ⁽⁺⁾ <i>Escherichia coli</i> ⁽⁺⁾ <i>Staphylococcus aureus</i> ⁽⁺⁾	Bianco <i>et al.</i> , 2013



Especies / Species	Localidad de recolecta / Collection locality	Compuesto o fracción aislada / Compound or isolated fraction	Extracto / Extract	Actividad antibacteriana / Antibacterial activity	Referencia / Reference
Subgénero / Subgenus <i>Haliclona</i> (<i>Haliclona</i>)					
<i>simulans</i>	Irlanda / Ireland	Esteroles (esteroides) / Sterols (steroids)	Acetona, metanol / Acetone, methanol	<i>Mycobacterium marinum</i> ⁽⁺⁾	Viegelmann <i>et al.</i> , 2014
Subgénero / Subgenus <i>Haliclona</i> (<i>Reniera</i>)					
<i>fascigera</i>	Indonesia	No precisa / Not specified	Hexano, etanoato de etilo, acetona / Hexane, ethyl acetate, acetone	<i>Vibrio alginolyticus</i> ⁽⁻⁾ <i>Vibrio harveyi</i> ⁽⁻⁾ <i>Vibrio parahaemolyticus</i> ⁽⁻⁾	Latifah <i>et al.</i> 2021
Subgénero / Subgenus <i>Haliclona</i> (<i>Rhizoniera</i>)					
<i>curacaoensis</i>	México (costa Atlántica) / Mexico (Atlantic coast)	No precisa / Not specified	Diclorometano + metanol / Dichloromethane + methanol	<i>Acinetobacter baumannii</i> ⁽⁺⁾ <i>Klebsiella pneumoniae</i> ⁽⁻⁾ <i>Pseudomonas aeruginosa</i> ⁽⁻⁾ <i>Staphylococcus aureus</i> ⁽⁺⁾	Pech-Puch <i>et al.</i> 2020
<i>dancoi</i>	Antártida / Antarctica	No precisa / Not specified	Metanol / Methanol	<i>Klebsiella pneumoniae</i> ⁽⁻⁾ <i>Pseudomonas putida</i> ⁽⁻⁾ <i>Vibrio alginolyticus</i> ⁽⁻⁾	McClintock y Gauthier, 1992
<i>viscosa</i>	Noruega / Norway	No precisa / Not specified	Metanol / Methanol	<i>Colwellia</i> spp. ⁽⁻⁾ <i>Planococcus</i> spp. ⁽⁺⁾ <i>Polaribacter</i> sp. ⁽⁻⁾ <i>Pseudoalteromonas</i> sp. ⁽⁻⁾ <i>Psychrobacter</i> spp. ⁽⁻⁾	Lippert <i>et al.</i> , 2003
		Alcaloides alquilpiridínicos / Pyridine alkaloids	Butanol	<i>Enterococcus faecalis</i> ⁽⁺⁾ <i>Escherichia coli</i> ⁽⁻⁾ <i>Pseudomonas aeruginosa</i> ⁽⁻⁾ <i>Staphylococcus aureus</i> ⁽⁺⁾ <i>Streptococcus mutans</i> ⁽⁺⁾	Kaplan <i>et al.</i> , 2021
Subgénero / Subgenus <i>Haliclona</i> (<i>Soestella</i>)					
<i>caerulea</i>	Irán-Golfo Pérsico / Iran-Persian Gulf	No precisa / Not specified	Metanol / Methanol	<i>Bacillus subtilis</i> ⁽⁺⁾ <i>Staphylococcus aureus</i> ⁽⁺⁾	Karimpoor <i>et al.</i> , 2018
	México (costa Pacífica) / Mexico (Pacific coast)	No precisa / Not specified	Metanol / Methanol	<i>Bacillus pumilus</i> ⁽⁺⁾ <i>Bacillus subtilis</i> ⁽⁺⁾ <i>Flavobacterium</i> sp. ⁽⁻⁾ <i>Micrococcus</i> sp. ⁽⁺⁾ <i>Pseudoalteromonas</i> sp. ⁽⁻⁾ <i>Vibrio</i> sp. ⁽⁻⁾	Sánchez-Lozano <i>et al.</i> , 2019
<i>Haliclona</i> sp.	Antártida / Antarctica	No precisa / Not specified	Metanol / Methanol	<i>Klebsiella pneumoniae</i> ⁽⁻⁾ <i>Pseudomonas putida</i> ⁽⁻⁾ <i>Serratia rubidaea</i> ⁽⁻⁾	McClintock y Gauthier, 1992
			Etanol / Ethanol	<i>Acinetobacter baumannii</i> ⁽⁺⁾ <i>Escherichia coli</i> ⁽⁻⁾ <i>Klebsiella pneumoniae</i> ⁽⁻⁾ <i>Pseudomonas</i> spp. ⁽⁻⁾ <i>Salmonella enterica</i> ⁽⁻⁾ <i>Staphylococcus aureus</i> ⁽⁺⁾ <i>Staphylococcus pseudintermedius</i> ⁽⁺⁾ <i>Staphylococcus saprophyticus</i> ⁽⁺⁾	Berne <i>et al.</i> , 2015

Especies / Species	Localidad de recolecta / Collection locality	Compuesto o fracción aislada / Compound or isolated fraction	Extracto / Extract	Actividad antibacteriana / Antibacterial activity	Referencia / Reference
<i>Haliclona</i> sp.	Indonesia	Haliciclamina A / Halicyclamine A	Metanol / Methanol	<i>Mycobacterium aurum</i> ⁽⁺⁾ <i>Mycobacterium avium</i> ⁽⁺⁾ <i>Mycobacterium fortuitum</i> ⁽⁺⁾ <i>Mycobacterium intracellulare</i> ⁽⁺⁾ <i>Mycobacterium kansasii</i> ⁽⁺⁾ <i>Mycobacterium tuberculosis</i> ⁽⁺⁾	Arai <i>et al.</i> , 2008
		Haliclonaciclaminas A y B / Haliclonacyclamines A and B	Metanol / Methanol	<i>Mycobacterium bovis</i> ⁽⁻⁾ <i>Mycobacterium smegmatis</i> ⁽⁻⁾	Arai <i>et al.</i> , 2009
		Haliclonaciclaminas A, B y C / Haliclonacyclamines A, B and C	Etanol / Ethanol	<i>Mycobacterium smegmatis</i> ⁽⁺⁾	Maarisit <i>et al.</i> , 2017
<i>Haliclona</i> sp.	Irán / Iran	No precisa / Not specified	Metanol, éter etílico / Methanol, ethyl ether	<i>Bacillus subtilis</i> spizizen ⁽⁺⁾ <i>Escherichia coli</i> ⁽⁻⁾ <i>Staphylococcus aureus aureus</i> ⁽⁺⁾	Nazemi <i>et al.</i> , 2014
		Esteroles (esteroides), componentes aromáticos / Sterols (steroids) Aromatic components	Éter etílico / Ethyl ether	<i>Bacillus subtilis</i> ⁽⁺⁾ <i>Escherichia coli</i> ⁽⁻⁾ <i>Staphylococcus aureus</i> ⁽⁺⁾ <i>Pseudomonas aeruginosa</i> ⁽⁻⁾	Shushizadeh <i>et al.</i> , 2018
	Korea	Bis 1,3 dialquilpiridinos cíclicos / Bis 1,3 cyclic dialkylpyridines	Diclorometano + metanol / Dichloromethane + methanol	<i>Bacillus subtilis</i> ⁽⁺⁾ <i>Escherichia coli</i> ⁽⁻⁾ <i>Micrococcus luteus</i> ⁽⁺⁾ <i>Proteus vulgaris</i> ⁽⁻⁾ <i>Salmonella typhimurium</i> ⁽⁻⁾ <i>Staphylococcus aureus</i> ⁽⁺⁾	Lee <i>et al.</i> , 2012
Género / Genus <i>Niphates</i>					
sp.	Japón / Japan	Nifatesinas (alcaloides) / Niphatesines (alkaloids)	Metanol / Methanol	<i>Bacillus subtilis</i> ⁽⁺⁾ <i>Staphylococcus aureus</i> ⁽⁺⁾	Kobayashi <i>et al.</i> , 1992
	Indonesia	No precisa / Not specified	Sulfato de amonio / Ammonium sulfate	<i>Escherichia coli</i> ⁽⁻⁾ <i>Bacillus subtilis</i> ⁽⁺⁾	Warsidah <i>et al.</i> , 2020
Género / Genus <i>Pachychalina</i>					
sp.	Brasil / Brazil	Bromotirosina / Bromotyrosine	Metanol / Methanol	<i>Mycobacterium tuberculosis</i> ⁽⁺⁾	de Oliveira <i>et al.</i> , 2006
		Ciclosteletaminas / Cyclostelletamines	Butanol	<i>Mycobacterium tuberculosis</i> ⁽⁺⁾ <i>Staphylococcus aureus</i> ⁽⁺⁾	de Oliveira <i>et al.</i> , 2007
Orden / Order Merliida Merliida Familia / Family Hamacanthidae Género / Genus <i>Hamacantha</i>					
sp.	Portugal	Hamacantinas A y B (alcaloides) / Hamacanthines A and B (alkaloids)	Etanol / Ethanol	<i>Bacillus subtilis</i> ⁽⁺⁾	Gunasekera <i>et al.</i> , 1994



Especies / Species	Localidad de recolecta / Collection locality	Compuesto o fracción aislada / Compound or isolated fraction	Extracto / Extract	Actividad antibacteriana / Antibacterial activity	Referencia / Reference
Orden / Order Poecilosclerida					
Familia / Family Acarnidae					
Género / Genus <i>Acarnus</i>					
<i>erithacus</i>	Estados Unidos (Golfo de California) / United States (Gulf of California)	Acarnidinas / Acarnidines	Tolueno + metanol / Toluene + methanol	<i>Bacillus subtilis</i> ⁽⁺⁾	Carter y Rinehart, 1978
<i>innominatus</i>	Colombia		Cloroformo, etanol / Chloroform, ethanol	<i>Bacillus subtilis</i> ⁽⁺⁾ <i>Staphylococcus aureus</i> ⁽⁺⁾	de Silvestri <i>et al.</i> , 1994
Familia / Family Microcionidae					
Género / Genus <i>Clathria</i>					
Subgénero / Subgenus <i>Clathria (Clathria)</i>					
<i>basilana</i>	Indonesia	Fracción proteica / Protein fraction	Metanol / Methanol	<i>Escherichia coli</i> ⁽⁺⁾ <i>Klebsiella pneumoniae</i> ⁽⁺⁾ <i>Pseudomonas aeruginosa</i> ⁽⁺⁾ <i>Staphylococcus aureus</i> ⁽⁺⁾	Cita <i>et al.</i> , 2017
<i>compressa</i>	Estados Unidos (Florida) / United States (Florida)	Clatruoato (terpenoides bicíclicos C21) Clatrimidas A y B (derivados de N-acil taurina) / Clathruoate (bicyclic terpenoids C21) Clathrimides A and B (derived from N-acyl taurine)	Metanol / Methanol	<i>Staphylococcus aureus</i> ⁽⁺⁾	Gupta <i>et al.</i> , 2012
<i>gombawuiensis</i>	Corea / Korea	Gombaespiroacetales A-C, forona (diisopropilideno acetona B), anselona C, saponina gombasida A / Gombaespiroketal A-C, phorone (diisopropylidene acetone B), ansellone C, saponin gombaside A	Metanol / Methanol	<i>Staphylococcus aureus</i> ⁽⁺⁾ <i>Bacillus subtilis</i> ⁽⁺⁾ <i>Kocuria rhizophila</i> ⁽⁺⁾ <i>Escherichia coli</i> ⁽⁺⁾ <i>Salmonella enterica</i> ⁽⁺⁾ <i>Proteus hauseri</i> ⁽⁺⁾	Woo <i>et al.</i> , 2014
<i>gorgonioides</i>	India	No precisa / Not specified	Metanol, metanol + diclorometano / Methanol, methanol + dichloromethane	<i>Bacillus subtilis</i> ⁽⁺⁾ <i>Bacillus cereus</i> ⁽⁺⁾ <i>Pseudomonas aeruginosa</i> ⁽⁺⁾	Selvin y Lipton, 2004
<i>indica</i>	India	Péptidos / Peptides	Metanol / Methanol	<i>Lactobacillus vulgaris</i> ⁽⁺⁾ <i>Escherichia coli</i> ⁽⁺⁾ <i>Salmonella typhi</i> ⁽⁺⁾ <i>Proteus mirabilis</i> ⁽⁺⁾	Duraikannu <i>et al.</i> , 2009
			Metanol, cloroformo, n-Butanol / Methanol, chloroform, n-Butanol	<i>Escherichia coli</i> ⁽⁺⁾ <i>Lactobacillus vulgaris</i> ⁽⁺⁾ <i>Salmonella typhi</i> ⁽⁺⁾ <i>Proteus mirabilis</i> ⁽⁺⁾	Ravichandran <i>et al.</i> , 2011
Subgénero / Subgenus <i>Clathria (Thalysias)</i>					
<i>abietina</i>	Filipinas / Philippines	Microcionamidas A y B / Microcionamides A and B	Metanol / Methanol	<i>Mycobacterium tuberculosis</i> ⁽⁺⁾	Davis <i>et al.</i> , 2004
<i>araiosa</i>	Vanuatu	Araiosaminas A y D / Araiosamines A and D	Metanol / Methanol	<i>Staphylococcus aureus</i> ⁽⁺⁾	Wei <i>et al.</i> , 2011

Especies / Species	Localidad de recolecta / Collection locality	Compuesto o fracción aislada / Compound or isolated fraction	Extracto / Extract	Actividad antibacteriana / Antibacterial activity	Referencia / Reference
<i>cervicornis</i>	Estados Unidos / United States	Crumbescidina 800 / Crumbescidin 800	Metanol / Methanol	<i>Pseudomonas aeruginosa</i> ⁽⁺⁾ <i>Acinetobacter baumannii</i> ⁽⁺⁾ <i>Klebsiella pneumoniae</i> ⁽⁺⁾	Sun <i>et al.</i> , 2015
<i>reinwardtii</i>	No precisa / Not specified	Fracción proteica / Protein fraction	Metanol / Methanol	<i>Escherichia coli</i> ⁽⁺⁾	Cita <i>et al.</i> , 2017
<i>vulpina</i> (figura como / registered as <i>C. frondifera</i>)	India	26, 26-Dimetil-5,24 (28) -ergostadien-3a-ol 2-Terc-butil-4-isopropil-5-metilfenol E-15-Heptadecenal / 26, 26-Dimethyl-5,24 (28) -ergostadien-3a-ol 2-Terc-butyl-4-isopropyl-5-methylphenol E-15-Heptadecenal	Metanol / Methanol	<i>Bacillus subtilis</i> ⁽⁺⁾ <i>Staphylococcus aureus</i> ⁽⁺⁾ <i>Escherichia coli</i> ⁽⁺⁾	Saravanakumar <i>et al.</i> , 2016
<i>Clathria</i> sp.	Argentina	Pseudoanquinazina A y C / Pseudoanchnazines A and C	Etanol / Ethanol	<i>Escherichia coli</i> ⁽⁺⁾	Zuleta <i>et al.</i> , 2002
	Australia	Mirabilina G / Mirabilin G	Etanol / Ethanol	<i>Escherichia coli</i> ⁽⁺⁾ <i>Serratia marcescens</i> ⁽⁺⁾	Capon <i>et al.</i> , 2001
	Indonesia	Clatruoato / Clathruoate	Etanol / Ethanol	<i>Staphylococcus aureus</i> ⁽⁺⁾ <i>Escherichia coli</i> ⁽⁺⁾	Sahidin <i>et al.</i> , 2018
Familia / Family Myxillidae Género / Genus Myxilla Subgénero / Subgenus Myxilla (Myxilla)					
<i>incrustans</i>	Antártida / Antarctica	No precisa / Not specified	Etanol / Ethanol	<i>Mycobacterium tuberculosis</i> ⁽⁺⁾	Encarnación <i>et al.</i> , 2000
<i>incrustans</i>	Noruega / Norway	No precisa / Not specified	Aceto nitrilo / Acetonitrile	<i>Corynebacterium glutamicum</i> ⁽⁺⁾ <i>Escherichia coli</i> ⁽⁺⁾ <i>Listonella anguillarum</i> ⁽⁺⁾ <i>Staphylococcus aureus</i> ⁽⁺⁾	Tadesse <i>et al.</i> , 2008
<i>mollis</i>	Antártida / Antarctica	No precisa / Not specified	Etanol / Ethanol	<i>Acinetobacter baumannii</i> ⁽⁺⁾ <i>Escherichia coli</i> ⁽⁺⁾ <i>Pseudomonas spp.</i> ⁽⁺⁾ <i>Staphylococcus aureus</i> ⁽⁺⁾ <i>Staphylococcus pseudintermedius</i> ⁽⁺⁾ <i>Staphylococcus saprophyticus</i> ⁽⁺⁾	Berne <i>et al.</i> , 2015
Orden / Order Suberitida Familia / Family Halichondriidae Género / Genus Cicalypta					
<i>carballoi</i>	Turquía / Turkey	No precisa / Not specified	Metanol / Methanol	<i>Enterococcus faecium</i> ⁽⁺⁾ <i>Staphylococcus aureus</i> ⁽⁺⁾	Konuklugil y Gozcelioglu, 2015
<i>penicillus</i>	Egipto / Egypt	Ácido palmítico (ácido hexadecanoico), ácido esteárico (ácido octodecanoico) / Palmitic acid (hexadecenoic acid), stearic acid (octodecanoic acid)	Etanol, acetona, metanol / Ethanol, acetone, methanol	<i>Aeromonas hydrophila</i> ⁽⁺⁾ <i>Escherichia coli</i> ⁽⁺⁾	Ibrahim <i>et al.</i> , 2018



Especies / Species	Localidad de recolecta / Collection locality	Compuesto o fracción aislada / Compound or isolated fraction	Extracto / Extract	Actividad antibacteriana / Antibacterial activity	Referencia / Reference
<i>penicillus</i>	Egipto / Egypt	No precisa / Not specified	Etil acetato, acetona / Ethyl acetate, acetone	<i>Escherichia coli</i> ⁽⁺⁾ <i>Pseudomonas aeruginosa</i> ⁽⁺⁾	Ibrahim <i>et al.</i> , 2020
Subclase / Subclass Keratosa Orden / Order Dictyoceratida Familia / Family Dysideidae Género / Genus <i>Dysidea</i>					
<i>avara</i>	Turquía / Turkey	No precisa / Not specified	Metanol / Methanol	<i>Acinetobacter baumannii</i> ⁽⁺⁾ <i>Bacillus subtilis</i> ⁽⁺⁾ <i>Enterococcus faecalis</i> ⁽⁺⁾ <i>Escherichia coli</i> ⁽⁺⁾ <i>Klebsiella pneumoniae</i> ⁽⁺⁾ <i>Proteus mirabilis</i> ⁽⁺⁾ <i>Pseudomonas aeruginosa</i> ⁽⁺⁾ <i>Staphylococcus aureus</i> ⁽⁺⁾	Orhan <i>et al.</i> , 2012
	Turquía / Turkey		Metanol / Methanol	<i>Enterococcus faecium</i> ⁽⁺⁾ <i>Staphylococcus aureus</i> ⁽⁺⁾	Konuklugil y Gozcelioglu, 2015
<i>granulosa</i>	No precisa / Not specified	Bromofenoles / Bromophenols	Metanol / Methanol	<i>Escherichia coli</i> ⁽⁺⁾ <i>Salmonella sp.</i> ⁽⁺⁾ <i>Staphylococcus aureus</i> ⁽⁺⁾	
<i>pallescens</i>	Irán / Iran	No precisa / Not specified	Éter dietílico / Diethyl ether	<i>Bacillus subtilis spizizenii</i> ⁽⁺⁾ <i>Staphylococcus aureus aureus</i> ⁽⁺⁾	Sun <i>et al.</i> , 2015
<i>Dysidea sp.</i>	No precisa / Not specified	Bromofenoles / Bromophenols	Metanol / Methanol	<i>Escherichia coli</i> ⁽⁺⁾ <i>Salmonella sp.</i> ⁽⁺⁾ <i>Staphylococcus aureus</i> ⁽⁺⁾	

Investigaciones sobre Porifera en el Pacífico Sudamericano

Similar al Perú, la investigación en Porifera en otros países del Pacífico sudamericano inició con las descripciones de los especímenes obtenidos en las campañas oceanográficas *e.g.* *H.M.S. Challenger* (Ridley, 1881; Ridley y Dendy, 1887; Wilson, 1904; von Lendenfeld, 1910). Sin embargo, no se realizaron mayores estudios hasta la década de los años ochenta del siglo pasado, cuando la investigadora Ruth Desqueyroux analizó detalladamente el material de Chile y Ecuador.

En Chile, los estudios han sido predominante orientados al conocimiento de la diversidad (riqueza y distribución) de especies de los fiordos (Thiele, 1905; Hajdu *et al.*, 2013; Fernández *et al.*, 2021). Actualmente, se conocen 190 especies, incluyendo las clases Calcarea (n = 15), Demospongiae (n = 160) y Hexactinellida (n = 15); y entre estas, 140 han sido registradas para los fiordos (Bertolino *et al.*, 2020; Fernández *et al.*, 2021). De manera complementaria, se han realizado investigaciones sobre la biogeografía, la ecología

Research on Porifera in the South American Pacific

As in Peru, research on Porifera in other countries of the South American Pacific began with the descriptions of the specimens obtained in oceanographic campaigns *e.g.* *H.M.S. Challenger* (Ridley, 1881; Ridley and Dendy, 1887; Wilson, 1904; von Lendenfeld, 1910). However, no major studies were carried out until the 80s, when the researcher Ruth Desqueyroux thoroughly analyzed the material from Chile and Ecuador.

In Chile, studies have been predominantly oriented towards the knowledge of the diversity (richness and distribution) of species from the fjords (Thiele, 1905; Hajdu *et al.*, 2013; Fernández *et al.*, 2021). Currently, 190 species are known, including the classes Calcarea (n = 15), Demospongiae (n = 160), and Hexactinellida (n = 15). Among these, 140 have been registered for the fjords (Bertolino *et al.*, 2020; Fernández *et al.*, 2021). As a complement, research has been conducted on the biogeography, the ecology (macroalgae-sponge interaction), and the biotechnological

(interacción macroalga-esponja) y el potencial biotecnológico de estos organismos (e.g. Desqueyroux y Moyano, 1987; Hajdu y Desqueyroux-Faúndez, 2008; San Martín *et al.*, 2011; Cárdenas *et al.*, 2016).

En el Ecuador, el esfuerzo taxonómico se ha centrado en las Islas Galápagos, habiéndose descrito ca. 105 especies (van Soest *et al.*, 2020; Sim-Smith *et al.*, 2021), recolectadas tanto en aguas someras como profundas; mientras que apenas cuatro especies han sido registradas para el litoral ecuatoriano (Jaramillo *et al.*, 2021). Por otro lado, se conoce un único estudio sobre el potencial biotecnológico de estos animales (Calabro *et al.*, 2018).

En los últimos años, la implementación de proyectos nacionales e internacionales en Chile y Ecuador han permitido no sólo dar continuidad a la investigación (recolección de nuevas muestras e identificación y descripción de nuevas especies); si no también, contribuir a la formación de recursos humanos en la región. Como resultado de estas iniciativas, la producción científica, *i.e.* artículos publicados en revistas científicas, libros o capítulos de libros y presentaciones en congresos, ha incrementado, y se encuentra liderado por Chile (Tablas S4 y S5).

En el Pacífico colombiano, son pocos los estudios relacionados a la identificación y descripción de esponjas, en comparación con aquellos realizados en el Caribe Colombiano. Lizarazo *et al.* (2020a) rescatan los aportes ecológicos de Narváez (1999) sobre cuatro Demospongiae, un inventario que registra 21 especies (Escobar, 2000) y la guía de fotoidentificación de García-Suárez *et al.* (2012). Recientemente, se realizó un esfuerzo conjunto entre el *Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andrés* (Invemar) y el *Instituto de Estudios en Ciencias del Mar* (Cecimar), logrando determinar 24 morfotipos de esponjas e identificándose 12 especies (Lizarazo *et al.*, 2020b).

PERSPECTIVAS

A nivel mundial, las esponjas son fuente de compuestos con actividad antibacteriana comprobada, y origen de principios activos que han resultado en nuevos medicamentos. Sin embargo, para el Perú, el desarrollo en el ámbito de la investigación e innovación relacionada a la obtención de biomoléculas y fármacos provenientes de organismos marinos, que no son de consumo humano directo y/o indirecto, aún se encuentra en un estado incipiente, como es el caso de las esponjas. A pesar de esto, la producción científica peruana sobre esponjas tiene una tendencia creciente,

potential of these organisms (e.g., Desqueyroux and Moyano, 1987; Hajdu and Desqueyroux-Faúndez, 2008; San Martín *et al.*, 2011; Cárdenas *et al.*, 2016).

In Ecuador, taxonomic efforts have been focused on the Galapagos Islands, with ca. 105 species described (van Soest *et al.*, 2020; Sim-Smith *et al.*, 2021), which were collected in both shallow and deep waters, while only four species have been registered for the Ecuadorian littoral (Jaramillo *et al.*, 2021). On the other hand, only one study on the biotechnological potential of these animals is known (Calabro *et al.*, 2018).

In recent years, the implementation of national and international projects in Chile and Ecuador have allowed not only the continuation of the research (collection of new samples and identification and description of new species), but also to contribute to the training of human resources in the region. As a result of these initiatives, scientific production (*i.e.*, papers published in scientific journals, books or book chapters, and conference presentations) has increased, which is now led by Chile (Tables S4 and S5).

In the Colombian Pacific, there are few studies related to the identification and description of sponges, in comparison with those conducted in the Colombian Caribbean. Lizarazo *et al.* (2020a) consider the ecological contributions made by Narváez (1999) on four Demospongiae, an inventory that registers 21 species (Escobar, 2000), and the photoidentification guide by García-Suárez *et al.* (2012). Recently, a joint effort was made between the José Benito Vives de Andrés Institute for Marine and Coastal Research (Invemar) and the Institute for Studies on Sea Science (Cecimar), which managed to determine 24 sponge morphotypes and identify 12 species (Lizarazo *et al.*, 2020b).

PERSPECTIVES

At a global level, sponges are a source of compounds with proven antimicrobial activity, as well as of active principles that have resulted in new medicines. However, in Peru, the development of research and innovation related to obtaining biomolecules and drugs from marine organisms not intended for direct or indirect human consumption is still incipient, as is the case of sponges. Despite this, Peruvian scientific production on sponges shows an increasing trend, mainly regarding species richness and distribution, conducted in academic university contexts and enriched by the existing international cooperation. The above demonstrates that there is a hydrobiological resource (sponges) in Peru with



principalmente, en temas sobre riqueza y distribución de especies, desarrollada en ámbitos académicos universitarios y enriquecida por la cooperación internacional existente. Todo lo anterior demuestra que, existe un recurso hidrobiológico (esponjas) con gran potencial biotecnológico y económico en el Perú, pero que requiere de la implementación de programas estatales y privados que financien proyectos que integren la investigación a diferentes escalas (taxonómica, ecológica y biotecnológica), y así se permita el desarrollo de planes de innovación y bionegocios para las industrias pesquera, acuícola y farmacéutica, a nivel nacional e internacional.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al *Programa Nacional de Innovación en Pesca y Acuicultura* (PNIPA) y a la *Universidad Científica del Sur* (Científica) por el financiamiento brindado en el marco del Subproyecto Bioprospección de esponjas marinas de la costa central y sur del Perú para obtención de principios activos (PNIPA–PES–SIADE–PP–000158 / Contrato N° 276–2019). Además, al geólogo José Herrera de la *Universidad de Piura* (UNP, Perú) por su colaboración en la verificación de las profundidades registradas para Hexactinellida y al ingeniero químico Oscar Reátegui de Científica por su apoyo en la traducción al español de algunos compuestos químicos.

great biotechnological and economic potential, but that it requires the implementation of state and private programs that fund projects integrating research at different scales (taxonomic, ecological, and biotechnological), thus allowing the development of innovation and bio-business plans for the fishing, aquaculture, and pharmaceutical industries at national and international levels.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors would like to thank the *National Program for Innovation in Fisheries and Aquaculture* (PNIPA) and *Universidad Científica del Sur* (Científica) for the funding provided within the framework of subproject Bioprospection of marine sponges in the central and southern coasts of Peru to obtain active principles (PNIPA–PES–SIADE–PP–000158 / Contract No. 276–2019), as well as to the geologist José Herrera from *Universidad de Piura* (UNP, Peru) for collaborating in the verification of the depths recorded for Hexactinellida and to the chemical engineer Oscar Reátegui from Científica for helping with the Spanish translation of some chemical compounds.

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Aguilar-Camacho, J.M., J.L. Carballo and J.A. Cruz-Barraza. 2013. Acarnidae Porifera: Demospongiae: Poecilosclerida) from the Mexican Pacific Ocean with the description of six new species. *Sci. Mar.*, 77(4): 677–696. <https://doi.org/10.3989/scimar.03800.06A>
- Aguirre, L.K., Y. Hooker, Ph. Willenz and E. Hajdu. 2011. A new *Clathria* (Demospongiae, Microcionidae) from Peru occurring on rocky substrates as well as epibiontic on *Euclidaris thoursii* sea urchins. *Zootaxa*, 3085: 41–54. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3085.1.3>
- Anjum K., S.Q. Abbas, S.A.A. Shah, N. Akhter, S. Batool and S.S.U. Hassan. 2016. Marine sponges as a drug treasure. *Biomol. Ther. (Seoul)*, 24(4): 347–362. <https://doi.org/10.4062/biomolther.2016.067>
- Arai, M., M. Sobou, C. Vilchéze, A. Baughn, H. Hashizume, P. Pruksakorn, S. Ishida, M. Matsumoto, W.R. Jacobs Jr. and M. Kobayashi. 2008. Halicyclamine A, a marine spogean alkaloid as a lead for anti-tuberculosis agent. *Bioorg. Med. Chem.*, 16:6732–6736. <https://doi.org/10.1016/j.bmc.2008.05.061>
- Arai, M., S. Ishida, A. Setiawan and M. Kobayashi. 2009. Haliclonoacyclamines, tetracyclic alkylpiperidine alkaloids, as anti-dormant mycobacterial substances from marine sponge of *Haliclona* sp. *Chem. Pharm. Bull.*, 57(10):1136–1138. <https://doi.org/10.1248/cpb.57.1136>
- Arroyo, Y., E. Hajdu, Ph. Willenz and B. Cándor-Luján. 2020. First record of *Ciocalypa* Bowerbank, 1862 (Demospongiae, Suberitida, Halichondriidae) in the Eastern Pacific, with description of a new species from Peru. *Zootaxa*, 4853(3): 429–441. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4853.3.6>
- Azevedo, F., E. Hajdu, Ph. Willenz and M. Klautau. 2009. New records of calcareous sponges (Porifera, Calcarea) from the Chilean coast. *Zootaxa*, 2072(1): 1–30. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.2072.1.1>
- Azevedo, F., B. Cándor-Luján, Ph. Willenz, E. Hajdu, Y. Hooker and M. Klautau. 2015. Integrative taxonomy of calcareous sponges (subclass Calcinea) from the Peruvian coast: morphology, molecules, and biogeography. *Zool. J. Linn. Soc.*, 173: 787–817. <https://doi.org/10.1111/zoj.12213>
- Berne, S., M. Kalauz, M. Lapat, L. Savin, D. Janussen, D. Kersken, J. Ambrožič, Š. Zemljič, D. Jaklič, N. Gunde-Cimerman, M. Lunder, I. Roškar, T. Eleršek, T. Turk and K. Sepčič. 2016. Screening of the Antarctic marine sponges (Porifera) as a source of bioactive compounds. *Polar Biol.*, 39:947–959. <https://doi.org/10.1007/s00300-015-1835-4>
- Bertolino, M., G. Costa, G. Bavestrello, M. Pansini and G. Daneri. 2020. New sponge species from Seno Magdalena, Puyuhuapi Fjord and Jacaf Canal (Chile). *Eur. J. Taxon.*, 715: 1–49. <https://doi.org/10.5852/ejt.2020.715>

- Bianco E.M., S.Q. de Oliveira, C. Rigotto, M.L. Tonini, T. da Rosa Guimarães, F. Bittencourt, L.P. Gouvêa, C. Aresi, M.T. de Almeida, M.I. Moritz, C.D. Martins, F. Scherner, J.L. Carraro, P.A. Horta, F.H. Reginatto, M. Steindel, C.M. Simões and E.P. Schenkel. 2013. Anti-infective potential of marine invertebrates and seaweeds from the Brazilian coast. *Molecules* (Basel, Switzerland), 18(5):5761–5778. <https://doi.org/10.3390/molecules18055761>
- Bispo, A., Ph. Willenz and E. Hajdu. 2022. Diving into the unknown: fourteen new species of haplosclerid sponges (Demospongiae: Haplosclerida) revealed along the Peruvian coast (southeastern Pacific). *Zootaxa*, 5087(2):201–252. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.5087.2.1>
- Boury-Esnault, N. and C. Volkmer-Ribeiro. 1991. The Porifera: description of a new taxon *Balliviaspongia wirrmani* n.g., n.sp.: 295–301. In: Dejoux, C. and A. Iltis. (Eds.), *Lake Titicaca: a synthesis of limnological knowledge*. Monographiae Biologicae, 68. Kluwer Academic: Dordrecht, Boston, London: i-xxiv, 1. 296 p.
- Brain, C.K., A.R. Prave, K.H. Hoffmann, A. E. Fallick, A. Botha, D. A. Herd, C. Sturrock, I. Young, D.J. Condon and S.G. Allison. 2012. The first animals: ca. 760-million-year-old sponge-like fossils from Namibia. *S. Afr. J. Sci.*, 108(1/2):1–8. <http://dx.doi.org/10.4102/sajs.v108i1/2.658>
- Brinkmann, C., A. Marker and D. I. Kurtböke. 2017. An overview on marine sponge-symbiotic bacteria as unexhausted sources for natural product discovery. *Diversity*, 9(4): 40. <https://doi.org/10.3390/d9040040>
- Calabro K., B.E. Chalen, G. Genta-Jouve, K.B. Jaramillo, C. Domínguez, M. de la Cruz, B. Cautain, F. Reyes, O.P. Thomas and J. Rodríguez. 2018. Callyspongicidic Acids: amphiphilic diacids from the Tropical Eastern Pacific sponge *Callyspongia* cf. *californica*. *J. Nat. Prod.*, 81(10):2301–2305.
- Capon, R., M. Miller and F. Rooney. 2001. Mirabilin G: A new alkaloid from a southern Australian marine sponge, *Clathria* species. *J. Nat. Prod.*, 64(5):643–644. <https://doi.org/10.1021/np000564g>
- Cárdenas, C.A., E.M. Newcombe, E. Hajdu, M. González-Aravena, S.W. Geange and J.J. Bell. 2016. Sponge richness on algae-dominated rocky reefs in the western Antarctic Peninsula and the Magellan Strait. *Polar Res.*, 35(1):1–6. <https://doi.org/10.3402/polar.v35.30532>
- Carter, G.T. and K.L. Rinehart Jr. 1978. Acarnidines, novel antiviral and antimicrobial compounds from the sponge *Acarnus erithacus* (de Laubenfels). *J. Am. Chem. Soc.*, 100(13):4302–4304. <https://doi.org/10.1021/ja00481a049>
- Cavalcanti, F. and M. Klautau. 2011. Solenoid: a new aquiferous system to Porifera. *Zoomorphology*, 130(4):255–260. <https://doi.org/10.1007/s00435-011-0139-7>
- Cheng, Z.B., H. Xiao., C.Q. Fan, Y.N. Lu, G. Zhang and S. Yin. 2013. Bioactive polyhydroxylated sterols from the marine sponge *Haliclona crassiloba*. *Steroids*, 78(14):1353–1358. <https://doi.org/10.1016/j.steroids.2013.10.004>
- Cita, Y.P., F.K. Muzaki, O.K. Radjasa and P. Sudarmono. 2017. Screening of antimicrobial activity of sponges extract from Pasir Putih, East Java (Indonesia). *J. Marine Sci. Res. Dev.*, 7(5):1–5. <https://doi.org/10.4172/2155-9910.1000237>
- Concytec. 2016. Programa Nacional Transversal de Biotecnología 2016–2021. Primera edición. Lima, Perú. 81 p. https://portal.concytec.gob.pe/images/noticias/pronbiotec_final.pdf
- Cóndor, B., P. Gallegos y E. Hajdu. 2010. Macrofauna asociada a *Hymeniacion* cf. *sinapium* (Porifera: Demospongiae: Halichondriidae) en bahía de Ancón, Lima, Perú. Segundo Congreso de Ciencias del Mar del Perú, Piura, Perú.
- Cóndor-Luján, B., F. Azevedo, E. Hajdu, Y. Hooker, Ph. Willenz and M. Klautau. 2019. Tropical Eastern Pacific Amphoriscidae Dendy, 1892 (Porifera: Calcarea: Calcaronea: Leucosolenida) from the Peruvian coast. *Mar. Biodivers.*, 49(3):1813–1830. <https://doi.org/10.1007/s12526-019-00946-y>
- Cóndor-Luján, B., P. Leocorny, A. Padua, F. Azevedo, V. Corrêa Seixas, Y. Hooker, E. Hajdu, Ph. Willenz, T. Pérez and M. Klautau. 2021. Evolutionary history of the calcareous sponge *Clathrina aurea*: genetic connectivity in the western Atlantic and intriguing occurrence in the Eastern Pacific. *Mar. Biol.*, 168(127):1–23. <https://doi.org/10.1007/s00227-021-03934-8>
- Davis, R.A., G.C. Mangalindan, Z.P. Bojo, R.R. Antemano, N.O. Rodríguez, G.P. Concepción, S.C. Samson, D. de Guzmán, L.J. Cruz, D. Tasdemir, M.H. Harper, X. Feng, G.T. Carter and C.M. Ireland. 2004. Microcionamides A and B, bioactive peptides from the Philippine sponge *Clathria (Thalysias) abietina*. *J. Org. Chem.*, 69:4170–4176. <https://doi.org/10.1021/jo040129h>
- Debrenne, F., A.Y. Zhuravlev and P.D. Kruse. 2002. Class Archaeocyatha Bornemann, 1884: 1539–1699. In: Hooper, J.N.A. and R.W.M. van Soest. (Eds.) *Systema Porifera. A guide to the classification of sponges*. Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York. 1707 p.
- de Goeij, J.M., D. von Oevelen, M.J.A. Vermeij, R. Osinga, J.J. Middelburg, A.F.P.M. de Goeij and W. Admiraal. 2013. Surviving in a marine desert: the sponge loop retains resources within coral reefs. *Science*, 342(6154): 108–110. <https://doi.org/10.1126/science.1241981>
- de Laubenfels, M.W. 1932. The marine and fresh-water sponges of California. *Proc. U.S. Natl. Mus.*, 81 (2927): 1–140. <https://doi.org/10.5479/si.00963801.81-2927.1>
- de Oliveira, J.H.H., M.H.R. Selegim, C. Timm, A. Grube, M. Köck, G.G.F. Nascimento, A.C.T. Martins, E.G.O. Silva, A.O. De Souza, P.R.R. Minarini, F.C.S. Galetti, C.L. Silva, E. Hajdu and R.G.S. Berlinck. 2006a. Antimicrobial and antimycobacterial activity of cyclostelletamine alkaloids from sponge *Pachychalina* sp. *Mar. Drugs*, 4(1): 1–8. <https://doi.org/10.3390/md401001>
- de Oliveira, M.F., J.H.H.L. de Oliveira, F.C.S. Galetti, A.O. de Souza, C. Lopes Silva, E. Hajdu, S. Peixinho and R.G.S. Berlinck. 2006b. Antimycobacterial brominated metabolites from two species of marine sponges. *Planta Medica* 72(5): 437–441. <https://doi.org/10.1055/s-2005-916239>
- de Silvestri, S. Zea y C. Duque. 1994. Actividad antibacteriana de algunas esponjas del Caribe colombiano. *Rev. Col. Cienc. Quím. Farm.*, 22: 21–26.
- Desqueyroux, R. y H. Moyano. 1987. Zoogeografía de demospongias chilenas. *Bol. Soc. Biol. Concepc. (Chile)*, 58: 39–66.
- Desqueyroux-Faúndez, R. and R.W.M. van Soest. 1996. A review of Iophonidae, Myxillidae and Tedaniidae occurring in the South East Pacific (Porifera: Poecilosclerida). *Rev. Suis. Zool.*, 103(1): 3–79. <https://doi.org/10.5962/bhl.part.79938>
- Desqueyroux-Faúndez, R. and R.W.M. van Soest. 1997. Shallow water Demosponges of the Galápagos Islands. *Rev Suisse Zool.*, 104(2):379–467. <https://doi.org/10.5962/bhl.part.80003>



- Duraikannu, K., D. Edupalli, G. Rameshkumar and S. Ravichandran. 2009. Antimicrobial peptide from marine sponge *Clathria indica* (Dendy, 1889). *Am.-Eurasian J. Sci. Res.*, 4(1):47–53.
- Encarnación, D.R., S.G. Franzblau, C.A. Tapia and R. Cedillo-Rivera. 2000. Screening of marine organisms for antimicrobial and antiprotozoal activity. *Pharm. Biol.*, 38(5):379–384. <https://doi.org/10.1076/phbi.38.5.379.5964>
- Escobar, T. 2000. Inventario y estudio taxonómico de las esponjas (Phylum Porifera) de algunas áreas del Pacífico colombiano. Tesis Biol. Mar. Univ. Valle, Cali. 149 p.
- Fernández, J.C., M. Gastaldi, G. Zapata-Hernández, L.M. Pardo, F.L. Thompson and E. Hajdu. 2021. New species of *Crella* (*Pytheas*) Topsent, 1890 and *Crellomima* Rezvoi, 1925 (Crellidae, Poecilosclerida, Demospongiae) from Chilean shallow and Argentinean deep waters, with a synthesis on the known phylogenetic relationships of crellid sponges. *Zootaxa*, 5052(3):353–379. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.5052.3.3>
- Fontana, T., B. Córdor-Luján, F. Azevedo, T. Pérez and M. Klautau. 2018. Diversity and distribution patterns of calcareous sponges (subclass Calcinea) from Martinique. *Zootaxa*, 4410:331–369. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4410.2.5>
- Frith, D.W. 1976. Animals associated with sponges at North Haying, Hampshire. *Zool. J. Linn. Soc.*, 58:353–362.
- García-Suárez, S.D., A. Acosta, E. Londoño-Cruz y J.R. Cantera K. 2012. Organismos sésiles y móviles del litoral rocoso: en el Pacífico colombiano: una guía visual para su identificación. Ser. Doc. Esp., (26). Invemar, Santa Marta. 133 p.
- Gazave, E., P. Lapébie, A. Ereskovsky, J. Vacelet, E. Renard, P. Cárdenas and C. Borchellini. 2012. No longer Demospongiae: Homoscleromorpha formal nomination as a fourth class of Porifera. In: Maldonado, M., X. Turon, M.A. Becerro and M.J. Uriz (Eds.) Ancient animals, new challenges. Sponge research developments. *Hydrobiologia*, 687(1): 3–10. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0842-x>
- Granito, R.N., M.R. Custódio and A.C. Rennó. 2016. Natural marine sponges for bone tissue engineering: The state of art and future perspectives. *J. Biomed. Mater. Res. Part B Appl. Biomater.*, 105(6): 1717–1727. <https://doi.org/10.1002/jbm.b.33706>
- Gunasekera, S.P., P.J. McCarthy and M. Kelly-Borges. 1994. Hamacanthins A and B, new antifungal bis indole alkaloids from the deep-water marine sponge, *Hamacantha* sp. *J. Nat. Prod.*, 57(10): 1437–1441. <https://doi.org/10.1021/np50112a014>
- Gupta, P., U. Sharma, T.C. Schulz, A.B. McLean, A.J. Robins and L.M. West. 2012. Bicyclic C21 terpenoids from the marine sponge *Clathria compressa*. *J. Nat. Prod.*, 75: 1223–1227. <https://doi.org/10.1021/np300265p>
- Hajdu, E. and R. Desqueyroux-Faúndez. 2008. A reassessment of the phylogeny and biogeography of *Rhabderemia* Topsent, 1890 (Rhabderemiidae, Poecilosclerida, Demospongiae). *Rev. Suis. Zool.*, 115(2): 377–395.
- Hajdu, E., R. Desqueyroux-Faúndez, M.S. Carvalho, G. Lôbo-Hajdu and Ph. Willenz. 2013. Twelve new Demospongiae (Porifera) from Chilean fjords, with remarks upon sponge-derived biogeographic compartments in the SE Pacific. *Zootaxa*, 3744: 1–64. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3744.1.1>
- Hajdu, E., Y. Hooker and Ph. Willenz. 2015. New *Hamacantha* from Peru, and resurrection of *Zygherpe* as subgenus (Demospongiae, Poecilosclerida, Hamacanthidae). *Zootaxa*, 3926(1): 87–99. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3926.1.3>
- Han, B.N., L.L. Hong, B.B. Gu, Y.T. Sun, J. Wang, J.T. Liu and H.W. Lin. 2019. Natural products from sponges. In: Li, Z. (Ed.) Symbiotic microbiomes of coral reef sponges and corals. Springer, Dordrecht. 329–463. https://doi.org/10.1007/978-94-024-1612-1_15
- Hooper, J., R. van Soest and F. Debrenne. Phylum Porifera Grant, 1836. 2002. 9–13. In: Hooper, J.N.A. and R.W.M. van Soest. (Eds.) *Systema Porifera. A guide to the classification of sponges*. Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York. 1707 p.
- Hutagalung, R.A., V.M. Karjadidjaja, V. D. Prasasty and N. Mulyono. 2014. Extraction and characterization of bioactive compounds from cultured and natural sponge, *Haliclona molitba* and *Stylotella aurantium* Origin of Indonesia. *Int. J. Biosci. Biochem. Bioinform.*, 4(1): 14–18.
- Hyatt, A. 1877. Revision of the North American Poriferae; with remarks upon foreign species. Part II. *Mem. Boston Soc. Nat. Hist.*, 2: 481–554, pls XV–XVII.
- Ibrahim, H.A., H.O. Ahmed, F.A.A. El Razeq and E. Elmasry. 2018. Proteolysis and heat sensitive antibacterial agents from several levantine sponge species. *Int. J. Adv. Res.*, 6(2): 14–27. <http://dx.doi.org/10.21474/IJAR01/6403>
- Ibrahim, H.A.H., D.E. Elabiary and M.M. Hamed. 2020. Antimicrobial activity of some Egyptian marine invertebrates, Red Sea. *Egypt. J. Aquat. Biol. Fish.*, 24(4): 321–340. <http://doi.org/10.21608/ejabf.2020.98494>
- Jaramillo, K.B., B. Córdor-Luján, B. Longakit, J. Rodriguez, O.P. Thomas, G. McCormack and E. Hajdu. 2021. New records of Demospongiae (Porifera) from Reserva Marina El Pelado (Santa Elena, Ecuador), with description of *Tedania* (*Tedania*) *ecuadoriensis* sp. nov. *Zookeys*, 1011:101–120. <https://doi.org/10.3897/zookeys.1011.54485>
- Karimpoor, M., E. Kamrani, M. Yousefzadi and M. Nazemi. 2018. Antibacterial and antioxidant potential of *Haliclona caerulea* extracts from Tidal Island Larak, Persian Gulf. *JMBS*, 9(3): 347–353.
- Kaplan, A.R., C.L. Schrank and W.M. Wuest. 2021. An efficient synthesis of 3-alkylpyridine alkaloids enables their biological evaluation. *Chem. Med. Chem.*, 16: 2487–2490. <https://doi.org/10.1002/cmdc.202100134>
- Kersken, D., D. Janussen and P. Martínez. 2018. Deep-sea glass sponges (Hexactinellida) from polymetallic nodule fields in the Clarion-Clipperton Fracture Zone (CCFZ), northeastern Pacific: Part I – Amphidiscophora. *Mar. Biodivers.*, 48(1):545–573. <https://doi.org/10.1007/s12526-017-0727-y>
- Klautau, M. 2016. Capítulo 7 Porifera. En: Fransozo, A. y M.L. Negreiros-Fransozo (Eds). *Zoologia dos Invertebrados*. Editora Guanabara Koogan, Rio de Janeiro.
- Kobayashi, J., C. Zeng, M. Ishibashi, H. Shigemori, T. Sasakib and Y. Mikami. 1992. Niphatesines E-H, new pyridine alkaloids from the Okinawan marine sponge *Niphates* sp. *J. Chem. Soc.*, 1: 1291–1294.

- Koltun, V.M. 1970. Sponge fauna of the northwestern Pacific from the shallows to the hadal depths: 165–221. In: Bogorov, V.G. (Ed.) Fauna of the Kurile-Kamchatka Trench and its environment. Inst. Oceanol. Acad. Sci. U.S.S.R., 86 (Akademiya Nauk SSSR. Trudy Instituta Okeanologii in P.P. Shishov and Izdatelstvo Nauka, Moskwa). 372 p, pls 1–8.
- Konuklugil, B. and B. Gozcelioglu. 2015. Antimicrobial activity of marine samples collected from the different coasts of Turkey. *Turk. J. Pharm. Sci.*, 12(3): 116–125.
- Kulchin, Y., A.V. Bezverbnny, O.A. Bukin, S.S. Voznesensky, A.N. Galkina, A. L. Drozdov and I.G. Nagorny. 2009. Optical and nonlinear optical properties of sea glass sponge spicules: 315–340. In: Müller, W.E.G. and M.A. Grachev (Eds.) Biosilica in evolution, morphogenesis, and nanobiotechnology. *Prog. Mol. Subcell Biol.*, 47. Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-540-88552-8_14
- Kunzmann, K. 1996. Associated fauna of selected sponges (Hexactinellida and Demospongiae) from the Weddell Sea, Antarctica. *Berich. Polarfors.*, 210: 1–93.
- Latifah, L.A., A. Tahir and N.H. Soekamto. 2021. Antibacterial assay of crude extracts from marine sponge *Haliclona fascigera* in Badi Island of Spermonde Archipelago against shrimp pathogenic bacteria. *IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci.*, 763:012029. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/763/1/012029>
- Lee, Y., K.H. Jang, J. Jeon, W.Y. Yang, C.J. Sim, K.B. Oh and J. Shin. 2012. Cyclic Bis-1,3 dialkylpyridiniums from the sponge *Haliclona* sp. *Mar. Drugs*, 10:2116–2137. <https://doi.org/10.3390/md10092126>
- León, J., J. Aponte, S. Montero, N. Galindo, M. Huamán y U. Tarazona. 2015. Aislamiento de actinomicetos asociados a esponjas marinas y evaluación del potencial antimicrobiano frente a patógenos multi-drogo-resistentes (MDR). XXIV Reun. Cient. Inst. Invest. Cienc. Biol. Antonio Raymundo, Lima.
- Lévi, C. 1964. Spongiaires des zones bathyale, abyssale et hadale. *Galathea Rep. Sci. Res. Danish Deep-Sea Exp. Round World, 1950-52.* 7: 63-112, pls II-XI. 93 p.
- Lino, M., J. León y M. Huáman. 2016. Evaluación de la capacidad antagonista de un antimicrobiano producido por *Streptomyces* sp. CEPA 13A-2 frente a microorganismos resistentes a β-lactámico de origen hospitalario. *Rev. Peru Investig. Matern. Perinat.*, 5(1): 28–34. <https://doi.org/10.33421/inmp.201652>
- Lippert, H., R. Brinkmeyer, T. Mulhaupt and K. Iken. 2003. Antimicrobial activity in sub-Arctic marine invertebrates. *Polar Biol.*, 26: 591–600. <https://doi.org/10.1007/s00300-003-0525-9>
- Lizarazo, N., S. Zea, L. Chasqui y N. Rincón-Díaz. 2020a. Diversidad de esponjas (Porifera) en los riscales y morros del Pacífico norte chocono: 82–91. En: Chasqui, L. (Ed.) Biodiversidad de los arrecifes rocosos (riscales y morros) del Pacífico norte chocono. Ser. Publ. Gen. Invenmar. 318 p. <https://n2t.net/ark:/81239/m9x11f>
- Lizarazo, N., S. Zea, L. Chasqui y N. Rincón-Díaz. 2020b. Biodiversidad de esponjas en arrecifes rocosos del Chocó norte, Pacífico colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 49(2): 79–130.
- López, Y., V. Cepas and S.M. Soto. 2018. The marine ecosystem as a source of antibiotics. In: Rampelotttao, P. and A. Trincone (Eds.) Grand challenges in marine biotechnology. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-69075-9_1
- Maarisit, W., D.B.Abdjul, H. Yamazaki, H. Kato, H. Rotinsulu, D. S. Wewengkang, D. A. Sumilat, M. M. Kapojos, K. Ukai and M. Namikoshi. 2017. Antimycobacterial alkaloids, cyclic 3-alkyl pyridinium dimers, from the Indonesian marine sponge *Haliclona* sp. *Bioorg. Med. Chem. Lett.*, 27:3503–3506. <https://doi.org/10.1016/j.bmcl.2017.05.067>
- Mahaut, M.L., O. Basuyaux, E. Baudinière, C. Chataignier, J. Pain and C. Caplat. 2013. The porifera *Hymeniacidon perlevis* (Montagu, 1818) as a bioindicator for water quality monitoring. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.*, 20(5): 2984–2992. <https://doi.org/10.1007/s11356-012-1211-7>
- Maldonado, M., R. Aguilar, R.J. Bannister, J.J. Bell, K.W. Conway, P.K. Dayton, C. Diaz, J. Gutt, M. Kelly, E.L.R. Kenchington, S. Leys, S.A. Pomponi, H.T. Rapp, K. Rützler, O.S. Tendal, J. Vacelet and C.M. Young. 2016. Sponge grounds as keys marine habitats: a synthetic review of types, structure, functional roles, and conservation concerns: 1–39. In: Rossi, S., L. Bramanti, A. Gori and C. Orejas Saco del Valle (Eds.) Marine animal forests: The ecology of benthic biodiversity hotspots. Springer, Switzerland. https://doi.org/10.1007/978-3-319-17001-5_24-1
- Manuel, M., R. Borojevic, N. Boury-Esnault and J. Vacelet. 2002. Class Calcarea Bowerbank, 1864: 1103–1110. In: Hooper, J.N.A. and R.W.M. van Soest. (Eds.) *Systema Porifera. A guide to the classification of sponges.* Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York. 1707 p.
- Marinho, P.R., G.R.S. Muricy, M.F.L. Silva, M.G. de Marval and M.S. Laport. 2010. Antibiotic resistant bacteria inhibited by extracts and fractions from Brazilian marine sponges. *Rev. Bras. Farmacogn.*, 20(2): 267–275. <https://doi.org/10.1590/S0102-695X2010000200022>
- McCauley E.P., I.C. Piña, A.D. Thompson, K. Bashir, M. Weinberg, S. L. Kurz and P. Crews. 2020. Highlights of marine natural products having parallel scaffolds found from marine-derived bacteria, sponges, and tunicates. *J. Antibiot.*, 73:504–525. <https://doi.org/10.1038/s41429-020-0330-5>
- McClintock, J.B. and J.J. Gauthier. 1992. Antimicrobial activities of Antarctic sponges. *Antarct. Sci.*, 4(2): 179–183. <https://doi.org/10.1017/S0954102092000270>
- Narváez, K. 1999. Identificación y aspectos ecológicos de las esponjas del arrecife coralino de Playa Blanca, isla Gorgona (Pacífico colombiano). Tesis Biol. Mar., Univ. Valle, Cali. 57 p.
- Nazemi, M., M.A. Salimi, P.A. Salimi, A. Motallebi, S.T. Jahromi and O. Ahmadzadeh. 2014. Antifungal and antibacterial activity of *Haliclona* sp. from the Persian Gulf, Iran. *J. Mycol. Med.*, 24: 220–224. <https://doi.org/10.1016/j.mycmed.2014.03.005>
- Nuzzo, G., M.L. Ciavatta, G. Villani, E. Manzo, A. Zanfardino, M. Varcamonti and M. Gavagnin. 2012. Fulvynes, antimicrobial polyoxygenated acetylenes from the Mediterranean sponge *Haliclona fulva*. *Tetrahedron*, 68(2):754–760. <https://doi.org/10.1016/j.tet.2011.10.068>
- O'Hara, T.D., A. Williams, S.T. Ahyong, P. Alderslade, T. Alvestad, D. Bray, I. Burghardt, N. Budaeva, F. Criscione, A.L. Crowther, M. Ekins, M. Eléaume, C.A. Farrelly, J.K. Finn, M.N. Georgieva, A. Graham, M. Gomon, K. Gowlett-Holmes, L.M. Gunton, A. Hallan, A.M. Hosie, P. Hutchings, H. Kise, F. Köhler, J.A. Kongsrud, E. Kupriyanova, C.C. Lu, M. Mackenzie, C. Mah, H. MacIntosh, K.L. Merrin, A. Miskelly, M.L. Mitchell, K. Moore, A. Murray, P.M. O'Loughlin, H. Paxton, J.J. Pogonoski, D. Staples, J.E. Watson, R.S. Wilson, J. Zhang and N.J. Bax. 2020. The lower bathyal and abyssal seafloor fauna of eastern Australia. *Mar. Biodivers. Rec.*, 13: 11. <https://doi.org/10.1186/s41200-020-00194-1>



- Orhan, I.E., B. Ozcelik, B. Konuklugil, A. Putz, U.G. Kaban and P. Proksch. 2012. Bioactivity screening of the selected Turkish marine sponges and three compounds from *Agelas oroides*. *Rec. Nat. Prod.*, 6(4): 356–367.
- Pearse, A.S. 1932. Inhabitants of certain sponges at Dry Tortugas. *Carnegie Instit. Wash.*, 435:117–124.
- Pech-Puch, D., M. Pérez-Povedano, P. Gómez, M. Martínez-Gutián, C. Lasarte-Monterrubbio, J.C. Vásquez-Ucha, M.L. Novoa-Olmedo, S. Guillén-Hernández, H. Villegas-Hernández, G. Bou, J. Rodríguez, A. Beceiro and C. Jiménez. 2020. Marine organisms from the Yucatan Peninsula (Mexico) as a potential natural source of antibacterial compounds. *Mar. Drugs*, 18(7):369. <https://doi.org/10.3390/md18070369>
- Pérez, T., M.-C. Díaz, C. Ruiz, B. Córdor-Luján, M. Klautau, E. Hajdu, G. Lobo-Hajdu, S. Zea, S.A. Pomponi, R.W. Thacker, S. Carteron, G. Tollu, A. Pouget-Cuvelier, P. Thélamon, J.-P. Marechal, O.P. Thomas, A.V. Ereskovsky, J. Vacelet and N. Boury-Esnault. 2017. How a collaborative integrated taxonomic effort has trained new spongiologists and improved knowledge of Martinique Island (French Antilles, eastern Caribbean Sea) marine biodiversity. *PLoS One*, 12(3): e0173859. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0173859>
- Pierdacaris S., T. Vlachogianni and A. Valavanidis. 2013. Bioactive natural substances from marine sponges: new developments and prospects for future pharmaceuticals. *Nat. Prod. Chem. Res.*, 1(3): 1000114:1–8. <https://doi.org/10.4172/2329-6836.1000114>
- Quévrain, E., M. Roué, I. Domart-Coulon and M. Bourguet-Kondracki. 2014. Assessing the potential bacterial origin of the chemical diversity in calcareous sponges. *J. Mar. Sci. Technol.*, 22(1):36–49. <https://doi.org/10.6119/JMST-013-0718-2>
- Ravichandran, S., S. Wahidullah, L. D'Souza and R.M. Anbuhezian. 2011. Antimicrobial activity of marine sponge *Clathria indica* (Dendy, 1889). *Russ. J. Bioorganic Chem.*, 37(4): 428–435. <https://doi.org/10.1134/s106816201104011x>
- Recinos, R., U. Pinheiro, Ph. Willenz and E. Hajdu. 2020. Three new Raspailiidae Hentschel, 1923 (Axinellida, Demospongiae) from Peru. *Zootaxa*, 4778(3): 521–545. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4778.3.5>
- Reiswig, H.M. 2002. Class Hexactinellida Schmidt, 1870: 1201–1202. In: Hooper, J.N.A. and R.W.N. van Soest. (Eds.) *Systema Porifera. A guide to the classification of sponges*. Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York. 1707 p.
- Ridley, S.O. 1881. XI. Spongida. Horny and siliceous sponges of Magellan Straits, S.W. Chili, and Atlantic off SW Brazil. In: Günther, A. (Ed.) *Account of the Zoological Collections made during the Survey of H.M.S. 'Alert' in the Straits of Magellan and on the Coast of Patagonia*. *Proc. Zool. Soc. Lond.*, 107-141, pls. X-XI. <https://doi.org/10.1111/j.1096-3642.1881.tb01270.x>
- Ridley, S.O. and A. Dendy. 1887. Report on the Monaxonida collected by H.M.S. "Challenger" during the years 1873–76. Report on the Scientific Results of the Voyage of H.M.S. Challenger during the years 1873–76. *Zoology*, 20 (part 59): i-lxviii, 1-275, pl. 1-51, 1 map. <https://doi.org/10.5962/bhl.title.6513>
- Rossi, A.L., M. Farina, R. Borojevic and M. Klautau. 2006. Occurrence of five-rayed spicules in a calcareous sponge: *Sycon pentactinalis* sp. nov. (Porifera: Calcarea). *Cah. Biol. Mar.*, 47(3):261–270.
- Sahidin, I., C.W. Sabandar, R. Wahyuni, R. Hamsidi, M.H. Malaka, B. Sadarun and L.O. Aslan. 2018. A nor steroids from the marine sponge, *Clathria* species. *MJAS*, 22(3):375–382. <https://doi.org/10.17576/mjas-2018-2203-02>
- Sánchez-Lozano, I., C.J. Hernández-Guerrero, M. Muñoz-Ochoa and C. Hellio. 2019. Biomimetic approaches for the development of new antifouling solutions: Study of incorporation of macroalgae and sponge extracts for the development of new environmentally friendly coatings. *Int. J. Mol. Sci.*, 20(19): 4863. <https://doi.org/10.3390/ijms20194863>
- San Martín, A., J. Roviroso, I. Vaca, K. Vergara, L. Acevedo, F. Orallo and C.M. Chamy. 2011. New butyrolactone from a marine-derived fungus *Aspergillus* sp. *J. Chil. Chem. Soc.*, 56(1): 625–627. <https://doi.org/10.4067/S0717-97072011000100023>
- Santhanam, R., S. Ramesh and A. Sunilson. 2019. *Biology and ecology of pharmaceutical marine sponges*. CRC Press. 342 p.
- Saravanakumar, K., B. Ramkumar and V. Muthuraj. 2016. In vitro antimicrobial potential efficiency of *Clathria frondifera* marine sponge. *Int. J. Res. Pharm. Chem.*, 6(3):458–464. <https://doi.org/10.5958/0974-360X.2020.00664.2>
- Selvin, J. and A.P. Lipton. 2004. Biopotentials of secondary metabolites isolated from marine sponges. *Hydrobiologia*, 513: 231–238. <https://doi.org/10.1023/B:hydr.0000018183.92410.21>
- Shushizadeh, M.R., S. Behroozi, A.A. Behfar and M. Nazemi. 2018. Antibacterial activity and GC-Mass analysis of organic extract from Persian Gulf *Haliclona* sp. *Pharmacophore*, 9(2): 19–24. <https://pharmacophorejournal.com/3ASNkVr>
- Sim-Smith, C., C. Hickman Jr. and M. Kelly. 2021. New shallow-water sponges (Porifera) from the Galápagos Islands. *Zootaxa*, 5012(1): 1–71. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.5012.1.1>
- Solé-Cava, A.M., M. Klautau, N. Boury-Esnault, R. Borojevic and J.P. Thorpe. 1991. Genetic evidence for cryptic speciation in allopatric populations of two cosmopolitan species of the calcareous sponge genus *Clathrina*. *Mar. Biol.*, 111(3):381–386. <https://doi.org/10.1007/BF01319410>
- Sun, S., C.B. Canning, K. Bhargava, X. Sun, W. Zhu, N. Zhou, Y. Zhang and K. Zhou. 2015. Polybrominated diphenyl ethers with potent and broad spectrum antimicrobial activity from the marine sponge *Dysidea*. *Bioorg. Med. Chem. Lett.*, 25(10):2181–2183. <https://doi.org/10.1016/j.bmcl.2015.03.057>
- Tadesse, M, B. Gulliksen, M.B. Strøm, O.B. Styrvold and T. Haug. 2008. Screening for antibacterial and antifungal activities in marine benthic invertebrates from northern Norway. *J. Invertebr. Pathol.*, 99(3): 286–293. <https://doi.org/10.1016/j.jip.2008.06.009>
- Thiele, J. 1905. Die Kiesel- und Hornschwämme der Sammlung Plate. *Zool. Jahrb. Suppl.*6 (Fauna Chiliensis III): 407–496, 427–433.
- Vacelet, J. and N. Boury-Esnault. 1995. Carnivorous sponges. *Nature*, 373:333–335.
- van Soest, R.W.M., J.N.A. Hooper and F. Hiemstra. 1991. Taxonomy, phylogeny and biogeography of the marine sponge genus *Acarnus* (Porifera: Poecilosclerida). *Beaufortia*, 42(3): 49–88.

- van Soest, R.W.M., N. Boury-Esnault, J. Vacelet, M. Dohrmann, D. Erpenbeck, N.J. de Voogd, N. Santodomingo, B. Vanhoorne, M. Kelly and J.N.A. Hooper. 2012. Global diversity of sponge (Porifera). PLoS One, 7(4): e35105. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0035105>
- van Soest, R.W.M., N. Boury-Esnault, J.N.A. Hooper, K. Rützler, N.J. de Voogd, B. Álvarez, E. Hajdu, A.B. Pisera, R. Manconi, C. Schönberg, M. Klautau, M. Kelly, J. Vacelet, M. Dohrmann, M.C. Díaz, P. Cárdenas, J.L. Carballo, P. Ríos, R. Downey and C.C. Morrow. 2020. World Porifera database. Accessed at <http://www.marinespecies.org/porifera> on 2020-11-22.
- Vieglmann, C., J. Parker, T. Ooi, C. Clements, G. Abbott, L. Young, J. Kennedy, A.D.W. Dobson, A.D.W. and R. Edrada-Ebel. 2014. Isolation and identification of antitrypanosomal and antimycobacterial active steroids from the sponge *Haliclona simulans*. Mar. Drugs, 12:2937–2952. <https://doi.org/10.3390/md12052937>
- von Lendenfeld, R. 1910. The Sponges. 2. The Erylidae. In: Reports on the Scientific Results of the Expedition to the Eastern Tropical Pacific, in charge of Alexander Agassiz, by the U.S. Fish Commission Steamer ‘Albatross’, from October, 1904, to March, 1905, Lieut. Commander L.M. Garrett, U.S.N., Commanding, and of other Expeditions of the Albatross, 1888-1904. (21). Mem. Mus. Comp. Zoology Harv. Coll., 41(2):261–324, pls 1–8.
- von Lendenfeld, R. 1915. The Sponges. 3. Hexactinellida. In: Reports on the Scientific Results of the Expedition to the Eastern Tropical Pacific, in charge of Alexander Agassiz, by the U.S. Fish Commission Steamer ‘Albatross’, from October, 1904, to March, 1905, Lieut. Commander L.M. Garrett, U.S.N., Commanding, and of other expeditions of the ‘Albatross’, 1891-1899. (29). Mem. Mus. Comp. Zoology Harv. Coll., 42(2). pls.1–109, 396 p. <http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=sourcedetails&id=7835>
- Vos, L., K. Rützler, N. Boury-Esnault, C. Donadey and J. Vacelet. 1991. Atlas of sponge morphology. Atlas de morphologie des éponges. Washington. Smithsonian Institution Press. 117 p.
- Warsidah, Masrianih, M.S.J. Sofiana, I. Safitri, A. Sapar, A.B. Aritonang, Y. Saputri and D. Fadly. 2020. Protein isolation from sponge *Niphates* sp. as an antibacterial and antioxidant. Sys. Rev. Pharm. 11(9): 518–521
- Wei, X., N. Henriksen, J. Skalicky, M. Harper, T. Cheatham, C. Ireland and R. Wagoner. 2011. Araiosamines A–D: Tris-bromoindole cyclic guanidine alkaloids from the marine sponge *Clathria (Thalysias) araiosa*. J. Org. Chem., 76(14):5515–5523. <https://doi.org/10.1021/jo200327d>
- WHO. 2014f. Antimicrobial resistance: global report on surveillance. Technical report, World Health Organization. 232 p. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/112642>
- WHO. 2015f. Global Action Plan on Antimicrobial Resistance. Technical report, World Health Organization, 45 p. <https://www.who.int/publications/item/9789241509763>
- Wilson, H.V. 1904. Reports on an exploration off the west coast of Mexico, Central and South America, and off the Galapagos Islands, in charge of Alexander Agassiz, by the US Fish Commission steamer “Albatross” during 1891, Lieut. Commander Z.L. Tanner, U.S.S., Commanding. XXVI. The Sponges. Mem. Mus. Comp. Zoology Harv. Coll., 30:1–164
- Woo, J.K., C.K. Kim, C. H. Ahn, D.C. Oh, K.B. Oh and J. Shin. 2015. Additional sesterterpenes and a nortriterpene saponin from the sponge *Clathria gombawuiensis*. J. Nat. Prod., 78(2):218–224. <https://doi.org/10.1021/np500753q>
- Zuleta, I., M. Vitelli, R. Baggio, M. Garland, A. Seldes and J. Palermo. 2002. Novel pteridine alkaloids from the sponge *Clathria* sp. Tetrahedron, 58:4481–4486. [https://doi.org/10.1016/S0040-4020\(02\)00392-7](https://doi.org/10.1016/S0040-4020(02)00392-7)

RECIBIDO/RECEIVED: 18/04/2021

ACEPTADO/ACCEPTED: 14/03/2022



NOTA / NOTE

Dinámicas estacionales en el estuario interior del Guayas, Ecuador

Seasonal dynamics in the inner Guayas Estuary, Ecuador

María José Marín Jarrín^{1*}, José R. Marín Jarrín², Mercy J. Borbor-Córdova³,

0000-0002-9403-8397

0000-0002-4474-8323

0000-0002-7418-141X

Maria Esther Espinoza Celi³ y Luis Domínguez-Granda³

0000-0002-2734-9443

0000-0001-6527-4828

1. Earth Sciences Department, University of Oregon, Eugene, OR, USA. mmarinja@uoregon.edu*

2. Department of Fisheries Biology, California Polytechnic University, Humboldt, Arcata, CA, USA. jose.marinjarrin@humboldt.edu

3. Escuela Superior Politécnica del Litoral (Espol), Guayaquil, Ecuador. meborbor@espol.edu.ec, mareespi@espol.edu.ec, ldomingu@espol.edu.ec

* Autor de correspondencia / Corresponding author.

RESUMEN

El estuario del Guayas en Ecuador es el ecosistema estuarino más grande en América del Sur occidental. Su valor ecológico recae en la provisión de hábitats de refugio y pesquería, así como servicios de filtrado y desintoxicación proveído por organismos filtradores, vegetación y humedales. Para este análisis se usaron observaciones oceanográficas y meteorológicas para entender la variabilidad hidrodinámica de dos áreas de estudio en la parte interna del estuario, Manglares de Churute y Estero Salado, desde febrero de 2016 hasta febrero de 2017. Churute presentó menos impactos antropogénicos que Estero Salado, el cual actualmente no está acoplado al flujo del río y es altamente influenciado por Guayaquil, la segunda ciudad más grande del Ecuador, y efluentes de piscinas camaroneras adyacentes. La influencia del océano y río en Manglares de Churute se observa en los valores superiores de oxígeno disuelto (OD), y menores de salinidad, temperatura y fosfatos que en el Estero Salado, particularmente durante la temporada húmeda, cuando el río es el modo dominante del forzamiento en esos primeros meses calientes y lluviosos del año. Se encontraron niveles hipóxicos (OD debajo de 2 mg L⁻¹) en Estero Salado en varias estaciones durante la caliente temporada lluviosa. Esta información sugiere que la variabilidad estacional (temporada seca/lluviosa) es la mayor influencia de las condiciones hidrográficas del estuario interior del Guayas, agregando variabilidad a la salinidad, turbidez, nutrientes y OD en toda la columna de agua.

PALABRAS CLAVES: hidrodinámica, manglar, estuario, Guayas, estacionalidad.

ABSTRACT

The Guayas estuary in Ecuador is the largest estuarine ecosystem on the Pacific coast of South America. This estuary provides nursery and fisheries habitats, as well as filtering and detoxification services provided by suspension feeders, vegetation, and wetlands. We used oceanographic and meteorological observations to understand the hydrodynamic variability of two areas in the inner part of the estuary, Manglares de Churute and Estero Salado, from February 2016 to February 2017. Churute has less anthropogenic impacts than Estero Salado, which is currently uncoupled from river flow and highly influenced by Guayaquil, the second largest city in Ecuador, and adjacent shrimp pond effluents. The influences from the ocean and river on Churute include higher dissolved oxygen (DO) and lower salinity, temperature and phosphates than in Estero Salado, particularly during the wet season when the river is the dominant mode of forcing in those warm and rainy first months of the year. Hypoxic levels (DO below 2 mg L⁻¹) were found in Estero Salado in several stations during the hot, rainy season. These data suggest seasonal variability (dry/rainy season) influences the hydrographic conditions in the inner Guayas estuary mostly, adding variability to salinity, turbidity, nutrients and DO of the whole water column.

KEYWORDS: hydrodynamics, mangroves, estuary, Guayas, seasonality.

DOI: <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2022.51.2.1125>

Publicado por Invemar

Este es un manuscrito de acceso abierto bajo la licencia CC Reconocimiento-No Comercial-Compartir Igual

Published by Invemar

This is an open Access article under the CC BY-NC-SA

Los estuarios son uno de los ecosistemas más productivos, junto con los corales (Sharples *et al.*, 2017). Esta productividad se ve afectada por fluctuaciones en el forzamiento físico, incluidas las mareas, la descarga de los ríos, la influencia antropogénica y la geomorfología local. El estuario del Guayas es el ecosistema estuarino más grande de la costa del Pacífico de América del Sur y tiene un estuario interior y exterior (Stevenson, 1981; Cucalón, 1983; Twilley *et al.*, 2001; Figura 1a). El estuario exterior es el golfo de Guayaquil, mientras que el estuario interior incluye: 1) el estuario del río Guayas; 2) la Reserva Ecológica del Estero Manglares de Churute, influenciada por los ríos Guayas, Taura y Churute, y 3) la Reserva Faunística de Producción Estero Salado, actualmente desacoplada del caudal fluvial y altamente influenciada por la ciudad de Guayaquil y los efluentes de los estanques camaroneros. La entrada de agua dulce se ve afectada por proyectos hidrológicos, incluida la presa Daule-Peripa y el desvío Bulu Bulu-Cañar.

Se utilizaron observaciones oceanográficas y meteorológicas para describir la variabilidad hidrográfica de dos áreas de estudio en el estuario interior: Manglares de Churute y Estero Salado (en adelante, MC y ES). Estos sitios fueron elegidos por sus diferencias físicas y su importancia para varias especies pesqueras de importancia económica (Solórzano y Viteri, 1993; Naranjo, 2002; Zambrano y Meiners, 2018) y la gran ciudad de Guayaquil.

Se tomaron datos de seis estaciones en MC y siete en ES, desde la desembocadura hasta la cabecera de cada estero a lo largo del canal. Las estaciones se evaluaron mensualmente desde febrero/2016 hasta febrero/2017, durante diferentes etapas de marea, utilizando un perfilador de temperatura de conductividad y profundidad (CTD) (Sontek CastAway) para obtener la salinidad, temperatura y profundidad. La turbidez y el oxígeno disuelto (OD—contenido y porcentaje) se midieron en superficie utilizando un Turbidímetro 2100Q-Hach (calibrado antes de cada campaña) y un dispositivo multiparamétrico Hach-HQ40D, con una Sonda LDO10101-Campo. Los nutrientes (nitritos y fosfatos) se determinaron a partir de muestras de agua superficial tomadas en botellas Nalgene, siempre que estuvieran disponibles. Previo a la toma de muestras, las botellas fueron lavadas con agua Milli-Q y secadas en una campana, y enjuagadas con agua *in-situ*. La precipitación y temperatura del aire se obtuvieron de las estaciones más cercanas a los sitios de estudio: Aeropuerto de Guayaquil y Payo-Bulu Bulu (Figura 1). Se usó un Análisis de Varianza de dos vías (Anova) con el sitio, temporada y su interacción como factores fijos, y valores medios diarios

Estuaries are one of the most productive ecosystems, next to corals (Sharples *et al.*, 2017). This productivity is affected by fluctuations in the physical forcing including tides, river discharge, anthropogenic influence and local geomorphology. The Guayas estuary is the largest estuarine ecosystem on the Pacific coast of South America, and has an inner and outer estuary (Cucalón, 1983; Stevenson, 1981; Twilley *et al.*, 2001; Figure 1A). The outer estuary is the Gulf of Guayaquil, while the inner estuary includes: 1) the Guayas River estuary; 2) the Ecological Reserve of Manglares de Churute estuary, influenced by the Guayas, Taura and Churute rivers, and 3) the Faunistic Production Reserve of Estero Salado, currently uncoupled from river flow and highly influenced by the city of Guayaquil and shrimp pond effluents. Freshwater input is heavily affected by hydrologic projects, including the Daule-Peripa dam and the Bulubulu-Cañar diversion.

We used oceanographic and meteorological observations to describe the hydrographic variability of two study areas in the inner-estuary: Manglares de Churute and Estero Salado (here on referred to as MC and ES). These sites were chosen due to their physical differences, importance for several economically-important fishery species (Solórzano and Viteri, 1993; Naranjo, 2002; Zambrano and Meiners, 2018) and the large city of Guayaquil.

Data were taken from six stations in MC and seven in ES, from the mouth to the head of each estuary along the channel. Stations were evaluated monthly from February/2016 to February/2017, during different tidal stages, using a Conductivity Temperature Depth (CTD) profiler (Sontek CastAway) to obtain salinity, temperature and depth. Turbidity and dissolved oxygen (DO- content and percentage) were measured at the surface using a Turbidimeter 2100Q-Hach (calibrated before each campaign), and a multiparametric device Hach-HQ40D, with an LDO10101-Campo Sonde. Nutrients (nitrites and phosphates) were determined from surface water samples taken in Nalgene bottles, whenever available. These bottles were washed with Milli-Q water and dried in a hood in the lab, and then rinsed with *in-situ* water before sample collection. Precipitation and air temperature were obtained from stations nearest to the study sites: Guayaquil Airport and Payo-Bulu Bulu (Figure 1). We used a two-way Analysis of Variance (Anova) with site, season, and their interaction as fixed factors, and daily mean values as the sampling unit, to determine if the environmental properties varied significantly. The type III sum of squares was computed

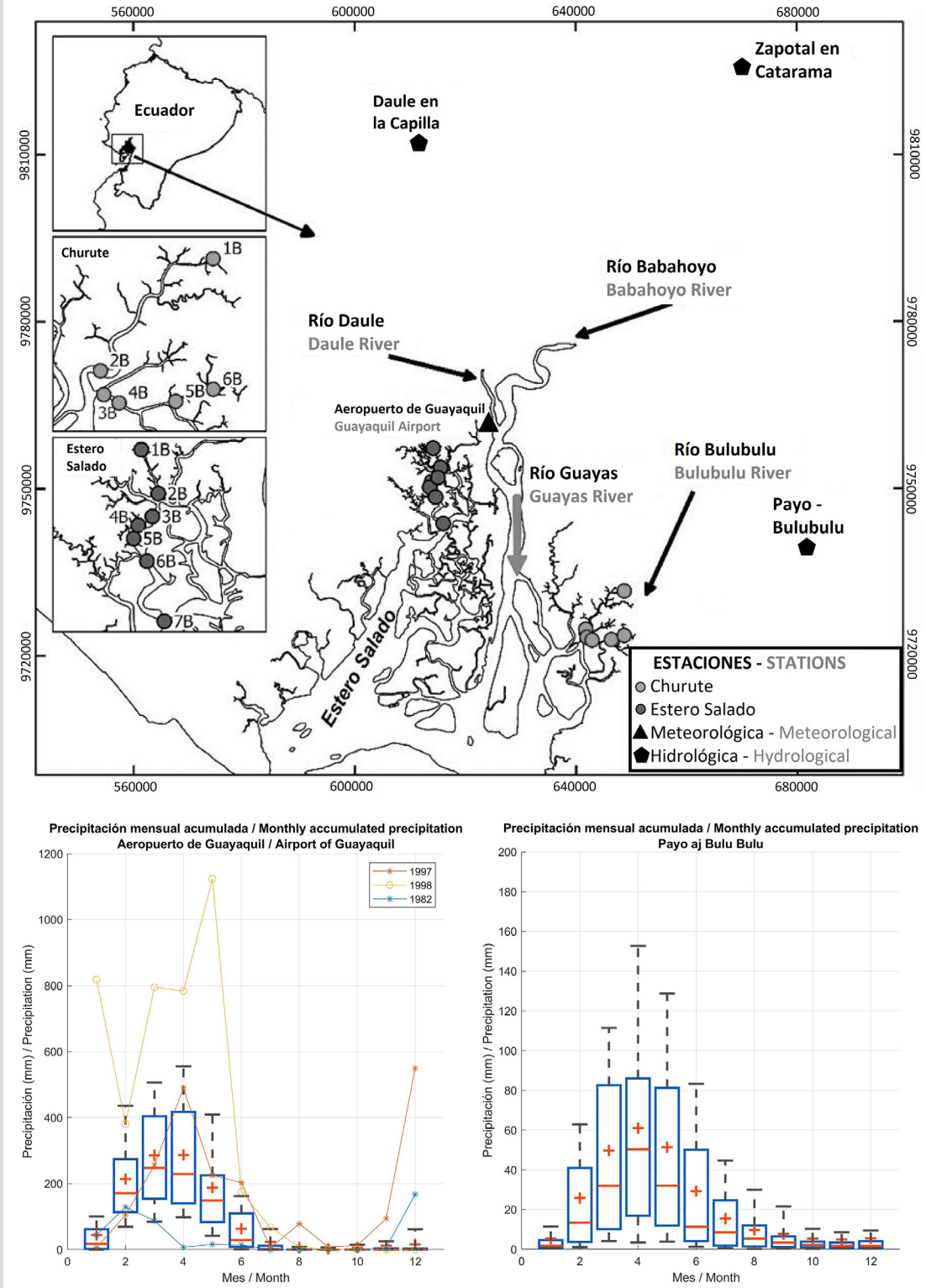


Figura 1. Estuario interior del golfo de Guayaquil: estaciones de Manglares Churute en círculos gris claro; estaciones de Estero Salado en círculos de color gris oscuro; estaciones meteorológicas/hidrológicas en triángulos y pentágonos. Diagrama de caja de precipitación promedio mensual de 1964-2015 para a) Guayaquil y b) Payo-Bulu Bulu. Las líneas negras y grises indican El Niño 1997-1998 (datos no disponibles en la estación Payo). Precipitación del Anuario Meteorológico 1998 del Instituto Nacional de Meteorología del Ecuador N°38.

Figure 1. Gulf of Guayaquil inner estuary: Manglares Churute stations in light grey circles; Estero Salado stations in dark grey circles; meteorological/hydrological stations in triangles and pentagons. Boxplot of monthly-averaged precipitation for 1964-2015 for a) Guayaquil and b) Payo-Bulu Bulu. Black and grey lines show 1997-1998 El Niño (data not available at Payo station). Precipitation from the 1998 Meteorological yearbook of INAMHI (Ecuadorian National Institute of Meteorology) N°38.

como unidad de muestreo, para determinar si las propiedades físicas variaban significativamente. Se calculó la suma de cuadrados de tipo III para determinar significancia porque el diseño de muestreo estuvo desbalanceado (Underwood, 1981). Los datos se transformaron en $\log_{10}(x + 1)$ para cumplir con las suposiciones paramétricas. Las suposiciones se probaron utilizando gráficas de probabilidad normal (cuantiles-cuantiles) y gráficas de caja de residuos versus valores ajustados (Sokal y Rohlf, 1995). Las comparaciones por pares se realizaron utilizando la prueba de Diferencia Honestamente Significativa de Tukey.

La circulación y distribución de la salinidad en el estuario se ven afectadas por dos estaciones: seca (junio a noviembre) y húmeda (diciembre a mayo). La salinidad en el estuario interior (8 a 20 PSU) refleja la estacionalidad de la descarga y la precipitación, junto con el flujo de intercambio (Murray *et al.*, 1975; Cifuentes *et al.*, 1996; Barrera Crespo, 2016). En escalas de tiempo más largas los eventos interanuales como El Niño Oscilación Sur (ENOS) tienen una fuerte influencia en la precipitación y temperatura. Las anomalías positivas de temperatura superficial del mar (SST) en el Pacífico aumentan la convección, lo que genera grandes eventos de precipitación en la costa de Ecuador. Este muestreo comenzó al final de un fuerte ENOS del Pacífico Central (finales de 2014, Tollefson, 2014). Estas anomalías cálidas no desaparecieron del área hasta la tríada de abril-mayo-junio de 2017 (CPC, 2019). El mar ecuatoriano, en la región ENOS 1+2, registró anomalías positivas desde abril/2015 (1,35 °C) hasta mayo/2017 (0,78 °C), con un pico de 2,87 °C en julio/2015. Los muestreos se realizaron durante este evento cálido; por lo tanto, los datos de este trabajo describen el estero del Guayas en condiciones más cálidas y potencialmente más húmedas.

La temperatura del agua superficial (Figura 2a) osciló entre 24,2 y 29,2 °C en MC y entre 26,1 y 36,0 °C en ES, con valores significativamente más altos en esta última ($F_{1,22} = 25,01$, $p < 0,001$). Se encontraron temperaturas más altas en ambos sitios durante la temporada de lluvias (húmeda: $28,6 \pm 1,2$ vs seca: $26,7 \pm 0,5$, $F_{1,22} = 51,20$, $p < 0,001$) junto con salinidades más bajas (0,08 PSU / 37,9 °C en MC, 10,33 PSU / 36,00 °C en ES, Figura 2b). La precipitación en Guayaquil durante enero – abril/2016 tuvo valores $> 150 \text{ mm} \times \text{mes}^{-1}$; para todos los demás meses los valores estuvieron por debajo de $1 \text{ mm} \times \text{mes}^{-1}$. Datos de precipitación no estuvieron disponible para Payo-Bulu Bulu durante el estudio; sin embargo, datos anteriores muestran valores mensuales de 0 a 278 mm, con un máximo en abril (Figura 1c). Al inicio de la temporada seca, la temperatura del

for determining significance because the sampling design was unbalanced (Underwood, 1981). Data were $\log_{10}(x + 1)$ transformed to meet parametric assumptions. Assumptions were tested using normal probability (quantile–quantile) plots, and boxplots of residuals versus fitted values (Sokal and Rohlf, 1995). Pair-wise comparisons were conducted using Tukey’s Honestly Significant Difference test.

Circulation and salinity distribution in the estuary are impacted by two seasons: dry (June to November) and wet season (December to May). Salinity in the inner estuary (8 to 20 PSU) reflect the seasonality of discharge and precipitation, along with exchange flow (Murray *et al.*, 1975; Cifuentes *et al.*, 1996; Barrera Crespo, 2016). On longer timescales, interannual events such as El Niño Southern Oscillation (ENSO) have a strong influence on precipitation and temperature. Positive sea surface temperatures (SST) anomalies in the Pacific enhance convection, leading to large precipitation events on the coast of Ecuador. This survey started at the end of a strong Central Pacific ENSO (late 2014 -Tollefson, 2014). These warm anomalies did not disappear from the area until the 2017 April-May-June triad (Climate Prediction Center, 2020). The Ecuadorian Sea, in the ENSO 1+2 region, registered positive anomalies from April 2015 (1.35 °C) to May of 2017 (0.78 °C), with a peak of 2.87 °C in July 2015. Our surveys were performed during this warm event; thus, our data describe the Guayas estuary in warmer and potentially wetter conditions.

Surface water temperature (Figure 2A) ranged from 24.2 to 29.2 °C in MC and from 26.1 to 36.0 °C in ES, with significantly higher values in the latter ($F_{1,22} = 25.01$, $p < 0.001$). Higher temperatures were found in both sites during the rainy season (Wet: 28.6 ± 1.2 vs. Dry: 26.7 ± 0.5 , $F_{1,22} = 51.20$, $p < 0.001$) along with lower salinities (0.08 PSU / 37.9 °C in MC, 10.33 PSU / 36.00 °C in ES, Figure 2B). Precipitation in Guayaquil during January–April 2016 had values $> 150 \text{ mm} \times \text{month}^{-1}$; for all other months, values were below $1 \text{ mm} \times \text{month}^{-1}$. Precipitation was not available at Payo-Bulu Bulu for the survey; however previous data show monthly values from 0 to 278 mm, with a maximum in April (Figure 1C). As the dry season began, air temperatures decreased from 28.30 °C, in May, to 25.70 °C, in October (at the Guayaquil Airport), and mean salinity increased, reaching a maximum of 29.03 PSU in MC, and 28.50 PSU in ES. Water temperature during the dry season reached its minimum values of 24.20 °C in MC, and 26.10 °C in ES. Salinity in ES was significantly higher than in MC (22.1 ± 5.0 vs. 12.9 ± 7.8 , $F_{1,21} = 4.96$,

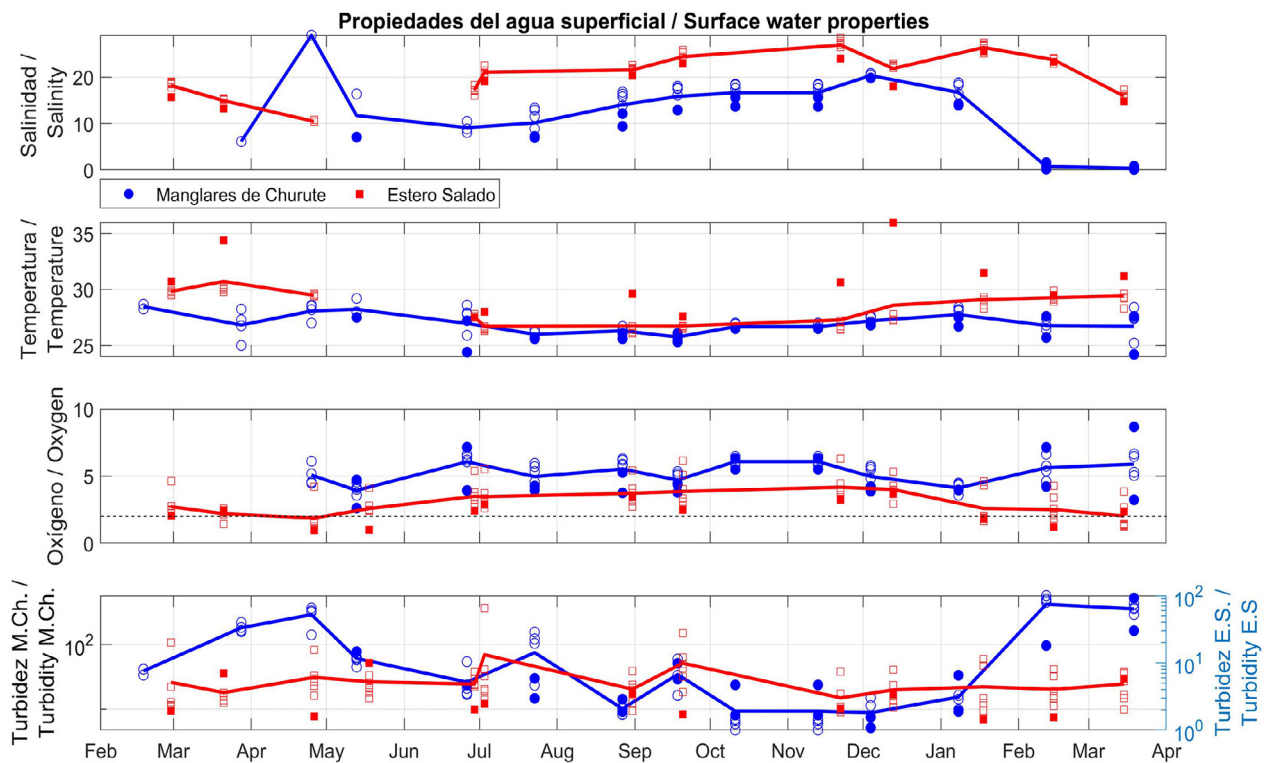


Figura 2. Propiedades del agua superficial en Manglares Churute (seis estaciones en azul) y Estero Salado (siete estaciones en rojo). a) Salinidad (PSU). b) Temperatura ($^{\circ}\text{C}$). c) OD ($\text{mg} \times \text{L}^{-1}$), la línea punteada indica valores bajos de OD a $2 \text{ mg} \times \text{L}^{-1}$. d) Turbidez (log NTU) en MC (eje izquierdo) y ES (eje derecho). Promedios de la encuesta en líneas continuas.

Figure 2. Surface water properties at Manglares Churute (six stations in blue) and Estero Salado (seven stations in red). a) Salinity (PSU). b) Temperature ($^{\circ}\text{C}$). c) DO ($\text{mg} \times \text{L}^{-1}$), the dashed line indicates low DO values at $2 \text{ mg} \times \text{L}^{-1}$. d) Turbidity (log NTU) in MC (left axis), and ES (right axis). Survey averages in continuous lines, samples taken at mouths of each site are shown as filled symbols.

aire disminuyó de $28,30^{\circ}\text{C}$ en mayo a $25,70^{\circ}\text{C}$ en octubre (en el aeropuerto de Guayaquil), y la salinidad media aumentó, alcanzando un máximo de $29,03 \text{ PSU}$ en MC y $28,50 \text{ PSU}$ en ES. La temperatura del agua durante la temporada seca alcanzó sus valores mínimos de $24,20^{\circ}\text{C}$ en MC y $26,10^{\circ}\text{C}$ en ES. La salinidad en ES fue significativamente mayor que en MC ($22,1 \pm 5,0$ vs $12,9 \pm 7,8$, $F_{1,21} = 4,96$, $p = 0,04$), lo que indica la influencia del agua dulce principalmente por la precipitación y la falta de entrada del río en ES (Figura 2b).

La mayoría de las estaciones MC presentaron valores de OD entre 2 y $6,5 \text{ mg} \times \text{L}^{-1}$, mientras que ES registró valores más bajos (promedio $2,5 \text{ mg} \times \text{L}^{-1}$), con hipoxia ($< 2,0 \text{ mg} \times \text{L}^{-1}$) de enero a abril (Figura 2c). MC registró niveles de OD significativamente más altos que ES ($5,3 \pm 0,8$ vs $3,0 \pm 0,8$, $F_{1,21} = 73,53$, $p < 0,001$). Los valores promedio de OD en ambas áreas aumentaron en la temporada seca: MC promedió $5,1 \text{ mg} \times \text{L}^{-1}$ y ES $4 \text{ mg} \times \text{L}^{-1}$. Los valores fueron significativamente más bajos durante la temporada de lluvias ($F_{1,21} = 4,96$, $p = 0,001$). Las diferencias entre la desembocadura y la cabecera de los estuarios muestran la

$p = 0,04$), indicando la influencia de agua dulce principalmente por la precipitación, y la falta de entrada del río en ES (Figura 2b).

Most of the MC stations had DO values between 2 and $6.5 \text{ mg} \times \text{L}^{-1}$, while ES registered lower values (average $2.5 \text{ mg} \times \text{L}^{-1}$), with hypoxia ($< 2.0 \text{ mg} \times \text{L}^{-1}$) from January to April (Figure 2C). MC registered significantly higher DO levels than ES (5.3 ± 0.8 vs. 3.0 ± 0.8 , $F_{1,21} = 73.53$, $p < 0.001$). Average DO values in both areas increased in the dry season: MC averaged $5.1 \text{ mg} \times \text{L}^{-1}$, and ES $4 \text{ mg} \times \text{L}^{-1}$. Values were significantly lower during the wet season ($F_{1,21} = 4.96$, $p = 0.001$). Differences between the mouth and the head of the estuaries show the influence of the ocean, with lowest values at the heads of the estuaries. The wet 2017 season had lower values of DO in both study areas compared to 2016, as expected from the solubility relationship (higher DO under lower temperatures, and vice versa -Weiss, 1970). Higher DO values in MC, in particular during the wet season, might suggest city-related contamination, waters from shrimp farms and lack of mixing or entrainment in ES (Solorzano and Viteri, 1993; Limongi *et al.*, 2018).

influencia del océano, con valores más bajos en las cabeceras de los estuarios. La temporada húmeda de 2017 tuvo valores más bajos de OD en ambas áreas de estudio en comparación con 2016, como se esperaba de la relación de solubilidad (OD más alto a temperaturas más bajas y viceversa -Weiss, 1970). Los valores más altos de OD en MC, en particular durante la temporada de lluvias, podrían sugerir contaminación relacionada con la ciudad, aguas de granjas camaroneras y falta de mezcla o aislamiento en ES (Solórzano y Viteri, 1993; Limongi *et al.*, 2018).

La turbidez en MC fue un orden de magnitud mayor que en ES (Figura 2d). En MC, la turbidez más alta se encontró en la temporada de lluvias y pareció estar asociados con una salinidad más baja, mientras que la temporada seca mostró la turbidez más baja y la salinidad más alta. En contraste, los valores de turbidez de ES fueron más altos durante la temporada seca entre marzo y septiembre, cuando la precipitación se redujo a su mínimo. Los nitritos (Tabla 1) muestran interacción significativa entre sitios y estaciones ($F_{1,20} = 5,69$, $p = 0,03$), con valores más altos en ES durante la temporada húmeda y seca que en MC durante la temporada húmeda ($p < 0,04$). Los fosfatos fueron significativamente más altos en ES que en MC ($0,31 \pm 0,17$ vs $0,17 \pm 0,16$, $F_{1,22} = 10,64$, $p = 0,004$) y durante la temporada seca en comparación con la temporada húmeda ($0,34 \pm 0,22$ vs $0,17 \pm 0,10$, $F_{1,22} = 7,17$, $p = 0,01$). Los valores elevados de nutrientes en ES, aunque escasos, son indicativos de la influencia antropogénica (Borbor-Córdova *et al.*, 2006; Cárdenas Calle, 2010; Limongi *et al.*, 2018).

Tabla 1. Nutrientes superficiales en Manglares Churute y Estero Salado durante 2016. Medias y desviaciones estándar determinadas para cada estación y cada temporada.

		Época seca / Dry season		Época húmeda / Rainy season	
		Media / Mean	Desviación estandar / Standard deviation	Media / Mean	Desviación estandar / Standard deviation
Nitritos / Nitrites	Estero Salado	0.0614	0.0326	0.0909	0.0550
	Manglares de Churute	0.0498	0.0191	0.0288	0.0258
Fosfatos / Phosphates	Estero Salado	0.3923	0.2978	0.2316	0.1390
	Manglares de Churute	0.2207	0.4884	0.1338	0.1469

Los perfiles de densidad fueron más altos en la estación 3 en MC ($1007 \text{ kg} \times \text{m}^{-3}$ en febrero, $10105 \text{ kg} \times \text{m}^{-3}$ en septiembre), con los valores más altos en profundidad indicativos del forzamiento del océano (Fig. 3). La densidad en MC también disminuyó en las estaciones de los brazos de

Turbidity values in MC were an order of magnitude greater than in ES (Figure 2D). In MC, the highest turbidity values were found in the wet season and appeared to be associated with lower salinity, while the dry season showed the lowest turbidity and high salinity. In contrast, ES's turbidity values were higher during the dry season between March and September, when precipitation was reduced to its minimum. There was a significant interaction in nitrites between sites and seasons ($F_{1,20} = 5.69$, $p = 0.03$, Table 1), with higher values in ES during the wet and dry season than in MC during the wet season ($p < 0.04$). Phosphates were significantly higher in ES than MC (0.31 ± 0.17 vs. 0.17 ± 0.16 , $F_{1,22} = 10.64$, $p = 0.004$) and during the dry when compared to the wet season (0.34 ± 0.22 vs. 0.17 ± 0.10 , $F_{1,22} = 7.17$, $p = 0.01$). Elevated nutrient values in ES, though scarce, are indicative of anthropogenic influence in the estuary (Borbor-Córdova *et al.*, 2006; Cárdenas Calle, 2010; Limongi *et al.*, 2018).

Table 1. Surface nutrients in Manglares Churute and Estero Salado during 2016. Means and standard deviations determined for each station and each season.

		Época seca / Dry season		Época húmeda / Rainy season	
		Media / Mean	Desviación estandar / Standard deviation	Media / Mean	Desviación estandar / Standard deviation
Nitrites / Nitrites	Estero Salado	0.0614	0.0326	0.0909	0.0550
	Manglares de Churute	0.0498	0.0191	0.0288	0.0258
Phosphates / Phosphates	Estero Salado	0.3923	0.2978	0.2316	0.1390
	Manglares de Churute	0.2207	0.4884	0.1338	0.1469

CTD profiles of density were highest at station 3 in MC ($1007 \text{ kg} \times \text{m}^{-3}$ in February, $1010.5 \text{ kg} \times \text{m}^{-3}$ in September), with the highest values at depth indicative of the ocean forcing (Fig. 3). Density at MC also decreased at the stations up the arms of the estuary (from stations 3 to 1 and

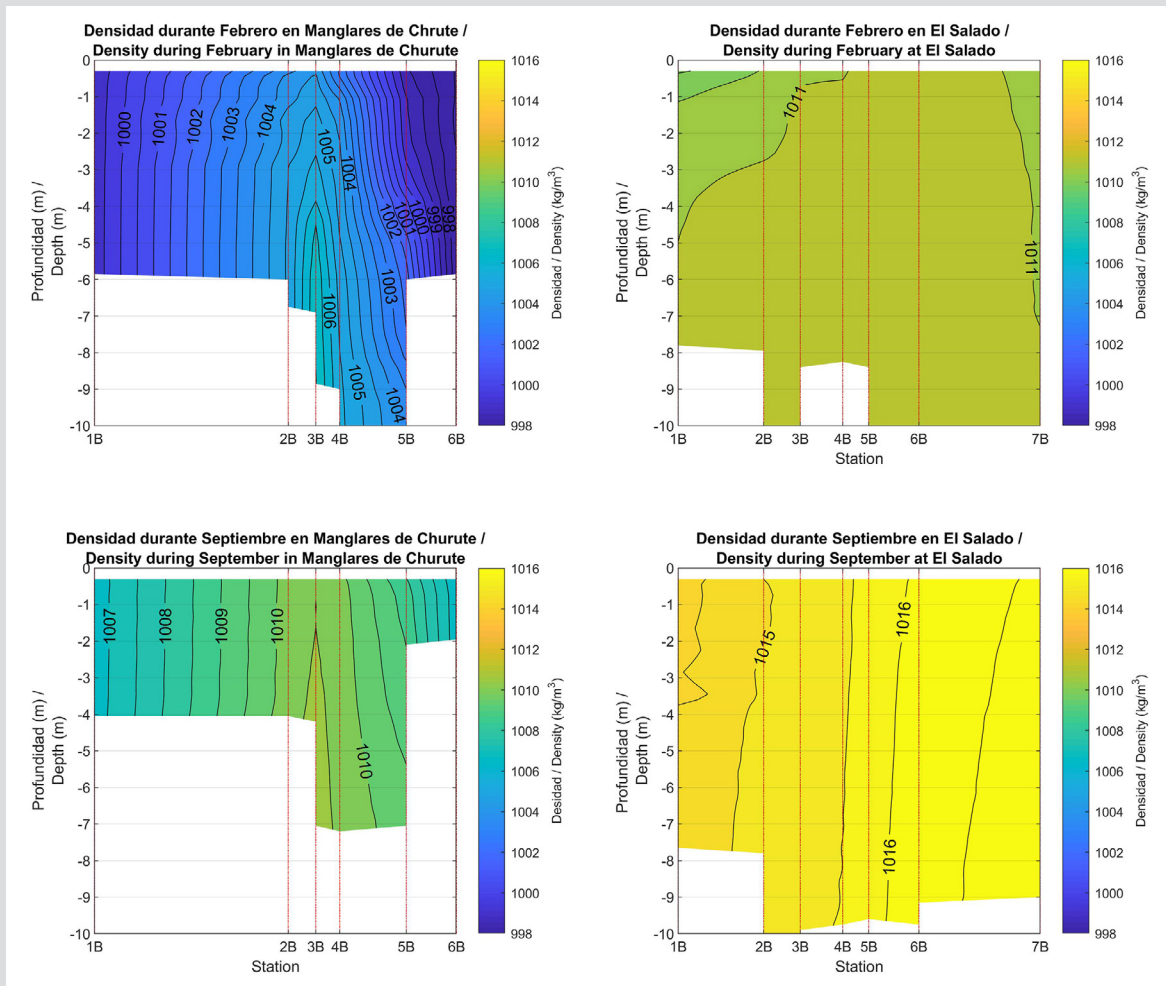


Figura 3. Paneles de la izquierda: Contornos del perfil de densidad durante febrero (arriba) y septiembre (abajo) en el medio del canal en Manglares de Churute (paneles de la izquierda) y Estero Salado (paneles de la derecha).

Figure 3. Left panels: Density profile contours during February (top) and September (bottom) in the middle of the channel at Manglares de Churute (left panels) and Estero Salado (right panels).

la ría (de las estaciones 3 a 1 y de 3 a 6). En ES, la densidad disminuyó con la distancia a la desembocadura del estuario y aumentó con profundidad, posiblemente debido a la falta de entrada de agua dulce (Figura 3c-d). En septiembre se encontró mayor densidad (relacionada con mayor salinidad y menor temperatura) ($1014 \text{ kg} \times \text{m}^{-3}$ en la cabeza y $1017 \text{ kg} \times \text{m}^{-3}$ en la boca); en febrero las lecturas fueron menores con valores entre $1010 \text{ kg} \times \text{m}^{-3}$ en la estación 1 (cabeza) y $1011 \text{ kg} \times \text{m}^{-3}$ en la estación 7 (boca).

Los resultados sugieren que las condiciones hidrográficas en el estuario interior del Guayas están influenciadas por la variabilidad estacional y las actividades antropogénicas. Variabilidad estacional influye de manera diferente en los dos estuarios, ya que MC está más conectado con el río Guayas y tiene un efecto de aislamiento más fuerte que ES, que no está conectado a un río y en una ubicación urbana.

from 3 to 6). In ES, density decreased with distance from the mouth of the estuary, and increased with depth, potentially due to the lack of freshwater input (Figure 3c-d). Higher density (related to higher salinity and lower temperature) were found in September ($1014 \text{ kg} \times \text{m}^{-3}$ at the head and $1017 \text{ kg} \times \text{m}^{-3}$ at the mouth), while in February, readings were lower with values between $1010 \text{ kg} \times \text{m}^{-3}$ at station 1 (head) and $1011 \text{ kg} \times \text{m}^{-3}$ at station 7 (mouth).

Our results suggest that hydrographic conditions in the inner Guayas estuary are influenced by seasonal variability and anthropogenic activities. Seasonal variability influences the two estuaries differently, as MC is more connected to the Guayas River, and has a stronger runoff effect than ES, which is not connected to a river and in an urban location.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo contó con el apoyo de la Secretaría de Educación, Ciencia, Tecnología e Innovación del Ecuador, bajo la concesión número Senescyt M2-DI-2015. Se agradece al Dr. Stanislaus Sonnenholzner (Cenaim-Espol) por el préstamo del perfilador CastAway CTD utilizado durante este estudio y, especialmente, a Michelle Schuiteman por revisar un borrador anterior, así como a dos revisores anónimos y al editor. Los análisis estadísticos se realizaron utilizando el software R Core.

ACKNOWLEDGMENTS

This work was supported by the Education, Science, Technology, and Innovation Secretary of Ecuador, under grant number Senescyt M2-DI-2015. We are thankful to Dr. Stanislaus Sonnenholzner (Cenaim -Espol) for the loan of the Cast CTD profiler used in the casts during this study. We are especially grateful to Michelle Schuiteman for reviewing an earlier draft, as well as two anonymous reviewers and the Editor. Statistical analyses were performed using the R Core software.

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Barrera Crespo, P.D., 2016. Delft3D Flexible Mesh modelling of the Guayas River and estuary system in Ecuador. TUDelft.
- Cifuentes, L.A., R.B. Coffin, L. Solórzano, W. Cárdenas, J. Espinoza and R.R. Twilley. 1996. Isotopic and elemental variations of carbon and nitrogen in a mangrove estuary. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 43: 781-800. <https://doi.org/10.1006/ecss.1996.0103>
- Cucalón, E., 1983. Temperature, Salinity and Water Mass Distribution Off Ecuador During an El Niño Event in 1976. *Rev. Ciencias del Mar y Limnol.* 2, 1-25 p.
- Limongi, D., M. Cárdenas-Calle, L. Troccoli. 2018. Compuestos nitrogenados en los sedimentos del Estero San Camilo: Guayas, Ecuador, y su relación con actividades antropicas adyacentes 13.
- Murray, S., D. Cordon, A. Siripong and J. Santoro. 1975. Circulation and salinity distribution in the rio Guayas estuary, Ecuador, in: *Geology and Engineering*. Elsevier, 345–363 p. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-197502-9.50026-5>
- Naranjo, C. 2002. Zooplankton en el estuario interior del golfo de Guayaquil, durante Mayo del 2001. *Acta Ocean. del Pacífico*, Inocar 11, 101-112 p.
- Sharples, J., J.J. Middelburg, K. Fennel and T.D. Jickells. 2017. What proportion of riverine nutrients reaches the open ocean? *Global Biogeochem. Cycles* 31, 39–58 p. <https://doi.org/10.1002/2016GB005483>
- Sokal, R. and F. Rohlf. 1995. *Biometry*, 3rd ed. San Francisco.
- Solorzano, L. and G. Viteri. 1993. Investigación química del Estero Salado. *Rev. Ciencias del Mar y Limnol.* 3, 227 P.
- Stevenson, M. 1981. Variaciones estacionales en el golfo de Guayaquil. *Bol. Cient. y Tec. INP* 4, 1–133 p.
- Tollefson, J. 2014. El Niño tests forecasters. *Nature* 508, 20-21 p.
- Twilley, R.R., W. Cardenas, V.H. Rivera-Monroy, J. Espinoza, R. Suescum, M.M. Armijos and L. Solorzano. 2001. The Gulf of Guayaquil and the Guayas river estuary, Ecuador, in: *Coastal Marine Ecosystems of Latin America*. Berlin, 245–263 p. <https://doi.org/10.1007/978-3-662-04482-7>
- Underwood, J. A. 1981. Techniques of analysis of variance in experimental marine biology and ecology. *Annu. Rev. Oceanogr. Mar. Biol.* 19, 513-605 p.
- Weiss, R.F. 1970. The solubility of nitrogen, oxygen and argon in water and seawater. *Deep. Res.* 17, 721–735 p.
- Zambrano, R. y C. Meiners. 2018. Notas sobre taxonomía, biología y pesquería de *Ucides occidentalis* (Brachyura: Ocypodidae) con énfasis en el golfo de Guayaquil, Ecuador. *Rev. Perú. Biol.* 25, 55-66 p. <https://doi.org/10.15381/rpb.v25i1.13821>

RECIBIDO/RECEIVED: 16/12/2020

ACEPTADO/ACCEPTED: 07/04/2022





NOTA / NOTE


Mortalidad del coral *Acropora palmata* por una enfermedad similar al *white pox* en la bahía de Cinto, Parque Nacional Natural Tayrona, Caribe colombiano

Mortality of the coral *Acropora palmata* for a disease similar to white pox in Cinto Bay, Tayrona National Natural Park, Colombian Caribbean

Raúl Navas-Camacho^{1*}, Rebeca Franke Ante² y Andrés Acosta Chaparro¹

 0000-0002-6062-315X

 0000-0002-0956-0915

 0000-0002-0618-5689

1. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras - Invemar. raul.navas@invemar.org.co*, andres.acosta@invemar.org.co

2. Parques Nacionales de Colombia, Dirección Territorial Caribe. rebeca.franke@parquesnacionales.gov.co

* Autor de correspondencia / Corresponding author.

RESUMEN

El Parque Nacional Natural Tayrona, ubicado en la costa Caribe colombiana, está formado por una costa de acantilados y bahías en su mitad occidental, en cuyo interior se encuentran formaciones coralinas. En 2005 se encontró una formación en la bahía de Cinto dominada por *Acropora palmata* afectada por una enfermedad cuyas lesiones eran similares a las causadas por la enfermedad de White Pox. Durante los siguientes dos años se realizó un seguimiento a 15 lesiones mediante registro fotográfico en tres ocasiones distintas (mayo y agosto de 2006 y marzo 2007), coincidiendo con las dos épocas climáticas contrastantes de la región. Se encontró un crecimiento permanente en todas las lesiones con un promedio de 0,8 cm²/día. Contrario a lo observado en el white pox y otras enfermedades en la región, estas lesiones no dejaron de crecer al descender la temperatura en los primeros meses del año. Este trabajo describe el aspecto general, los distintos estadios de crecimiento y la velocidad con que se expanden las lesiones en comparación con estudios previos en el Caribe. Por su aspecto y porque solo afectaba a colonias de *A. palmata* se pensó que se trataba de white pox, pero esta hipótesis no pudo verificarse concluyentemente.

PALABRAS CLAVE: *Acropora palmata*, mortalidad coralina, enfermedades coralinas, SIMAC, Parques Nacionales.

ABSTRACT

The Tayrona National Natural Park, located on the Colombian Caribbean coast, has a coastline shaped by cliffs and bays in its western part, with the presence of coral formations. In 2005, a coral formation dominated by *Acropora palmata* affected by lesions similar to those caused by White Pox disease was found in Cinto bay. Subsequently, 15 lesions were followed and photographed in three different occasions (May and August 2006 and March 2007), coinciding with the two contrasting climatic seasons of the region. Permanent growth was found in all lesions with an average of 0.8 cm²/day. Contrary to what was observed with white pox and other diseases in the region, these lesions did not stop growing when the temperature dropped in the first months of the year. This work describes the general appearance of the lesions, their different growth stages and the speed with which they expanded compared to previous studies of white pox in the Caribbean. Due to its appearance and that it only affected colonies of *A. palmata*, it was originally thought that this disease was a white pox, but this hypothesis could not be verified conclusively.

KEYWORDS: *Acropora palmata*, coral mortality, coral diseases, National Parks.

DOI: <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2022.51.2.1257>

Publicado por Invemar

Este es un manuscrito de acceso abierto bajo la licencia CC Reconocimiento-No Comercial-Compartir Igual

Published by Invemar
This is an open Access article under the CC BY-NC-SA

Acropora palmata es una especie de coral considerada amenazada en todo el planeta (Sullivan *et al.*, 1993), incluida en el Apéndice II de CITES. En Colombia está incluida en el Libro Rojo de Especies Amenazadas, catalogada como especie en peligro de extinción (Ardila *et al.*, 2002; Reyes y Santodomingo, 2002; García-Urueña y Garzón-Machado, 2020). Se ha encontrado que esta especie es susceptible al blanqueamiento y a diversas enfermedades de corales (Holden, 1996; Smith *et al.*, 1996; Goreau *et al.*, 1998; Green y Bruckner, 2000; Bruckner, 2002; Rosenberg y Bem-Haim, 2002; Sutherland *et al.*, 2004, 2011; Cróquer *et al.*, 2006; Weil *et al.*, 2006; Gil-Agudelo *et al.*, 2009; Navas-Camacho *et al.*, 2010; Vega *et al.*, 2014), en particular el White Pox, que solo afecta a *A. palmata* (Patterson *et al.*, 2002; Casadevall y Pirofski, 2014; Lamb *et al.*, 2014; Muller y van Woesik, 2014; Pollock *et al.*, 2014; Joyner *et al.*, 2015; Sutherland *et al.*, 2016; García-Urueña y Garzón-Machado, 2020; Young *et al.*, 2020).

En 2005, como parte del sistema nacional de monitoreo de arrecifes coralinos de Colombia (SIMAC), en bahía Cinto (Parque Nacional Natural Tayrona) (Díaz *et al.*, 2000) se encontró un parche de *A. palmata* a 11° 20' 34,78" N y 74° 03' 51,2" W, afectado por una enfermedad de apariencia similar a White Pox (Figura 1). Durante tres ocasiones, en mayo y agosto de 2006 y marzo de 2007, se realizó un seguimiento fotográfico de las lesiones y una estimación de la pérdida de tejido coralino vivo asociada. Se marcaron quince (15) lesiones con un código alfanumérico y se tomaron fotografías de cada una en cada fecha para medir el área de los bordes internos y externos de cada lesión con el programa CPC'e (Kohler y Gill, 2006). Cada medición se repitió tres veces durante cada período de seguimiento. Se llevaron a cabo estadísticas descriptivas. Se utilizó la prueba de Shapiro-Wilk para probar la normalidad en la distribución de los datos y la prueba de Kruskal-Wallis para determinar si había diferencias significativas entre los tres períodos de estudio. Se realizó una prueba de comparación múltiple de Dunn para determinar entre cuál de los tres momentos de recolección de datos se presentaron las diferencias significativas. Para caracterizar las principales etapas de las lesiones, se marcaron y describieron adicionalmente 302 lesiones en detalle.

Las lesiones que se observan son manchas blancas irregulares, de textura dura y lisa como una costra nacarada ya medida que crecen, el centro se erosiona y se puebla de algas cespitosas. A medida que crecen, las lesiones cambian de aspecto, se unen y aumentan de tamaño (ver Tabla 1). De las 302 lesiones encontradas, 110 (36,4 %) tenían tamaños entre 1

Acropora palmata is a coral species considered globally threatened (Sullivan *et al.*, 1993), included in the Appendix II of CITES. In Colombia, it is included in the Red Book of Threatened Species, cataloged as an endangered species (Ardila *et al.*, 2002; Reyes and Santodomingo, 2002; García-Urueña and Garzón-Machado, 2020). This species has been found to be susceptible to bleaching and diverse coral diseases (Holden, 1996; Smith *et al.*, 1996; Goreau *et al.*, 1998; Green and Bruckner, 2000; Bruckner, 2002; Rosenberg and Bem-Haim, 2002; Sutherland *et al.*, 2004, 2011; Cróquer *et al.*, 2006; Weil *et al.*, 2006; Gil-Agudelo *et al.*, 2009; Navas-Camacho *et al.*, 2010; Vega *et al.*, 2014), particularly white pox disease, which only affects *A. palmata* (Patterson *et al.*, 2002; Casadevall and Pirofski, 2014; Lamb *et al.*, 2014; Muller and van Woesik, 2014; Pollock *et al.*, 2014; Joyner *et al.*, 2015; Sutherland *et al.*, 2016; Young *et al.*, 2020)

In 2005, as part of the National Coral Reef Monitoring System of Colombia (SIMAC in Spanish), in Cinto Bay (Tayrona National Park) (Díaz *et al.*, 2000) a patch of *A. palmata* (11° 20' 34.78" N and 74° 03' 51.21" W), affected by a disease similar in appearance to White Pox (Figure 1). During three occasions, in May and August 2006 and March 2007, photographic monitoring of the lesions and estimation of the associated loss of living coral tissue was carried out. Fifteen (15) lesions were marked with an alphanumeric code and photographs were taken of each one on each date to analyze the area of the internal and external borders of each lesion with the CPC'e program (Kohler and Gill, 2006). Each measurement was repeated three times during each follow-up period. Descriptive statistics were calculated. Shapiro-Wilk's test was used to test for normality in the distribution of the data and a Kruskal-Wallis test was used to determine if there were significant differences between the three study periods. A Dunn's multiple comparison test was carried out to determine between which of the three data collection moments the significant differences were present. To characterize the main stages of the lesions, 302 lesions were additionally marked and described in detail.

The lesions observed are irregular white spots, with a smooth hard texture like a pearly scab and, as they grow, the center erodes and is covered by algal turfs. As they grow, the lesions change their appearance, join one another and increase in size (see Table 1). Out of the 302 lesions found, 110 (36.4 %) had sizes between 1 and 5 cm² (Table 1), followed by those with less than 1 cm², 75 (24.8 %).

y 5 cm² (Tabla 1), seguidas de las que tenían menos de 1 cm², 75 (24,8 %). Las lesiones mayores de 5 cm² mostraban la pérdida de los cálices y era evidente la presencia de una capa lisa y nacarada; las lesiones mayores de 10 cm² mostraron la pérdida del área interna del coral y su sustitución por un césped algal (Figura 1b).

Se encontró una tasa máxima de crecimiento de 0,8 cm²/día (0,4 ± 0,3 cm²/día). Los bordes exterior e interior de las lesiones (Figura 1b) se expandieron permanentemente durante el período de estudio. Mientras que no hubo diferencias significativas en el crecimiento de los bordes internos, los bordes externos mostraron diferencias en el crecimiento promedio de las lesiones (H = 6,87, gl = 2, p < 0,032) entre los tres tiempos de evaluación, (H = 3,89, gl = 2, p = 0,14).

Lesions larger than 5 cm² showed the loss of the calyces and the presence of a smooth and pearly layer was evident; lesions larger than 10 cm² showed the loss of the internal area of the coral and its replacement by an algal turf (Figure 1b).

A maximum growth rate of 0.8 cm²/day (0.4 ± 0.3 cm²/day) was found. The outer and inner edges of the lesions (Figure 1b) were permanently expanding during the study period. While there were no significant differences in the growth of the inner edges, the outer edges showed differences in the average growth of the lesions (H = 6.87, gl = 2, p < 0.032) between the three evaluation times, (H = 3.89, gl = 2, p = 0.14).

Tabla 1. Principales características morfológicas, rangos de tamaño y número de lesiones por rango, observadas en la formación de *A. palmata* en Bahía Cinto, PNN Tayrona.

Table 1. Main morphological characteristics, size ranges, and number of lesions per range, observed in the *A. palmata* formation in Cinto Bay, PNN Tayrona

Area (cm ²)	Número de lesiones / Number of lesions	Características / Characteristics
De 0 a 1 / From 0 to 1	75	Puntos blancos o manchas pequeñas casi siempre circulares. Bajo el delgado manto blanco pueden verse aún los cálices del coral. / Small white spots almost always circular, devoid of soft tissue in which some corallites can be seen.
De 1 a 5 / From 1 to 5	110	El manto blanco va tomando una textura lisa y se van perdiendo la forma de los cálices hacia el interior del área muerta. / Pearly white scab takes on a smooth texture and structure of the corallites is lost towards the interior of the dead area.
De 5 a 10 / From 5 to 10	62	Manchas irregulares, la superficie del manto blanco es cada vez más lisa. Al interior del área muerta se rompe el manto blanco y se coloniza por algas filamentosas. / Irregular spots, surface of pearly white scab increasingly smooth and thick. Inner area broken and colonized by filamentous algae.
De 10 a 20 / From 10 to 20	34	Manchas muy irregulares, manto blanco muy grueso y liso. Puede tener más de una zona de colonización de algas filamentosas e incluso algas incrustantes. Borde externo de la lesión son delgados. Se comienzan a fundir varias lesiones incrementando el área muerta. La mancha blanca ya no es cerrada, entran en contacto las áreas con algas y el tejido coralino vivo. / Very irregular spots, pearly white scab very thick and smooth. Lesions can have more than one zone of colonization by filamentous algae and even encrusting algae. The inner edge of the lesions becomes thinner (Figure 1. white arrow). Several lesions are joined increasing the dead area. The white spot is no longer closed, areas with algae and living coral tissue come into contact.
> 20	21	Lesiones de aspecto similar a la anterior, donde los bordes originales de la costra blanco nacarada desaparecen en algunos sectores y sólo queda una zona cada vez mayor cubierta por algas y los bordes de las lesiones son sólo una fina línea blanca. La costra blanca perlada y la expansión de la lesión continúan por otros sectores. En la lesión se aprecian algas de tipo calcáreo. / Lesions with a similar appearance to previous one, where original edges of pearly white scab disappear in some sectors and only an increasing area covered by algae remains and edges of lesions are only a thin white line. Pearly white scab and expansion of lesion continues through other sectors. Calcareous-type algae can be seen in lesion.

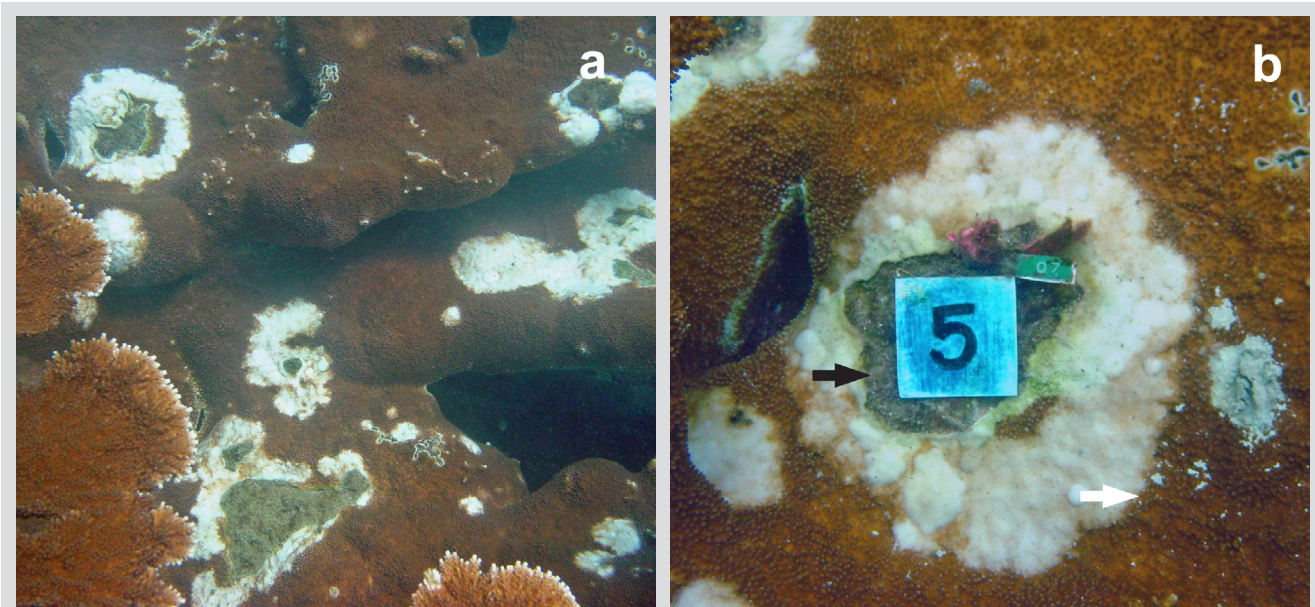


Figura 1. a) Colonia de *Acropora palmata* en la bahía de Cinto en 2005 invadida por lesiones de un agente de deterioro con apariencia similar al White Pox. **b)** Detalle de una lesión con engrosamiento y textura perlada característica de estas lesiones y área interna totalmente erosionadas e invadidas por algas de césped. Flecha blanca = bordes exteriores; Flecha negra = bordes interiores.

Figure 1. a) Colony of *Acropora palmata* in the bay of Cinto in 2005 invaded by lesions of a deterioration agent with an appearance similar to that of White Pox. **b)** Close-up of a lesion with thickening and pearl texture characteristic of these lesions and internal area totally eroded and invaded by turf algae. Red arrow = outer edges; White arrow = inner edges

Inicialmente, la área nacarada era más ancha que el área interna poblada por algas; en lesiones grandes la zona de la costra nacarada era menos ancha y la zona con algas mucho más grande. Si la lesión avanza rápidamente, el ancho de la banda es mayor, si su velocidad de deterioro disminuye, la zona erosionada por las algas avanza más rápido estrechando la zona de la costra nacarada.

El descenso de la temperatura en los primeros meses del año, que alcanza 22 °C, no frena ni elimina la enfermedad como se ve en otras enfermedades de los corales. Por el contrario, en marzo de 2007 el área de lesiones aumentó significativamente ($H = 6,87, p < 0,032$) con respecto a mayo y agosto de 2006. La prueba de rangos múltiples ilustra la diferencia entre los datos de crecimiento promedio registrados en los tres momentos de la recolección de datos (Figura 2). Durante el estudio, las lesiones continuaron creciendo y extendiéndose por toda la formación coralina. Incluso, como se observa en la última foto de la secuencia (Figura 3), diferentes lesiones en crecimiento se fusionaron aumentando el área afectada.

Mediante la prueba de rangos múltiples de LSD se observaron diferencias entre marzo de 2007 y mayo y agosto de 2006.

Initially, the pearly area was wider than the internal area populated by algae; in large lesions the pearly scab area was less wide and the area with algae much larger. If the lesion advances rapidly, the width of the band is larger, if its deterioration speed decreases, the area eroded with algae advance faster narrowing the pearly scab area.

The decrease in temperature in the first months of the year, which lowers to 22 °C, does not stop or eliminate the disease as seen in other coral diseases. On the contrary, in March 2007 the area of the lesions increased significantly ($H = 6.87, p < 0.032$) compared to May and August 2006. The multiple range test illustrates the difference between the average growths data recorded in the three moments of data collection (Figure 2). During the study, the lesions continued to grow and spread throughout the coral formation. Even, as observed in the last photo of the sequence (Figure 3), different growing lesions merged, increasing the affected area.

Through the LSD multiple range test, differences between March 2007 and May and August 2006 were observed.

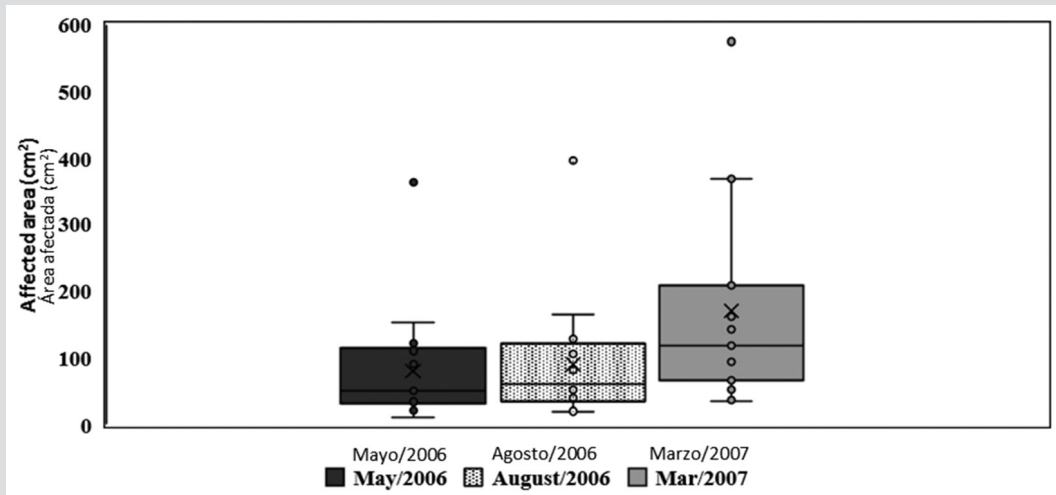


Figura 2. Diagrama de caja y bigotes que muestra los promedios (x), el medio (línea dentro de la caja), los cuartiles (borde de las cajas) y los valores máximo y mínimo (puntos superior e inferior) en los bordes exteriores de las áreas afectadas para cada uno de los periodos de muestreo.

Figure 2. Box and whisker plot showing the averages (x), medium (line inside the box), quartiles (border of the boxes) and the maximum and minimum values (upper and lower points) at the outer edges of the affected areas for each of the sampling periods.

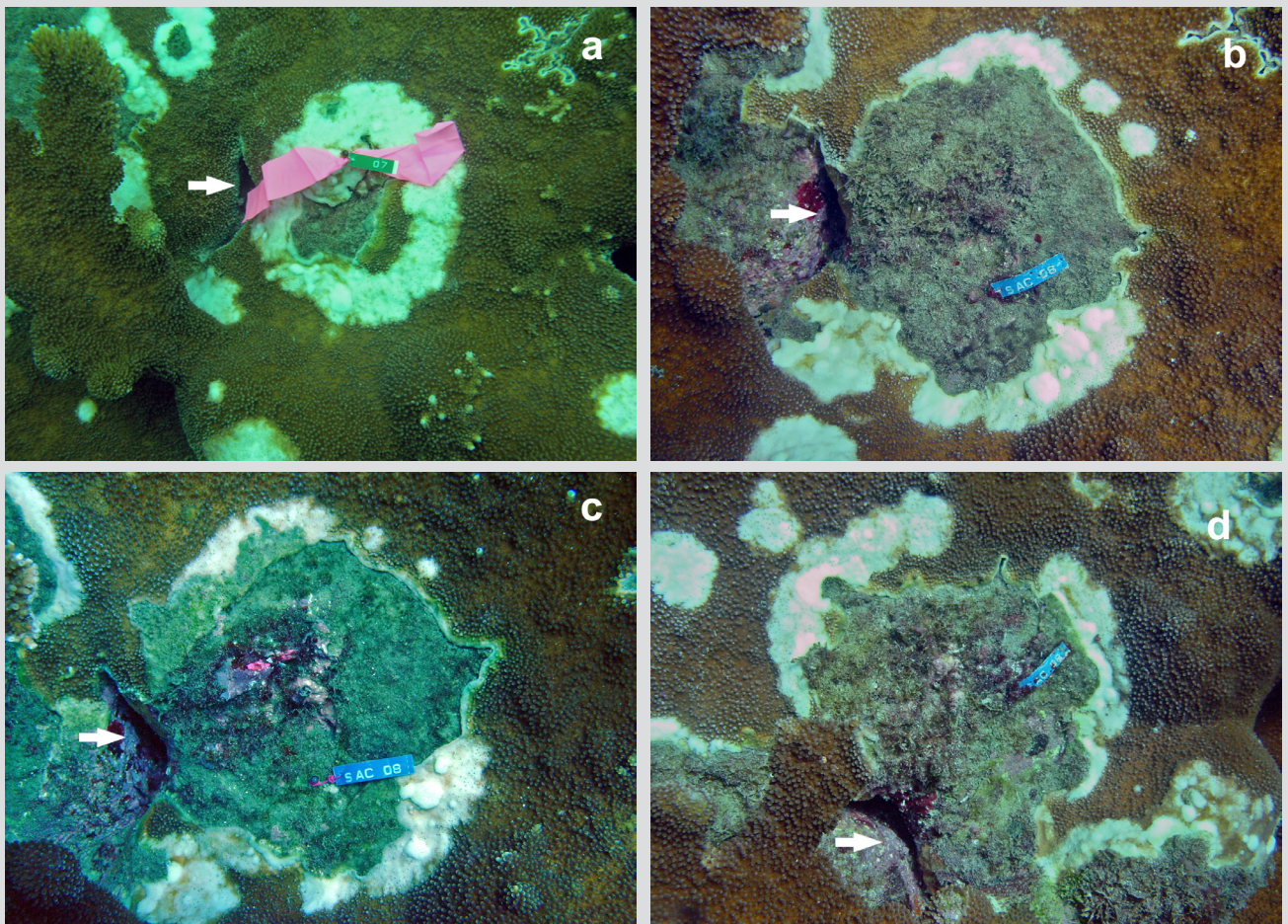


Figura 3. Serie temporal de una lesión en *Acropora palmata* en Cinto, (en 2005 se registró con el rótulo N° 7. Posteriormente pasó a denominarse con el rótulo N° 8. Se reconoce por la presencia de la fisura señalada por la flecha): **a)** octubre de 2005; **b)** mayo de 2006; **c)** agosto de 2006 y **d)** marzo de 2007.

Figure 3. Time series of an injury in *Acropora palmata* in Cinto, (in 2005 it was registered with tag No. 7. Later it was renamed with tag No. 8. It is recognized by the presence of the crack indicated by the arrow): **a)** October 2005; **b)** May 2006; **c)** August 2006 and **d)** March 2007.

La dificultad para aislar patógenos marinos en cultivo puro (Sutherland *et al.*, 2016), no permitió identificar esta enfermedad. Sin embargo, debido a su apariencia, forma de crecimiento y al hecho de que solo afectó a *A. palmata* a pesar de la presencia de otras especies de coral, creemos que es probable que sea una forma de viruela blanca. La viruela blanca solo afecta a *A. palmata*, mientras que la peste blanca y otras enfermedades blancas afectan a varias otras especies, en particular a *P. strigosa* y *M. cavernosa*.

La prevalencia e infectividad de esta enfermedad, que no dejó de propagarse por todo el arrecife y cuyas lesiones no dejaron de crecer a lo largo del año durante el período de estudio, se evidenció por la gran cantidad de lesiones de los tamaños pequeños (N = 185), incluso en los primeros meses del año que presentan aguas más frías (18-22° C). Usualmente en el PNN Tayrona, enfermedades como la banda negra y la peste blanca cesan e incluso desaparecen durante estos meses de aguas frías (R. Navas-Camacho, datos inéditos), pero las lesiones de la enfermedad registradas en este estudio, nunca se detuvo

La tasa de crecimiento observada de esta enfermedad en Cinto es baja en comparación con estudios previos de la viruela blanca en Florida con un crecimiento de hasta 10,5 cm²/día (Patterson *et al.*, 2002) y una tasa de pérdida de tejido informada de 2,5 cm²/ día (Sutherland *et al.*, 2004). El limitado crecimiento de las lesiones en Cinto podría estar relacionado con las temperaturas predominantes (27 °C en promedio) y que entre diciembre y abril la temperatura desciende a 20–22 °C debido a surgencias locales (Fajardo, 1978; Andrade y Barton, 2005; Petus *et al.*, 2007), incluso si dicha gota no logra desactivar el patógeno responsable. Un mayor número de lesiones (46,7 %) presentaron un crecimiento lento (0,1 cm²/día), mientras que solo 6,7 % de las lesiones crecieron más rápido (0,8 cm²/día).

Finalmente, la prevalencia de enfermedades de coral similares a lesiones se ha asociado con descargas de aguas residuales y sistemas sépticos (Patterson *et al.*, 2002; Sutherland *et al.*, 2004, 2010; Lesser y Jarett, 2014). Durante los meses de agosto y septiembre se modifican las corrientes en el PNN Tayrona (Dimar-CIOH, 2009), observándose la pluma del río Magdalena, probable fuente de aguas residuales domésticas de la cuenca alto andina. *Serratia marcescens*, la bacteria responsable de la enfermedad más similar a la observada en este estudio (White Pox), está asociada a aguas residuales domésticas, por lo que la pluma del río Magdalena podría ser una fuente segura de esta bacteria. Adicionalmente, no se puede descartar la responsabilidad compartida con el

The difficulty isolating marine pathogens in pure culture (Sutherland *et al.*, 2016), did not allow this disease to be identified. However, due to its appearance, growth form, and the fact that it only affected *A. palmata* despite the presence of other coral species, we believe that it is likely to be a form of White Pox. White Pox only affects *A. palmata* while white plague and other white diseases affect several other species, particularly *P. strigosa* and *M. cavernosa*.

The prevalence and infectivity of this disease, which did not stop spreading throughout the reef and whose lesions did not stop growing throughout the year during the study period, was evidenced by the large number of lesions with small sizes (N = 185), even in the first months of the year that present colder waters (18-22° C). Usually in the NNP Tayrona, diseases such as the black band and the white plague stop and even disappear during those months of colder waters (R. Navas-Camacho, unpublished data), but the lesions of the disease reported in this study did not stop.

The observed growth rate of this disease at Cinto is low when compared to previous studies of white pox disease in Florida with a growth of up to 10.5 cm²/day (Patterson *et al.*, 2002) and a reported rate of tissue loss of 2.5 cm²/day (Sutherland *et al.*, 2004). The limited growth of lesions in Cinto could be related to the prevailing temperatures (27 °C on average) and that between December and April temperature drops down to 20-22 °C due to local upwelling (Fajardo, 1978; Andrade and Barton, 2005; Petus *et al.*, 2007), even if such drop fails to deactivate the responsible pathogen. A greater number of lesions (46.7 %) presented slow growth (0.1 cm²/day), while only 6.7 % of the lesions grew faster (0.8 cm²/day).

Finally, the prevalence of injury-like coral diseases has been associated with sewage discharges and septic systems (Patterson *et al.*, 2002; Sutherland *et al.*, 2004, 2010; Lesser and Jarett, 2014). During the months of August and September, currents change in the Tayrona NNP (Dimar-CIOH, 2009), observing the plume of the Magdalena River, a probable source of domestic wastewater from the upper Andean basin. *Serratia marcescens*, the bacteria responsible for the disease most like to what was observed in this study (White Pox disease), is associated with domestic wastewater, so the plumes of the Magdalena River could be a source of that organism. Additionally, the shared responsibility with the parrotfish *Sparisoma viride* in the incidence of the disease reported here cannot be ruled out, since its feces contain the bacteria *S. marcescens* (Bruckner, 2002) and it is a fish that was commonly recorded throughout the study,



pez loro *Sparisoma viride* en la incidencia de la enfermedad aquí registrada, ya que sus heces contienen la bacteria *S. marcescens* (Bruckner, 2002) y es un pez que fue comúnmente registrado a lo largo del estudio, descargando heces en las ramas del coral *Acropora palmata*.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a Invemar por su continuo apoyo en el monitoreo de los arrecifes de coral del país. A Parques Nacionales de Colombia y en especial a las directivas y personal del PNN Tayrona por su apoyo técnico en el área bajo su custodia. A Jaime Garzón Ferreira y Alberto Rodríguez Ramírez. A quienes colaboraron en la recolección de datos de este estudio. El monitoreo SIMAC y este estudio fueron posibles gracias al financiamiento de los proyectos BPIN No. 1141000210000, 1141000230000 y 1141000090000 de los años 2005 a 2007. Aporte No. Xx del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras Invemar.

discharging feces close to the branches of the coral *Acropora palmata*.

ACKNOWLEDGEMENT

The authors thank Invemar for its continued support in monitoring the country's coral reefs. To National Parks of Colombia and in particular to the directives and staff of the Tayrona PNN for their technical support in the area under their custody. To Jaime Garzón Ferreira and Alberto Rodríguez Ramírez. To those who collaborated in the data collection of this study. The SIMAC monitoring and this study were made possible thanks to the financing of the BPIN projects No. 1141000210000, 1141000230000 and 1141000090000 from the years 2005 to 2007. Contribution No. Xx of the Institute of Marine and Coastal Research Invemar.

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Andrade, C.A. and E.D. Barton. 2005. The Guajira upwelling system. *Cont. Shelf Res.*, 25: 1003-1022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.csr.2004.12.012>
- Ardila, N., G. Navas y J. Reyes (Eds). 2002. Libro rojo de los invertebrados marinos de Colombia. Invemar. Serie Libros Rojos de Fauna, Flora y Micota Amenazada de Colombia, Tomo I. Bogotá, Colombia.
- Bruckner, A.W. 2002. Priorities for effective management of coral diseases. NOAA Technical Mem., MNFS-OPR-22. 57 p
- Casadevall A. and L. Pirofski. 2014. Ditch the term pathogen. *Nature*, 516, 165. DOI: <https://doi.org/10.1038/516165a>
- Cróquer, A., C. Bastidas and D. Lipscomb. 2006. Folliculinid ciliates: a new treat to Caribbean corals. *Dis. Aq. Org.*, 69:75-78. DOI: <https://doi.org/10.3354/dao069075>
- Díaz, J.M., L.M. Barrios, M.H. Cendales, J. Garzón-Ferreira, J. Geister, M. López-Victoria, G.H. Ospina, F. Parra-Velandia, J. Pinzón, B. Vargas-Ángel, F.A. Zapata y S. Zea. 2000. Áreas coralinas de Colombia. Ser. Publ. Esp. Invemar 5, 176 p.
- DIMAR-CIOH. 2009. Caracterización físico-biótica del litoral Caribe colombiano. Tomo I. Dirección General Marítima-Centro Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas. Ser. Publ. Esp. CIOH 1,154 p.
- Fajardo, G. 1978. Surgencia costera en las proximidades de la península de la Guajira. *Bol. Cient. CIOH*, 2: 7-19. DOI: https://doi.org/10.26640/01200542.2.7_19
- García-Uruña, R. and M.A. Garzón-Machado. 2020. Current status of *Acropora palmata* and *Acropora cervicornis* in the Colombian Caribbean: demography, coral cover and condition assessment. *Hydrobiologia*, 847: 2141–2153 p. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04238-6>
- Gil-Agudelo, D.L., R. Navas-Camacho, A. Rodríguez-Ramírez, M.C. Reyes-Nivia, S. Bejarano-Chaparro, J. Garzón-Ferreira y Smith G. W. 2009. Enfermedades coralinas y su investigación en los arrecifes colombianos. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 38 (2): 189-224 p.
- Green, E.P. and A.W. Bruckner. 2000. The significance of coral disease epizootiology for coral reef conservation. *Biol. Cons.*, 96: 347-361. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00073-2](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00073-2).
- Goreau, T.J., J. Cervino, M. Goreau, R. Hayes, M. Hayes, L. Richardson, G.W. Smith, K. DeMeyer, I. Nagelkerken, J. Garzón-Ferreira, D. Gil, G. Garrison, E.H. Williams, L. Bunkley-Williams, C. Quirolo, K. Paterson, J.W. Porter and K. Porter. 1998. Rapid spread of diseases in Caribbean coral reefs. *Rev. Biol. Trop.*, 46: 157-171 p.
- Holden, C. 1996. Coral disease hot spot in the Florida Keys. *Science*, 274: 2017. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.274.5295.2017a>
- Joyner, J.L., K.P. Sutherland, D. Kemp, B. Berry, A. Griffin, J. Porter, M.H.B. Amador, H.K.G. Noren and E.K. Lipp. 2015. Systematic analysis of white pox disease in *Acropora palmata* of the Florida Keys and the role of *Serratia marcescens*. *Appl. Environ. Microbiol.*, 81: 4451–4457 p. DOI: <https://doi.org/10.1128/AEM.00116-15>
- Lamb, J.B., J.D. True, S. Piromvaragorn and B.L. Willis. 2014. Scuba diving damage and intensity of tourist activities increases coral disease prevalence. *Biol. Conserv.*, 178, 88–96 p.
- Lesser, M.P. and J.K. Jarett. 2014. Culture-dependent and culture-independent analyses reveal no prokaryotic community shifts or recovery of *Serratia marcescens* in *Acropora palmata* with White Pox disease. *FEMS Microbiol. Ecol.*, 88(3): 457–467. DOI: <https://doi.org/10.1111/1574-6941.12311>

- Kohler, K.E. and S.M. Gill. 2006. Coral Point Count with Excel extensions (CPCe): A Visual Basic program for the determination of coral and substrate coverage using random point count methodology. *Comp. Geosci.*, 32: 1259–1269 p.
- Muller, E.M. and R. van Woesik. 2014. Genetic susceptibility, colony size, and water temperature drive White-Pox disease on the coral *Acropora palmata*. *PLoS One*, 9(11): e110759. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0110759>
- Navas-Camacho, R., D.L. Gil-Agudelo, A. Rodríguez-Ramírez, M.C. Reyes-Nivia and J. Garzón-Ferreira. 2010. Coral diseases and bleaching on Colombian Caribbean coral reefs. *Rev. Biol. Trop.*, 58 (supl. 1): 95-106 p.
- Patterson, K.L., J.W. Porter, K.B. Ritchie, S.W. Polson, E. Mueller, E.C. Peters, D.L. Santavy and D.L. Smith. 2002. The etiology of white pox, a lethal disease of the Caribbean elkhorn coral, *Acropora palmata*. *Ecology*, 99(13): 8725-8730. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.092260099>
- Petús, C., C. García-Valencia, F. Thomas y V. Cessaraccio. 2007. Caracterización preliminar del proceso de surgencia costera de La Guajira a partir de observación satelital. Programa GEZ, Inf. Fin. Invenmar y Corpoguajira. Santa Marta. 53 p.
- Pollock, F.J., J.B. Lamb, S.N. Field, S.F. Heron, B. Schaffelke, G. Shedrawi, D.G. Bourne and B.L. Willis. 2014. Sediment and turbidity associated with offshore dredging increase coral disease prevalence on nearby reefs. *PLoS One*, 9, e102498. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0102498>.
- Reyes, J. y N. Santodomingo. 2002. Manual de Identificación CITES de Invertebrados Marinos de Colombia. Ser. Doc. Gen Invenmar, 8. 99 p.
- Rosenberg, E. and Y. Bem-Haim. 2002. Microbial diseases of corals and global warming. *Environ. Microbiol.*, 4(6): 318-326. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1462-2920.2002.00302.x>.
- Smith, G.W, L.D. Ive, I.A. Nagelkerken and K.B. Ritchie. 1996. Caribbean sea-fan mortalities. *Nature*, 383: 487 p.
- Sutherland, K.P., J.W. Porter and C. Torres. 2004. Disease and immunity in Caribbean and Indo-Pacific zooxanthellate corals. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 266: 273-302. DOI: <https://doi.org/10.3354/meps266273>
- Sutherland, KP., J.W. Porter, B.J. Turner, E.E. Thomas, T.P. Looney, M.K. Luna, J. Meyers, E.K. Carrie and F. Lipp. 2010. Human sewage identified as likely source of white pox disease of the threatened Caribbean elkhorn coral, *Acropora palmata*. *Microbiol. Amb.*, 12 (5): 1122-1131 p. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1462-2920.2010.02152.x>
- Sutherland, K.P., S. Shaban, J.L. Joyner, J.W. Porter and E.K. Lipp. 2011. Human pathogen shown to cause disease in the threatened elkhorn coral *Acropora palmata*. *PLoS One*, 6, e23468. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0023468>
- Sutherland, KP., B. Brett, P. Andrew, K. Dustin, W.K. Keri, M.L. Erin and P.W. James. 2016. Shifting white pox etiologies affecting *Acropora palmata* in the Florida Keys, 1994–2014. *Phil. Trans. R. Soc. B*, 37120150205. DOI: <https://doi.org/10.1098/rstb.2015.0205>
- Vega Thurber, R.L., D.E. Burkepille, C. Fuchs, A.A. Shantz, R. McMinds and J.R. Zaneveld J.R. 2014. Chronic nutrient enrichment increases prevalence and severity of coral disease and bleaching. *Glob. Chang. Biol.* 20: 544–554. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.12450>.
- Weil, E., G. Smith and D.L. Gil-Agudelo. 2006. Status and progress in coral reef disease research. *Dis. Aquat. Org.*, 69: 1-7. DOI: <https://doi.org/10.3354/dao069001>.
- Young, B., XM. Serrano, S. Rosales, MW. Miller, D. Williams and N. Traylor-Knowles. 2020. Innate immune gene expression in *Acropora palmata* is consistent despite variance in yearly disease events. *Bio R. xiv* 01.20.912410. DOI: <https://doi.org/10.1101/2020.01.20.91241>

RECIBIDO/RECEIVED: 24/08/2020

ACEPTADO/ACCEPTED: 12/05/2022



Guía de autores / Author's guide

El *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* (título abreviado: Bol. Invest. Mar. Cost.) es una publicación indexada de acceso abierto, periodicidad semestral y arbitrada bajo la modalidad ciego. Está dirigida a la comunidad científica y a las personas relacionadas con temas medioambientales en zonas marino-costeras, con particular énfasis en América tropical. Considera para su publicación trabajos inéditos sobre cualquier tópico de investigación en el mar o en ambientes acuáticos de la zona costera, realizados en las áreas tropicales y subtropicales de América.

La revista es editada desde 1967 por el Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés” (Invemar). Hasta el volumen 8 llevó el nombre de *Mitteilungen aus dem Instituto Colombo-Alemán de Investigaciones Científicas Punta de Betín* y entre los volúmenes 9 y 24 se denominó *Anales del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras*. A partir del año 2008 se publican dos números por volumen anual, periodicidad que se mantiene hasta la fecha. El primer número se publica en el mes de junio y el segundo, en el mes de diciembre.

El *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* únicamente considera para publicación trabajos originales, es decir, aquellos que incluyan resultados significativos que no hayan sido publicados ni estén siendo considerados para publicación en otra revista. Se reciben artículos de investigación, notas científicas y artículos de revisión que compilen y resuman adecuadamente el trabajo en un campo particular y señalen líneas de investigación a seguir. La revista se publica en inglés y español en formato PDF. Cuenta con una versión digital que puede ser consultada en www.invemar.org.co/boletin y con una versión impresa que es distribuida nacional e internacionalmente a través del sistema de canje y donación. La revista se encuentra indexada en Scopus desde 2016 (Q4 del Scimago Journal Ranking en la categoría “Animal Science and Zoology”) y en Publindex (categoría B).

El *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* es una publicación de acceso abierto, por lo que no existen cargos para lectura o descarga de información, basado en el principio de que ofrecer al público un acceso libre a las investigaciones ayuda a un mayor intercambio global de conocimiento. Su distribución y divulgación es libre, siempre y cuando se respeten los respectivos créditos de los manuscritos. Los autores no deben pagar por someter o publicar sus manuscritos, a excepción de los costos de impresiones a color descritos más adelante en esta guía. Se tendrán en cuenta los manuscritos ajustados al siguiente formato:

Idiomas: español e inglés americano. El Boletín recibe artículos en sometimiento escritos en ambos idiomas o en uno solo. En este último caso, el resumen, el *abstract* y las palabras clave deben ser enviados originalmente en español e inglés americano. Por su parte, las notas científicas deben ser sometidas en ambos idiomas. A partir del año 2021, las disposiciones sobre la traducción de los artículos que culminen satisfactoriamente el proceso editorial serán informadas a través del sitio web del Boletín. Los autores no podrán retirar el manuscrito una vez este haya sido aceptado.

Presentación: para someter su artículo, debe cargarlo junto a la carta de sometimiento a través de la página. Puede hacerlo registrándose en el sitio web o ingresando con su usuario y contraseña, si ya cuenta con uno. El archivo debe ir en un solo archivo en formato Word (.doc ó .docx), con las tablas y figuras incluidas (inicialmente en baja resolución). La carta de sometimiento debe ir en formato PDF *debidamente firmada*, al menos, por el líder de correspondencia, conforme el formato disponible para descarga en el sitio web, en la sección “Guía de autores”. Si el manuscrito es aceptado para publicación, se solicitará a los autores el envío de las gráficas en formato editable (.xml [excel], .eps o .pdf vectorial) y con los textos en español e inglés americano, así como las fotos en formato JPG o TIF, con

Bulletin of Marine and Coastal Research (title abbreviation: Bull. Mar. Coast. Res.) is an open-access, semi-annual, indexed publication, refereed under the single-blind modality. It is aimed at the scientific community and people related to environmental issues in coastal and marine areas, with particular emphasis on tropical America. It considers unedited works about research topics on the sea or coastal aquatic environments, undertaken in the tropical and subtropical areas of the Americas.

The journal is edited since 1967 by the “José Benito Vives de Andrés” Marine and Coastal Research Institute (Invemar). Until volume 8 it was called *Mitteilungen aus dem Instituto Colombo-Alemán de Investigaciones Científicas Punta de Betín*, and between volumes 9 and 24, it was called *Anales del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras*. Since 2008, two issues are published per annual volume, a frequency that has been maintained to date. The first issue is published in June and the second in December.

Bulletin of Marine and Coastal Research only considers for publication original works, that is, those that include significant results that have not been published nor are being considered for publication in another journal. Research articles, scientific notes, and review articles are received that adequately compile and summarize work in a particular field and indicate lines of research to be followed. The journal is published in English and Spanish in PDF format. It has a digital version that can be consulted at www.invemar.org.co/boletin and a printed version that is distributed nationally and internationally through the exchange and donation system. The journal is indexed on Scopus since 2016 (Q4 Scimago Journal Ranking on “Animal Science and Zoology” category) and on Publindex (category B).

The Bulletin is an open-access journal, so there is no charge for reading or downloading information, based on the principle that providing free access to research helps to increase global knowledge exchange. Its distribution and dissemination are free, respecting each credit and authorship of the manuscripts. Authors do not pay for submitting or publishing a manuscript, except color prints as mentioned in this guide. Authors should follow the subsequent instructions:

Languages: Spanish and American English. The Bulletin receives articles in submissions written in both languages or in one language only. In the latter case, the *abstract* and keywords must be submitted originally in Spanish and American English. Scientific notes must be submitted in both languages. From 2021, the instructions on the translation of articles that successfully complete the editorial process will be reported through the Bulletin’s website. Authors will not be able to withdraw their manuscript once it has been accepted.

Presentation: To submit your article, you must upload it together with the complementary files through the page. You must register on the website or enter with your user and password if you already have one. The file must be in a single file in Word format (.doc or .docx), with the tables and figures included (initially in low resolution). The letter of submission must be in PDF format, *duly signed* by, at least, the correspondence leader, according to the format available for download on the website, in the “Author’s Guide” section. If the manuscript is accepted for publication, the authors will be asked to send the graphics in an editable format (.xml [excel], .eps or .pdf vectorial) and with the texts in Spanish and American English, as well as the photos in JPG or TIF format, with a resolution of at least 360 dpi. Colors must correspond to the CMYK scale.

una resolución de, al menos, 360 dpi. Los colores deben corresponder a la escala CMYK.

FORMATO:

Fuente: Times New Roman, tamaño 11, configuración de página tamaño carta e interlineado a doble espacio.

Márgenes: izquierdo y superior de 3 cm y derecho e inferior de 2 cm como mínimo.

Títulos: en negrilla. El *título del trabajo* debe ir en altas y bajas y centrado. Además, ha de incluir al comienzo del *abstract* una traducción fiel al inglés cuando el manuscrito sea en español y viceversa cuando sea en inglés. Los títulos de *primer nivel* deben ir en mayúscula sostenida y centrados (aplica para los nombres científicos), dejando un espacio para comenzar el párrafo. Los títulos de *segundo nivel* deben ir en minúscula y en el centro, sin dejar espacio para comenzar el párrafo. Los títulos de *tercer nivel* deben ir en minúscula y alineados a la izquierda, sin dejar espacio para comenzar el párrafo.

Nota: tenga en cuenta que el título debe incitar la lectura del artículo y no ser muy extenso. El ideal son 40 caracteres. Google, por ejemplo, no lee más de 50-60 caracteres. Evite el uso de guiones, signos de admiración e interrogación.

Todas las hojas deben estar **numeradas** consecutivamente.

Texto: los manuscritos se deben redactar en tercera persona del singular (impersonal).

Los **artículos** deben tener una extensión máxima de 6 000 palabras incluyendo figuras y tablas, pero sin contar bibliografía, resumen y *abstract*. Solo en casos excepcionales y justificados, se aceptarán manuscritos más extensos, para lo cual los autores tendrán que enviar una nueva carta de sometimiento que contenga dicha justificación. Los artículos deben tener la siguiente estructura: título, autor(es), OrcID, filiación institucional y correo electrónico de todos los autores, resumen, *abstract*, palabras clave, introducción, área de estudio, materiales y métodos, resultados, discusión, conclusiones, agradecimientos y bibliografía. Este formato puede ser modificado si la naturaleza del trabajo lo exige. Aquellas instituciones o empresas que tengan su nombre registrado en inglés pueden utilizar dicha versión.

Por su parte, las **notas científicas** deben tener una extensión máxima de 1 500 palabras, sin contar bibliografía y sin división en secciones como los artículos. Deben venir en ambos idiomas (español e inglés americano) y tener la siguiente estructura: resumen, *abstract*, palabras clave, texto, agradecimientos y bibliografía.

Resumen: debe tener máximo 30 renglones en un solo párrafo y el *abstract* ha de ser una traducción fiel de lo escrito en el resumen. Ambos deben llevar al final y en renglón aparte máximo cinco (5) palabras clave escritas en minúscula, tanto en la versión en español como en inglés.

Nota: es importante escoger bien las palabras clave. Recuerde que cualquier persona puede encontrar su trabajo en la web por intermedio de ellas. Recomendamos revisarlas a la luz del Tesoro Marino Ambiental Costero del Centro de Documentación del Invemar.

Tablas: elaboradas en procesador de texto con la opción Tabla, sin líneas verticales. La leyenda debe ir encima, en minúscula, y ser suficientemente explicativa. Las tablas deben ser numeradas consecutivamente y ubicadas conforme son citadas por primera vez dentro del texto. La información incluida en las tablas no puede aparecer repetida en las figuras.

Figuras: incluyen mapas, esquemas, dibujos, fotografías y láminas. La leyenda debe ir en el margen inferior, en minúscula, y ser suficientemente explicativa. Las figuras deben tener letras y símbolos en tamaño apropiado, de modo que al reducirlas no pierdan su nitidez. Además, deben ser numeradas

FORMAT:

Type of font: Times New Roman, size 11, letter-size page setup, and double spaced.

Margins: Left and upper, 3 cm; right and lower, 2 cm.

Titles: Must be written in boldface type. The *manuscript title* must be written in uppercase and lowercase and centered. It should be given in both languages too. *Main titles* must be written in capital letters, centered (even scientific names), and must be one space before the first line of the text. *Subtitles* must be also centered but as lowercase letters and there, *third titles* must be written on the left side of the paper, as lower-case letter, and also with no space.

Note: Special attention should be given to titles. The title should be attractive and no longer than 40 characters. Google, for example, does not take titles longer than 50-60 characters. Avoid the use of hyphens, exclamation, or interrogation marks.

All pages must be **numbered** consecutively.

Text: Manuscripts should be written in the third person singular (impersonal).

Articles must have a maximum of 6,000 words including tables and figures but excluded literature cited, *resumen*, and abstract. Only in exceptional and justified cases, more extensive manuscripts will be accepted, for which the authors will have to send a new letter of submission containing such justification. The text must be structured as follows: title, author(s), OrcID, institutional affiliation, author's email, abstract, abstract in Spanish (*resumen*), introduction, study area, materials and methods, results, discussion, conclusions, acknowledgments, and literature cited. This format can be modified depending on the type of work. Those institutions or companies that have a registered English name can use that English version.

Scientific notes must have a maximum of 1,500 words (excluding literature cited), without divisions and subtitles like the long manuscripts. Notes must be submitted in two languages: Spanish and American English and divided only in the abstract, abstract in Spanish (*resumen*), text, acknowledgments, and literature cited.

Abstract: Must be one paragraph and should not exceed 30 lines. **Resumen** should be an exact translation of the abstract, both must include at the end a maximum of five (5) keywords in lowercase letters.

Note: Special attention should be paid to keywords. Remember the people can find your article on the internet through them. We recommend reviewing them in light of the Coastal Environmental Marine Thesaurus of the Invemar Documentation Center.

Tables: Must be processed using the Table tool as text file, without vertical lines. Table legends must be placed on the top, in lowercase letters, and present clearly the content. Tables must be enumerated consecutively and placed as they are first cited in the text. The information included in tables cannot be repeated in figures.

Figures: They include illustrations such as maps, schemes, pictures, photographs, and plates. Figure legends must be placed on bottom, in lowercase letters, and present clearly the content. Letters and symbols on figures should have a suitable size so that if they get reduced they will not lose their shape and details. Moreover, they must be numbered and placed as they are first cited in the text.

The journal covers the costs of publishing black and white **photographs**. If there are color images in the manuscript, the authors will have to afford color page fees*. We suggest sending images for the first version in 72



consecutivamente y ubicadas conforme son citadas por primera vez dentro del texto.

La revista asume los costos de publicar **fotografías** en blanco y negro. Los costos de fotografías e imágenes a color deben ser asumidos por el (los) autor(es)*. Se recomienda que en la primera versión del manuscrito se utilice una resolución de 72 dpi en escala RGB para facilitar la carga del archivo en la plataforma.

* *El cobro de figuras a color estará sometido a cotización al momento de aceptar el manuscrito para su publicación. Es posible que no se apliquen cargos por ello. Para más información, escribir a boletin@invemar.org.co*

Abreviaturas: pueden usarse abreviaturas o símbolos comunes tales como m, cm, km, g, kg, mg, mL, L, % o °C, siempre y cuando acompañen números. Evitar los puntos al final de las abreviaturas. Todas las cifras decimales deben separarse con coma cuando el manuscrito está escrito en español y con punto cuando está escrito en inglés, excepto cuando se incluyan en tablas. En esos casos, los decimales deben ir con punto, independientemente del idioma.

Citas: No se aceptan citas de citas. Por ejemplo: Pérez, 2007 (En: Fernández, 2008).

Dentro del texto, debe citarse como sigue (sin usar *op. cit.*):

“La especie vive sobre sustratos rocosos y coralinos (Pérez, 1980; Darwin y Scott, 1991), aunque, según García (1992), prefiere fondos de cascajo”.

Cuando la referencia involucra a *más de dos autores*, debe citarse como Castro *et al.* (1965) o (Castro *et al.*, 1965). *et al.* debe aparecer siempre en letra cursiva.

Las **comunicaciones personales** deben evitarse en lo posible, pero serán aceptadas a juicio del editor a cargo de cada artículo, según sea el caso. Su estructura será la siguiente:

Nombre completo (punto) Institución (punto) Ciudad (coma) País (punto) Año (punto) Com. Pers.

Referencias: se deben incluir todas aquellas que están citadas en el texto, en orden alfabético por apellido y en orden cronológico cuando haya varios trabajos del mismo autor. El símbolo &, comúnmente usado en la literatura en inglés, deberá reemplazarse por la letra “y” o la palabra “and”, de acuerdo con el idioma de la referencia citada. La exactitud de las referencias es responsabilidad únicamente de los autores. No se admiten citas de trabajos que no hayan sido aceptados para publicación.

Nota: de acuerdo con los estándares internacionales, es preferible incluir el DOI en aquellas referencias que lo tengan.

Los **artículos en prensa** deben incluir el volumen, el año y el nombre de la revista en que serán publicados.

Los artículos publicados en **revistas periódicas** se deben citar de la siguiente manera:

Autor (punto) Año (punto) Título (punto) Nombre de la revista (coma) Volumen (dos puntos) Rango de páginas (punto).

Ejemplo: Blanco, J.A., J.C. Nárvaez y E.A. Viloria. 2007. ENSO and the rise and fall of a tilapia fishery in northern Colombia. *Fish. Res.*, 88: 100-108.

En los casos en que la referencia incluya la *totalidad de las páginas de la revista periódica*, se debe citar así:

Autor (punto) Año (punto) Título (punto) Nombre de la revista (coma) Volumen (coma) Número total de páginas (p.).

Ejemplo: Pang, R.K. 1973. The systematics of some Jamaican excavating sponges. *Postilla*, 161, 75 p.

Cuando el nombre de la revista esté formado por más de una palabra, debe abreviarse siguiendo la información presentada en www.ncbi.nlm.nih.gov/

dpi resolution, in RGB scale, so that files are not too heavy to charge in the platform.

* *The charge for color figures will be subject to the quotation at the time of acceptance of the manuscript for publication. There may be no charge for this. For more information, write to boletin@invemar.org.co*

Abbreviations: Abbreviations may be used and also common symbols, such as m, km, g, mg, %, or °C, as long as they are next to numbers. Do not use period marks after symbols or abbreviations. All decimal numbers have to be separated by comma (Spanish version) and points (English version), except when they are included in tables. In those cases, the decimals must be with a period, regardless of the language.

Citation style: There are not accepted indirect references like Pérez 2007 (In: Fernández, 2008). In the text, reference the bibliography as follows, avoiding the use of *op. cit.*:

“The species lives in rocky and coral substrates (Pérez, 1980; Darwin and Scott, 1991), although following García (1992), it prefers gravel substrate.”

When the reference includes *more than two authors*, it has to be quoted as Castro *et al.* (1965) or (Castro *et al.*, 1965), with *et al.* always written in italics.

Personal communications should not be used but they may be accepted by the editor depending on the specific case. If they are included, they should be presented as:

Complete name (period) Institution (period) City (comma) Country (period) Year (period) Pers. Comm.

References: The literature cited must include all and just the references cited in the text, in alphabetical order, and in chronological order when there is more than one article by the same author(s). The symbol &, frequently used, should be changed for the word “and” or “y” according to the original language of the cited reference. The accuracy of the references is the sole responsibility of the authors. Citations of papers that have not been accepted for publication are not allowed.

Note: Considering international standards, please includes DOI in all references.

If a **manuscript in press** has to be cited, it should include information about the issue, year, and title of the journal of the future publication.

Journals must be cited in the next format:

Author (period) Year (period) Title (period) Journal’s title (comma) Volume (two points) Page rank (period).

i.e.: Blanco, J.A., J.C. Nárvaez y E.A. Viloria. 2007. ENSO and the rise and fall of a tilapia fishery in northern Colombia. *Fish. Res.*, 88: 100-108.

When the reference included *all pages of the journal*, must be cited in the next format:

Author (period) Year (period) Title (period) Journal’s title (comma) Volume (comma) Total number of pages (p.).

i.e.: Pang, R.K. 1973. The systematics of some Jamaican excavating sponges. *Postilla*, 161, 75 p.

When the journal’s title has more than one word, it should be abbreviated following the information presented at www.ncbi.nlm.nih.gov/nlmcatalog (or at www.abbreviations.com, when the journal is not found on the previous website). For no *listed journals*, use the complete title.

For **books**, must follow next format:

Author (period) Year (period) Title (period) Publishing house (comma) City (period) Total number of pages (p.).

nlmcatalog (o en www.abbreviations.com, cuando en el anterior sitio web no se encuentre la revista). Para *revistas no listadas*, debe presentarse el nombre completo.

Los **libros** se deben citar de la siguiente manera:

Autor (punto) Año (punto) Título (punto) Editorial (coma) Ciudad (punto) Número total de páginas (p.).

Ejemplo: Dahl, G. 1971. Los peces del norte de Colombia. Inderena, Bogotá. 391 p.

Los **capítulos de libros** se deben citar de la siguiente manera:

Autor (punto) Año (punto) Título del capítulo (punto) Rango de páginas (punto). En: Editores (punto) (Ed.). Título del libro (punto) Editorial (coma) Ciudad (punto) Número total de páginas (p.).

Ejemplo: Álvarez-León, R. y J. Blanco. 1985. Composición de las comunidades ictiofaunísticas de los complejos lagunares estuarinos de la bahía de Cartagena, ciénaga de Tesca y Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. 535-555. En: Yáñez-Arancibia, A. (Ed.). Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons. UNAM, México D.F. 653 p.

Las **memorias de reuniones y documentos inéditos** y de escasa divulgación (**tesis y literatura gris**) solo se citarán a criterio del editor del manuscrito.

Las **tesis** se deben citar como los libros.

Autor (punto) Año (punto) Título (punto) Tesis y abreviatura del programa de estudios (coma) Universidad (coma) Ciudad (punto) Número total de páginas (p.).

Ejemplo: Arboleda, E. 2002. Estado actual del conocimiento y riqueza de peces, crustáceos decápodos, moluscos, equinodermos y corales escleractíneos del océano Pacífico colombiano. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 125 p.

Los **informes** se citan de la siguiente manera:

Autor (punto) Año (punto) Título (punto) Informe final (coma) Entidad (coma) Ciudad (punto) Número total de páginas (p.).

Ejemplo: Pedraza, R.A., S. Suárez y R. Julio. 1979. Evaluación de captura en la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe final, Inderena, Bogotá. 39 p.

Los **documentos electrónicos** varían constantemente dentro de los sitios web. Por lo tanto, se prefiere que los autores citen documentos de este tipo únicamente en los casos en que sea indispensable hacerlo. Serán aceptados a juicio del editor a cargo de cada artículo. Si el documento tiene DOI, añádale.

Autor (punto) Año (punto) Título (punto) URL completa (sin punto) Fecha de consulta [DD/MM/AAA] (punto).

Ejemplo: Hammer, O., D.A.T. Harper y P.D. Ryan. 2008. PAST - Palaentological Statistics, ver. 1.81. <http://folk.uio.no/ohammer/past/past.pdf>. 08/06/2008

Otras disposiciones:

- No se admiten notas de pie de página.
- Los nombres científicos de géneros y especies deben escribirse en cursiva. Todos ellos deben estar sujetos a los códigos de nomenclatura zoológica o botánica.
- Los registros taxonómicos deben hacerse siguiendo los códigos internacionales de nomenclatura, para lo cual el Boletín tiene un modelo con ejemplos, disponible para quien lo solicite.
- Las medidas se deben expresar en unidades del sistema métrico decimal. Los valores de salinidad deben presentarse sin unidades o símbolos.
- Al postular su manuscrito, los autores deben indicar su nombre completo, filiación institucional, dirección de correspondencia, correo electrónico y

i.e.: Dahl, G. 1971. Los peces del norte de Colombia. Inderena, Bogotá. 391 p.

For the **chapter of books**, must follow the next format:

Author (period) Year (period) Chapter name (period) Page rank (period). In: Editors' name (period) (Ed.). Title of the book (period) Publishing house (comma) City (period) Total number of pages (p.).

i.e.: Álvarez-León, R. y J. Blanco. 1985. Composición de las comunidades ictiofaunísticas de los complejos lagunares estuarinos de la bahía de Cartagena, ciénaga de Tesca y Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. 535-555. En: Yáñez-Arancibia, A. (Ed.). Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons. UNAM, México D.F. 653 p.

Memoirs of meetings and unpublished documents of limited circulation (**theses and grey literature**) will be cited only at the discretion of the editor of the manuscript.

Theses should be cited like books.

Author (period) Year (period) Title (period) Title (period) Tesis and Abbreviation of study program (comma) University (comma) City (period) Total number of pages (p.).

i.e.: Arboleda, E. 2002. Estado actual del conocimiento y riqueza de peces, crustáceos decápodos, moluscos, equinodermos y corales escleractíneos del océano Pacífico colombiano. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 125 p.

Reports are quoted as follows:

Author (period) Year (period) Title (period) Informe final (comma) Organization (comma) City (period) Total number of pages (p.).

i.e.: Pedraza, R.A., S. Suárez y R. Julio. 1979. Evaluación de captura en la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe final, Inderena, Bogotá. 39 p.

Web documents vary constantly. Therefore, they should be avoided as references in the manuscripts if it is not really necessary. In special cases, it will be the editor's decision to accept it or not. Add DOI whether it is possible. If they are included, they should be presented as:

Author (period) Year (period) Title (period) Complete URL (without a period) Consultation date [DD/MM/YYYY] (period).

i.e.: Hammer, O., D.A.T. Harper, and P.D. Ryan. 2008. PAST - Palaentological Statistics, ver. 1.81. <http://folk.uio.no/ohammer/past/past.pdf>. 08/06/2008.

Other dispositions:

- Use of footnotes in the text is strongly discouraged.
- Scientific names of genera and species must be written in italics type or underlined. All of them must be subject to the zoological or botanical nomenclature.
- Taxonomic reports should be made following the international nomenclature code, for which the journal has a model with examples, available upon request.
- Measurements have to be marked using the metric system. Salinity values have to be presented without symbols or units.
- When submitting their manuscript, authors should indicate their complete name, institutional affiliation, correspondence address, e-mail, and OrcID. If one does not have it, you can get it for free at <https://orcid.org/>
- The names of at least three evaluators should be suggested for the submitted manuscript, including the necessary contact information (institutional affiliation and e-mail). It should be clarified that



OrcID. Si alguno no lo tiene, puede obtenerlo de forma gratuita en <https://orcid.org/>

- Se deben sugerir los nombres de tres evaluadores, mínimo, para el manuscrito sometido, incluyendo la información necesaria para contactarlos (filiación institucional y correo electrónico). Es preciso aclarar que las personas sugeridas no necesariamente serán los evaluadores del manuscrito; las sugerencias están sujetas a revisión por parte del editor encargado.
- A los manuscritos publicados en el Boletín se les asignará DOI tanto en la versión electrónica como en impresa. Tener esto en cuenta para la respectiva referencia bibliográfica.

PROCESO DE REVISIÓN

1. Los autores deben registrarse en la plataforma para obtener un usuario y contraseña y cargar el manuscrito a la plataforma. El registro se realiza una sola vez, por lo que con solo ingresar a su cuenta podrá ver el estado de su manuscrito o someter uno nuevo.
2. Junto con el artículo o nota científica, cargue la carta de sometimiento en formato PDF. Recuerde que el texto debe incluir inicialmente las figuras y tablas en baja resolución.
3. Una vez cargado el documento, este es sometido a una revisión preliminar por parte del asistente de comité editorial. Con su visto bueno, se envía invitación al comité editorial y, posteriormente, el manuscrito es asignado a un editor de sección.
4. El editor de sección define si el manuscrito pasa a evaluación por pares, si debe corregirse antes de ser evaluado o si se rechaza. Cuando el manuscrito obtiene el visto bueno del editor, pasa a evaluación por pares. Si es rechazado, los autores reciben una comunicación oficial de no aceptación del manuscrito.
5. El proceso de evaluación en el *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* es realizado por pares expertos en cada una de las temáticas que aborda la revista y se efectúa en modalidad simple ciego. Los evaluadores cuentan con 30 días calendario (contados a partir del momento en que reciben la invitación a evaluar por la plataforma) para enviar sus apreciaciones haciendo uso de la ficha de evaluación de manuscritos. Si desean hacer observaciones en el manuscrito, pueden hacerlo con el control de cambios activo y dejando comentarios al margen, siempre de forma anónima.
6. Una vez se reciben las evaluaciones, el editor determina si el manuscrito es aceptado para publicación (sin o con cambios mínimos), si requiere cambios menores o importantes, si debe pasar a una nueva ronda de evaluación o si se rechaza. Cuando el manuscrito obtiene el visto bueno del editor, los autores reciben una comunicación oficial de aceptación del manuscrito. Si es rechazado, los autores reciben una comunicación oficial de no aceptación del manuscrito. Para artículos de investigación y artículos de revisión, se emite un concepto editorial con al menos dos evaluaciones; para notas científicas, con al menos una evaluación.
7. Una vez aprobado para publicación, se inicia la edición y producción del manuscrito, que incluye las fases de corrección de estilo, traducción, maquetación y pruebas de galera.
8. Publicación en línea e impresión.
9. Difusión y divulgación en línea y distribución física.

Nota: en cualquier parte del proceso, los autores pueden visualizar el estado de su manuscrito ingresando con su usuario y contraseña a la plataforma. El proceso editorial puede tomar alrededor de diez (10) meses. Sin embargo, hay que tener en cuenta que los tiempos dependen directamente de los actores que intervienen en el proceso, esto es, autores, editores y evaluadores.

the persons suggested will not necessarily be the evaluators of the manuscript; the suggestions are subject to review by the section editor.

- The manuscripts published since this number are going to have DOI, in electronic and printed version, therefore it must be referenced.

REVIEW PROCESS

1. Authors must register on the platform to obtain a username and password and upload the manuscript to the platform. The registration is done only once, so just by logging into your account, you can see the status of your manuscript or submit a new one.
2. Together with the article or scientific note, please upload the submission letter in PDF format. Remember that the text must initially include the figures and tables in low resolution.
3. Once the document is uploaded, it is submitted to a preliminary review by the Assistant Editorial Committee. With his approval, an invitation is sent to the editorial committee and the manuscript is then assigned to a section editor.
4. The section editor defines whether the manuscript goes to peer review, whether it must be corrected before being evaluated, or whether it is rejected. When the manuscript is approved by the editor, it goes into peer review. If it is rejected, the authors receive an official communication of non-acceptance of the manuscript.
5. The evaluation process in the *Bulletin of Marine and Coastal Research* is carried out by expert peers in each of the topics covered by the journal and is done in a single-blind modality. Evaluators have 30 calendar days (counted from the moment they receive the invitation to evaluate through the platform) to send their assessments using the manuscript evaluation form. If they wish to make comments on the manuscript, they can do so with active change control and leaving comments in the margin, always anonymously.
6. Once the evaluations are received, the editor determines whether the manuscript is accepted for publication (with or without minimal changes), whether it requires minor or major changes, whether it should go into a new round of evaluation, or whether it is rejected. When the manuscript is approved by the editor, the authors receive an official communication of acceptance of the manuscript. If it is rejected, the authors receive an official communication of non-acceptance of the manuscript. The evaluation process is single-blind. For research and review articles, an editorial concept with at least two evaluations is issued; for scientific notes, with at least one evaluation.
7. Once approved for publication, the editing, and production of the manuscript begins, which includes the phases of copyediting and proofreading, translation, layout, and galley proofs.
8. Online publishing and printing.
9. On-line diffusion and distribution of copies.

Note: At any part of the process, authors can view the status of their manuscript by logging in with their username and password to the platform. The editorial process can take about ten (10) months. However, it must be taken into account that the times depend directly on the actors involved in the process, that is, authors, editors, and peer reviewers.

Ética de publicación / Publication ethics

El *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* sigue las recomendaciones de COPE (Committee on Publication Ethics) para garantizar la transparencia en el proceso de publicación para todas las partes implicadas (autores, revisores, editores).

Las contribuciones son completa responsabilidad de sus autores, no del *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, de su cuerpo editorial o del Invemar. El envío de un manuscrito se entiende como una declaración explícita por parte de los autores de que se trata de un trabajo original, que no ha sido publicado ni aceptado para su publicación ni se encuentra bajo consideración en otra revista o medio de difusión científica. Si el manuscrito incluye textos, tablas o figuras con reserva de derechos, los autores declaran en la carta de sometimiento que cuentan con la autorización para su reproducción.

La revista no cobra a los autores por publicar ni paga a los pares evaluadores. Asimismo, el trabajo de nuestro comité editorial es *ad honorem*.

Confidencialidad: todos los manuscritos sometidos al *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* son tratados como documentos confidenciales. El comité editorial se compromete a proteger la integridad y confidencialidad del trabajo de cada autor y el anonimato de cada evaluador. Por su parte, los evaluadores se comprometen a proteger el carácter confidencial del manuscrito asignado, teniendo en cuenta que el proceso de evaluación es simple ciego, es decir, los autores desconocen la identidad de los evaluadores, pero los evaluadores conocen la identidad de los autores.

Copyright: el *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* está bajo la licencia de Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual 4.0 Internacional (BY-NC-SA 4.0).

Declaración de conflicto de interés: cuando los autores someten su manuscrito al *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, deben acompañar el envío con una carta de sometimiento en la que declaran, entre otras cosas, que han leído y aprobado el manuscrito remitido en su contenido, organización, presentación y orden de autoría, por lo que no existe conflicto de interés entre ellos. En la carta, los autores también pueden solicitar que una persona no sea escogida como par evaluador cuando consideran que podrían presentarse conflicto de interés.

Los miembros del comité editorial, que fungan como editores encargados dentro de la revista, tienen la responsabilidad de declarar si presentan conflicto de interés con el manuscrito asignado. De igual manera, los pares evaluadores deben declarar si presentan conflicto de intereses al conocer el nombre de los autores del manuscrito asignado, considerando que el proceso de evaluación en la revista es simple ciego.

Responsabilidades de los autores: los autores están obligados a participar del proceso de evaluación respetando los tiempos estipulados de revisión y cumpliendo con los plazos de entrega. Los manuscritos que tarden más de sesenta (60) días en ser entregados por los autores cuando se les soliciten correcciones se retirarán automáticamente del *Boletín* y deberán ser sometidos nuevamente, salvo casos debidamente justificados.

El sometimiento de un manuscrito debe estar acompañado por una carta dirigida al editor general de la revista, en la que los autores firman y declaran que:

- Todos han leído y aprobado el manuscrito remitido en su contenido, organización, presentación y orden de autoría, por lo que no existe conflicto de intereses.

Bulletin of Marine and Coastal Research follows the recommendations of COPE (Committee on Publication Ethics) to ensure transparency in the publication process for all parties involved (authors, reviewers, editors).

Contributions are the complete responsibility of their authors, not of the *Bulletin of Marine and Coastal Research*, its editorial board, or Invemar. Submission of a manuscript is understood as an explicit statement by the authors that it has not been published or accepted for publication in another journal or scientific dissemination medium. If the manuscript includes texts, tables, or figures with reserved rights, the authors declare in the submission letter that they have the authorization to reproduce them.

The journal does not charge for publication and does not pay peer reviewers. Also, the work of our Editorial Committee is *ad honorem*.

Confidentiality: All manuscripts submitted to the *Bulletin of Marine and Coastal Research* are treated as confidential documents. The Editorial Committee is committed to protecting the integrity and confidentiality of each author's work and the anonymity of each reviewer. For their part, the evaluators are committed to protecting the confidentiality of the assigned manuscript, taking into account that the evaluation process is single-blind, that is, the authors do not know the identity of the evaluators, but the evaluators know the identity of the authors.

Copyright: *Bulletin of Coastal and Marine Research* is under Creative Commons license BY-NC-SA 4.0.

Declaration of conflict of interest: When authors submit their manuscript to the *Bulletin of Coastal and Marine Research*, they must accompany the submission with a letter of submission in which they declare, among other things, that they have read and approved the submitted manuscript in its content, organization, presentation, and order of authorship, so that no conflict of interest exists between them. In the letter, the authors can also request that a person not be chosen as an evaluator couple when they consider that a conflict of interest could arise.

The members of the Editorial Board, who act as commissioned editors within the journal, have the responsibility to declare whether they have a conflict of interest with the assigned manuscript. Similarly, peer reviewers must declare whether they present a conflict of interest by knowing the name of the authors of the assigned manuscript, considering that the evaluation process in the journal is single-blind.

Author's responsibilities: Authors are required to participate in the evaluation process by respecting the stipulated review times and meeting deadlines. Manuscripts that take more than sixty (60) days when corrections are requested will be automatically withdrawn from the journal and must be resubmitted, except in duly justified cases.

The submission of a manuscript must be accompanied by a letter addressed to the journal's editor-in-chief, where the authors sign and declare that:

- All of them have read and approved the manuscript submitted in its content, organization, presentation, and order of authorship, so there is no conflict of interest.
- The manuscript is the result of an original work, which has not been published, is not under consideration in any publication, and will not be submitted to another journal until to know the response of the Editorial Board of the *Bulletin of Marine and Coastal Research*.
- If the manuscript is accepted, its publication, reproduction, and dissemination are authorized under the rules and license established by the journal.



- El manuscrito es resultado de un trabajo original, el cual no ha sido publicado, no se encuentra bajo consideración en ninguna publicación y no se someterá a otra revista hasta conocer la respuesta del comité editorial del *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*.
- En caso de que el manuscrito sea aceptado, se autoriza su publicación, reproducción y difusión bajo las normas y licenciamiento establecidos por la revista.
- El documento no incluye textos, tablas o figuras con reserva de derechos. Si los tuviere, se cuenta con la autorización para su uso y reproducción.
- El documento no contiene citas o transcripciones de obras que carecen de referencias bibliográficas debidamente citadas.
- Se aceptan los términos y condiciones expresados por la revista en la guía de autores.

Responsabilidades de los evaluadores: los evaluadores son investigadores invitados por la revista para que revisen *ad honorem* los manuscritos sometidos. Cada semestre se incluye al inicio del número correspondiente el listado de evaluadores que participaron en la revisión de los manuscritos publicados. Sus funciones son las siguientes:

- Evaluar los manuscritos asignados y emitir una decisión debidamente justificada.
- Adoptar una posición imparcial, crítica y constructiva frente a los trabajos que evalúan.
- Proteger el carácter confidencial de los manuscritos que revisan.
- Declarar si presentan conflicto de intereses.

Responsabilidad del comité editorial: el comité editorial es responsable de la gestión de la revista. Está integrado por investigadores de entidades nacionales e internacionales, asegurando la presencia de pluralidad en las disciplinas y líneas de investigación marina y costera. Sus funciones son las siguientes:

- Garantizar la calidad del contenido de los artículos y notas científicas sometidos a la revista.
- Declarar si presentan conflicto de intereses.
- Proteger la integridad y confidencialidad del trabajo de cada autor y el anonimato de cada evaluador.
- Aceptar o rechazar los manuscritos sometidos.
- En el caso de errores, promover la corrección o retractación en la publicación.

Sanciones: en caso de encontrar alguna violación de los apartes anteriores, se aplicarán las siguientes sanciones:

- Rechazo inmediato y retiro del manuscrito de la revista.
- Prohibición a todos los autores para presentar nuevos manuscritos a la revista, ya sea de forma individual o colectiva. Esta sanción tendrá vigencia por dos años a partir de su notificación.
- El editor general y el director de la revista se reservan el derecho de imponer sanciones adicionales a las descritos anteriormente, si lo consideran necesario.

- The manuscript does not include text, tables, or figures with copyright. If you have them, you have the authorization for their use and reproduction.
- The manuscript does not contain citations or transcriptions of works that lack properly cited bibliographic references.
- All of them accept all terms and conditions expressed in the author's guide.

Reviewers' responsibilities: Reviewers are researchers invited by the journal to revise *ad honorem* the manuscripts submitted. Every semester, the respective volume includes at the beginning of the complete list of reviewers who participated in the review. The functions of the reviewers are:

- Evaluating assigned manuscripts and give a substantiated decision.
- Adopting an impartial, critical and constructive position towards the manuscripts they evaluate.
- Protecting the confidentiality of the manuscripts reviewed.
- Declaring whether there is a conflict of interest.

Editorial Board responsibilities: The Editorial Board is responsible for the journal's management. It is composed of researchers from national and international institutions, ensuring plurality in the different disciplines and research lines of marine and coastal topics. The functions of the Editorial Board are:

- Guaranteeing the quality of the articles and scientific notes submitted to the journal.
- Declaring whether there is a conflict of interest.
- Protecting the integrity and confidentiality of the author's work and the anonymity of each reviewer.
- Accepting or refusing the submitted manuscripts.
- Promoting correction or retraction in the publication, in case of errors.

Sanctions: In any violation of the above paragraphs, the following sanctions will be applied:

- Immediate rejection and withdrawal of the manuscript from the journal.
- Prohibition for all authors to submit new manuscripts to the journal, either individually or collectively. This sanction will be in force for two years from its notification.
- The general editor and the director of the journal reserve the right to impose additional sanctions to those described above, if they consider it necessary.

BOLETÍN DE INVESTIGACIONES MARINAS Y COSTERAS

Bulletin of Marine and Coastal Research

(Bol. Invest. Mar. Cost.)

Vol. 51 (2) Santa Marta, Colombia, 2022 (jul-dic / *Jul-Dec*)

TABLA DE CONTENIDO / CONTENTS

ARTÍCULOS / ARTICLES

Luz Marleny García Echavarría, Javier Alcántara-Carrió y Alfredo Jaramillo Vélez Vulnerabilidad costera ante el ascenso del nivel del mar en el suroccidente del Caribe colombiano Coastal vulnerability to sea level rise in the southwestern Colombian Caribbean.	9
Carlos Pereira, Evelyn Zoppi De Roa†, Edie Montiel, Vanessa Hernández y Anyoelis Castillo Estructura comunitaria del microfítobentos de la zona costera central de Venezuela Community structure of microfítobenthos from the central coastal zone of Venezuela	29
Camilo F. Mina-Cartagena, José E. Fuentes y Richard Johnston-González Mapeo de planos lodosos con imágenes UAV en La Bocana de Iscuandé, costa Pacífica colombiana Mapping of mudflats with UAV images in La Bocana de Iscuandé, Colombian Pacific coast	49
Andrea Garay Tapias, Andrea Contreras Araque y Fabián Escobar Toledo Las mujeres en la actividad pesquera: una mirada al aporte de las platoneras de Buenaventura, Colombia Women in fishing activity: A look at the contribution of the <i>platoneras</i> of Buenaventura, Colombia	63
Héctor Manuel Martínez-Viloria, Rebeca Franke-Ante, Juan Carlos Narváez Barandica y Javier De La Hoz Maestre Estado de <i>Lutjanus synagris</i> en tres áreas protegidas del Caribe colombiano: evaluación basada en datos limitados Status of <i>Lutjanus synagris</i> in three protected areas of the Colombian Caribbean: assessment based on limited data	83

ARTÍCULO DE REVISIÓN / REVIEW ARTICLE

Báslavi Cóndor-Luján y Juan C. Francia-Quiroz

Las esponjas en el Perú y su potencial como fuente de compuestos antibacterianos

Sponges in Peru and their potential as a source of antibacterial compounds 107

NOTAS / NOTES

María José Marín Jarrín, José R. Marín Jarrín, Mercy J. Borbor-Córdova, Maria Esther Espinoza Celi y Luis Domínguez-Granda

Dinámicas estacionales en el estuario interior del Guayas, Ecuador

Seasonal dynamics in the inner Guayas Estuary, Ecuador 129

Raúl Navas-Camacho, Rebeca Franke Ante y Andrés Acosta Chaparro

Mortalidad del coral *Acropora palmata* por una enfermedad similar al *white pox* en la bahía de Cinto,

Parque Nacional Natural Tayrona, Caribe colombiano

Mortality of the coral *Acropora palmata* for a disease similar to white pox in Cinto Bay,

Tayrona National Natural Park, Colombian Caribbean 137

Guía de autores / Author's guide 145

Ética de publicación / Publication ethics 150



invemar

www.invemar.org.co/boletin