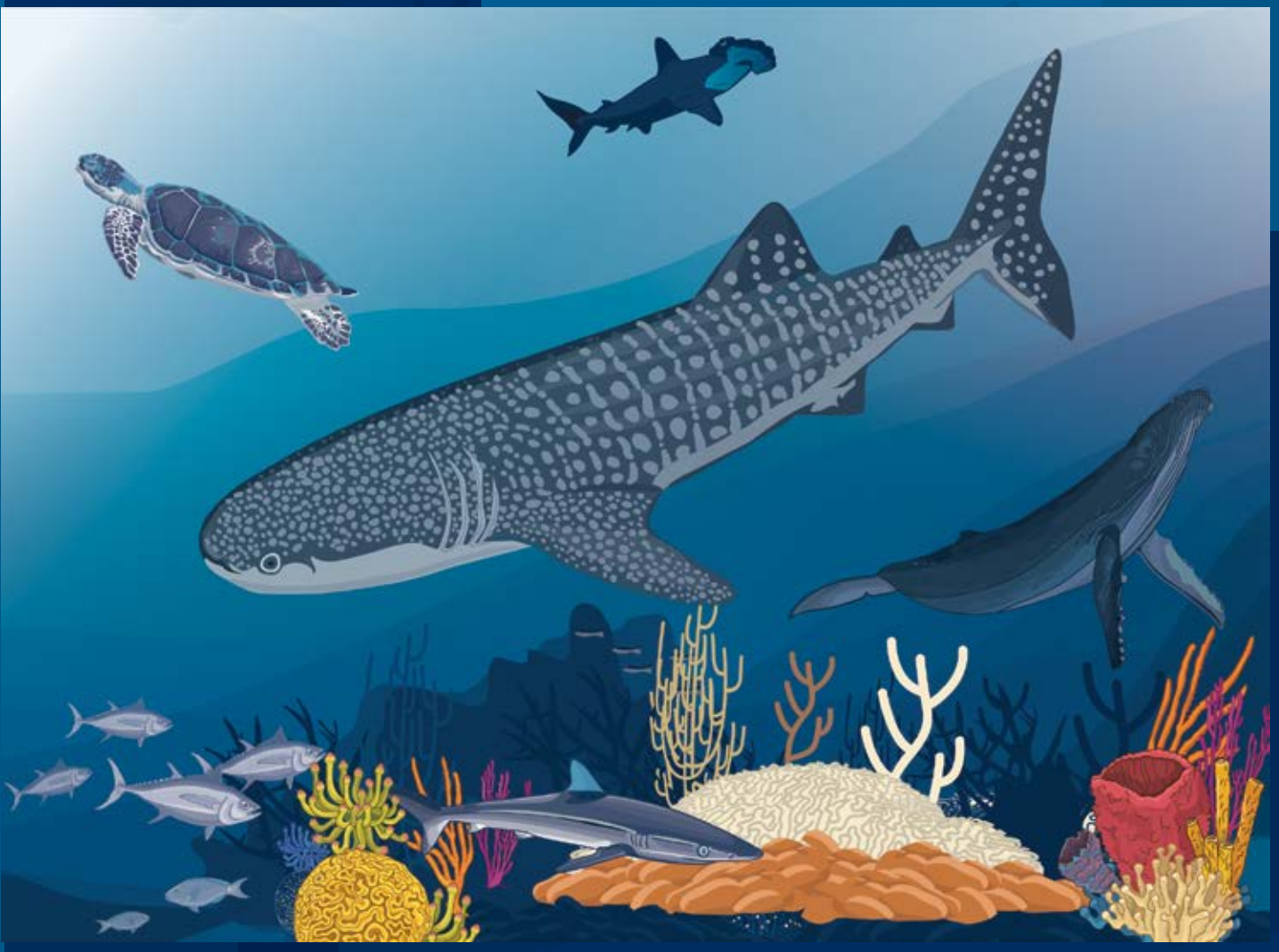


Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras

Since 1967

Bulletin of Marine and Coastal Research



PARQUES NACIONALES
NATURALES DE COLOMBIA



Serie de Publicaciones Periódicas

Año 2020 • Volumen 49 (Supl. Esp.)

Santa Marta • Colombia

ISSN: 0122-9761

ISSN [Electrónico]: 2590-4671

BOLETÍN DE INVESTIGACIONES MARINAS Y COSTERAS Bulletin of Marine and Coastal Research

(Bol. Investig. Mar. Costeras)

ISSN 0122-9761 | ISSN 2590-4671 (en línea)

El *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* 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 recibe artículos de investigación, artículos de revisión y notas científicas de manera permanente. 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).

.....
Bulletin of Marine and Coastal Research (title abbreviation: Bol. Investig. Mar. Costeras) 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 receives research articles, review articles, and scientific notes on an ongoing basis. It 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).



Director general/General Director

Francisco A. Arias Isaza, *Ph. D.*

Director de la revista/Journal Director

Jesús A. Garay, *M. Sc.*

Directora general/General Director

Julia Miranda Londoño, *Esp.*

**Subdirectora de Gestión y Manejo de Áreas Protegidas/
Assistant Director of Protected Areas Management**

Edna Carolina Jarro Fajardo, *M. Sc.*

Director territorial Pacífico/Pacific Territorial Director

Robinson Galindo Tarazona, *Biol.*

Directora territorial Caribe/Caribbean Territorial Director

Luz Elvira Angarita Jiménez, *Ing. Civil.*



Editor general/Editor-in-Chief

Arturo Acero P., *Ph.D.*

Universidad Nacional de Colombia sede Caribe (Cecimar), Colombia

Editor general invitado/Guest Editor-in-Chief

Julio César Herrera Carmona, *Ph. D.*

Universidad del Valle, Colombia

Comité editorial de este número/Editorial Board for this issue

Andrés Felipe Navia, *Ph.D.*

Squalus, Colombia

0000-0002-6758-7729

Arturo Acero P., *Ph.D.*

Universidad Nacional de Colombia sede Caribe (Cecimar), Colombia

0000-0002-6637-9901

David Alonso-C., *M. Sc.*

Invemar, Colombia

0000-0002-1461-3401

Edgardo Londoño-Cruz, *Ph. D.*

Universidad del Valle, Colombia

0000-0001-5762-9430

Fernando Zapata, *Ph. D.*

Universidad del Valle, Colombia

0000-0001-8989-4458

Julio César Herrera Carmona, *Ph. D.*

Universidad del Valle, Colombia

0000-0003-0446-3275

Mario Enrique Rueda Hernández, *Ph. D.*

Invemar, Colombia

0000-0001-7572-8379

Paola Andrea Mejía-Falla, *Ph. D.*

WCS, Colombia

0000-0003-2220-6969

Paula Cristina Sierra Correa, *Ph. D.*

Invemar, Colombia

0000-0001-7252-7993

Jefe de Comunicación Científica/Head of Scientific Communication Team

Isabela Katime Arroyave

Invemar, Colombia

Asistente del comité editorial/Editorial Board Professional

Nesly Melissa Bello

Invemar, Colombia

Ilustración de portada/Cover Illustration

Jorge Patiño Ospina (Parques Nacionales Naturales de Colombia)

Traducción/Translation


Springer

Diagramación y montaje/Layout and Assembly


John Khatib (Ediprint SAS)

Comité científico/*Scientific Board*


Adolfo Sanjuan Muñoz, *M. Sc.*

 0000-0002-4786-862X

Alfredo Gómez Gaspar, *M. Sc.*


 0000-0002-2430-2738

Efraín Rodríguez Rubio, *Ph. D.*


 0000-0002-1150-3194

Gloria E. Sánchez, *Ph. D.*

Juan Manuel Díaz, *Dr.rer.nat.*


 0000-0002-2026-6522

Kludia Hernández, *Ph. D.*

 0000-0002-8490-2882

Marie Luise Schnetter, *Dr.rer.nat.*

Mónica Puyana, *Ph. D.*

 0000-0001-7600-3118

Yves François Thomas, *Ph. D.*

Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, sede Santa Marta, Colombia

Museo Marino de Margarita y Universidad de Oriente (Nueva Esparta), Venezuela

Centro de Innovación y Tecnología-ICP y Ecopetrol, Colombia

Universidad de Magallanes, Chile

Fundación Marviva, Colombia

Universidad Andrés Bello, Chile

Justus-Liebig-Universität Gießen, Alemania

Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Colombia

Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne, Francia

Evalúadores de este número / *Reviewers for this issue*

Juan Manuel Rodríguez Barón, *M. Sc.*

Mario F. Garcés-Restrepo, *Ph. D.*

Karen Pabón Aldana, *M. Sc.*

Mateo López-Victoria, *Ph. D.*

Jaime Ricardo Cantera Kintz, *Ph. D.*

Enrique Javier Peña Salamanca, *Ph. D.*

Norma Angélica López Gómez, *Ph. D.*

Humberto Álvarez, *Ph. D.*

Verónica D'Amico, *Ph. D.*

Carmen Lacambra, *Ph. D.*

Anny Zamora, *M. Sc.*

Rocío del Pilar García Urueña, *Ph. D.*

Juan David González, *M. Sc.*

Adolfo Sanjuan Muñoz, *M. Sc.*

Sven Zea, *Ph. D.*

Carlos G. Muñoz, *Ph. D.*

Diego Lozano-Cortés, *M. Sc.*

Esteban Galindo Arana, *M. Sc.*

Leandro Bugoni, *Ph. D.*

Vladimir Puentes Granada, *Ph. D.*

Mario Enrique Rueda Hernández, *Ph. D.*

José Templado González, *Ph. D.*

Giomar H. Borrero, *Ph. D.*

Milena Benavides Serrato, *M. Sc.*

Ross Robertson, *Ph. D.*

Bellineth Valencia, *Ph. D.*

Guillermo Duque Nivia, *Ph. D.*

Esther Jiménez López, *Ph. D.*

Gustavo Castellanos-Galindo, *Ph. D.*

Luis Santiago Castillo, *M. Sc.*

Jorge Parra, *Ph. D.*

María Fernanda Pereira, *Biol. Mar.*

JUSTSEA Foundation, Colombia

Universidad del Valle, Colombia

Fundación Museo del Mar, Colombia

Pontificia Universidad Javeriana Cali, Colombia

Universidad del Valle, Colombia

Universidad del Valle, Colombia

Universidad Nacional Autónoma de México, México

Universidad del Valle, Colombia

Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (Conicet), Argentina

Grupo Laera, Colombia

Invemar, Colombia

Universidad del Magdalena, Colombia

Invemar, Colombia

Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, sede Santa Marta, Colombia

Universidad Nacional de Colombia, sede Caribe (Cecimar), Colombia

Universidad del Valle, Colombia

King Abdullah University of Science & Technology, Arabia Saudí

Squalus, Colombia

Universidade Federal do Rio Grande, Brasil

AUNAP, Colombia

Invemar, Colombia

Museo Nacional de Ciencias Naturales, España

Invemar, Colombia

Universidad Nacional de Colombia, sede Caribe (Cecimar), Colombia

Smithsonian Tropical Research Institute, Panamá

Universidad del Valle, Colombia

Universidad Nacional de Colombia, sede Palmira, Colombia

Universidad Autónoma de Baja California Sur, México

Smithsonian Tropical Research Institute, Panamá

Instituto Alexander von Humboldt, Colombia

WCS Colombia, Colombia

Invemar, Colombia

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



Los derechos patrimoniales de autor serán compartidos entre Parques Nacionales Naturales de Colombia y el Invemar. No obstante, ninguna de las partes podrá hacer uso de la(s) obra(s) derivadas, sin previa notificación y autorización de la otra parte, conservando los autores los derechos morales sobre su trabajo.

Citar los artículos/*Citation Style:*

Autores. 2020. Título del artículo. Bol. Investig. Mar. Costeras, 49(Supl. Esp.): rango de páginas.

Authors. 2020. Title of article or note. Bull. Cost. Mar. Res., 49(Spec. Suppl.): page range.

BOLETÍN DE INVESTIGACIONES MARINAS Y COSTERAS

Bulletin of Marine and Coastal Research

(Bol. Investig. Mar. Costeras)

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

49 (Supl. Esp.)



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

Vinculado al Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible

Santa Marta, Colombia, 2020

60 años de Parques Nacionales Naturales de Colombia: una celebración 50 % mar

Si bien la historia de los Parques Nacionales Naturales de Colombia (PNNC) inicia con un área protegida terrestre, la condición bioceánica y geoestratégica del país, los objetivos globales de desarrollo sostenible y el fortalecimiento institucional nacional han ampliado el escenario de trabajo de nuestra entidad hacia los ecosistemas marinos y costeros, los cuales representan una oportunidad única para la conservación de la biodiversidad y la cultura en Colombia.

La gestión del conocimiento en el sistema de áreas protegidas de Colombia es el pilar que sustenta las decisiones de manejo y consolida una administración efectiva. En el caso específico del Subsistema de Áreas Marinas Protegidas (SAMP), se cuenta con una línea base de información robusta, la cual es resultado de la gestión interinstitucional y los esfuerzos continuos de la comunidad científica del país. No obstante, en procura de su permanente actualización y en el marco de la celebración de los 60 años de nuestra entidad, se estableció una alianza con el Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés” (Invemar) para generar un espacio de divulgación académica

de los procesos asociados a la investigación y el monitoreo llevado a cabo en las áreas marinas protegidas (AMP) del Caribe y el Pacífico colombiano.

Para nosotros es un orgullo presentar un suplemento especial del Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras dedicado a las áreas del sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia. Este compendio de artículos y notas científicas es el resultado de una sinergia que involucra profesores, investigadores, capital humano en formación y guardaparques, quienes dedican sus vidas a la generación de información sobre los tesoros naturales y culturales del país. Representa, además, el producto de un trabajo en campo que se ejecuta bajo las condiciones más inusuales, contra viento y marea, bajo el sol y la lluvia. Este grupo de personas trabaja con pasión por la conservación de ese “realismo mágico” que tiene lugar en nuestros mares y costas.

Julia Miranda Londoño

Directora general
Parques Nacionales Naturales de Colombia

La investigación científica al servicio de la gestión del Subsistema de Áreas Marinas Protegidas de Colombia

Es un honor para el Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (Invemar) participar en la celebración de los 60 años de Parques Nacionales Naturales de Colombia (PNNC) y su compromiso con la conservación de la biodiversidad en el territorio nacional. El trabajo mancomunado interinstitucionalmente y la importancia que reviste científicamente la presentación de la información sobre áreas marinas protegidas (AMP) a la comunidad nacional e internacional hace posible que hoy se presente esta edición especial del Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras con 19 manuscritos (uno que abarca el ámbito nacional, ocho de AMP Caribe y diez de AMP Pacífico) que representan los esfuerzos científicos por investigar y proveer herramientas para la gestión efectiva y sostenible de las áreas marinas protegidas de Colombia.

En el marco de las acciones que se han desarrollado para el fortalecimiento del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SINAP), desde la promulgación de la Ley 99 de 1993, la Ley 165 de 1994 y la Política Nacional Ambiental para el Desarrollo Sostenible de los Espacios Oceánicos y Zonas Costeras e Insulares de Colombia (PNAOCI) en el año 2000, el país consideró estratégico consolidar un enfoque temático para el establecimiento del Subsistema de Áreas Marinas Protegidas (SAMP), que asegure la conservación de la biodiversidad *in situ* marina y costera y articule acciones de manejo con los procesos de planificación regional en áreas protegidas con el fin de hacer viable y operativo el SAMP.

El Consejo Nacional de Áreas Protegidas (CONAP) reconoce el SAMP como la estrategia para la armonización de la gestión de conservación en los mares y costas de Colombia. Se complementa con un plan de acción hasta el año 2023 que permitirá articularlo con la planificación regional. El desarrollo de esta iniciativa se enmarca en los compromisos internacionales adquiridos por Colombia en la conferencia de las partes del Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB), más exactamente a partir de la Conferencia de las Partes (COP) VII-2007 en Kuala Lumpur (Decisión VII) y ratificado en las

COP subsiguientes incluida la COP X-2011 en Nagoya (Decisión X). En estos eventos, se ha hecho énfasis en la necesidad de trabajar regional o subregionalmente para identificar y adoptar, según su competencia, medidas apropiadas para la conservación y la utilización sostenible en relación con áreas de importancia ecológica o biológica, incluso mediante el establecimiento de redes representativas de zonas marinas protegidas a fin de contar con sistemas completos de AMP en el ámbito regional y nacional, eficazmente gestionados y ecológicamente representativos.

Con 14 % de sus áreas marinas bajo figuras legales de conservación, Colombia superó la meta de Aichi de tener en el año 2020, al menos, las AMP en 10 %. El país cuenta hoy con 35 AMP en el SAMP incluidas en el Registro Único de Áreas Protegidas de Colombia (RUNAP), 16 de las cuales son del orden nacional, administradas por PNNC. Aún hay esfuerzos importantes por seguir consolidando un marco de trabajo legal, institucional y operacional; darle sostenibilidad financiera a las AMP existentes para hacer realidad sus planes de acción, e incrementar las capacidades de manejo institucional y la conciencia sobre la importancia de la conservación.

El Invemar celebra con beneplácito este esfuerzo por visibilizar los resultados científicos que acompañan la gestión de las AMP. Dar a conocer esta información en español e inglés servirá para que el país y el mundo conozcan y apoyen el manejo y la creación de nuevas AMP y, asimismo, aporten en la construcción de nuevas estrategias dentro de los acuerdos en el marco pos-2020 del CDB, a partir del cual el país debe tomar la decisión de si seguirá la meta de alcanzar 30 % del territorio marino bajo figuras de conservación al 2030, balanceando cobertura y representatividad de objetos de conservación claves con los servicios ambientales que los ecosistemas marinos y costeros proveen a las generaciones actuales y futuras.

Francisco A. Arias Isaza
Director general Invemar

TABLA DE CONTENIDO/CONTENTS

ARTÍCULOS/ARTICLES

Mariana Cañas-Uribe, Luis F. Payán, Diego F. Amorochó y Vivian P. Páez

Tasas de crecimiento somático de tortuga Carey, *Eretmochelys imbricata*, en el Parque Nacional Natural Gorgona, Colombia, entre 2004 y 2018
Somatic growth rates of the Hawksbill Turtle, *Eretmochelys imbricata*, in Gorgona National Natural Park, Colombia, between 2004 and 2018 13

Alejandro Perlaza-Gamboa, Alan Giraldo, Luis Fernando Payán y Felipe A. Estela

Asociación de la temperatura superficial del mar y la abundancia del Piquero Café (*Sula leucogaster*) según el estado de desarrollo en el Parque Nacional Natural Gorgona
Association of Sea Surface Temperature and the abundance of the Brown Booby (*Sula leucogaster*) according to the state of development in the Gorgona National Natural Park 31

Catalina Gómez-Cubillos, Brigitte Gavio y Sven Zea

Estructura de la comunidad de céspedes algales en interacciones con corales masivos en arrecifes del Parque Nacional Natural Tayrona, Caribe colombiano
Community structure of turf algae in interactions with massive corals in Tayrona National Natural Park, Colombian Caribbean 45

Richard Johnston-González, Diana Eusse-González y Natasha Valencia-Martínez

Distribución y abundancia de las aves playeras en planos intermareales del Parque Nacional Natural Sanquianga y la bocana de Iscuandé, Nariño (Colombia), entre 2009 y 2020
Distribution and abundance of shorebirds tidal flats of Sanquianga National Natural Park and the mouth of Iscuandé, Nariño (Colombia), between 2009 and 2020 73

Natalia Uribe-Castañeda, Carlos Andrés Satizabal, Leonardo Herrera Orozco y Jaime Ricardo Cantera Kintz

Vulnerabilidad de los servicios ecosistémicos del área marina protegida Uramba
Ecosystems services vulnerability of Uramba Marine Protected Area 95

Gustavo Adolfo Castellanos-Galindo, Diana Medina-Contreras, Juan Felipe Lazarus y Jaime Ricardo Cantera-Kintz

Peces criptobentónicos en el Parque Nacional Natural Uramba Bahía Málaga (Colombia), Pacífico Oriental Tropical
Cryptobenthic fishes in the Uramba National Natural Park Bahía Málaga (Colombia), Tropical Eastern Pacific 119

Rocío García-Urueña, Marco Garzón-Machado y Silvia Sierra-Escrigas

Valoración actual de las poblaciones de *Acropora palmata* y *Acropora cervicornis* en el Parque Nacional Natural Tayrona, Caribe colombiano
Current assessment of the *Acropora palmata* and *Acropora cervicornis* populations in Tayrona National Natural Park, Colombian Caribbean 137

Johanna Vega-Sequeda, Claudia Agudelo-Ramírez, Álvaro Mendoza-Mazzeo y Adolfo Sanjuan-Muñoz

Dinámica de la estructura de la comunidad bentónica en las formaciones coralinas someras del archipiélago de San Bernardo, Caribe colombiano
Dynamics of the benthic community structure on the shallow coral formations of the San Bernardo Archipelago, Colombian Caribbean 167

Aliano Tette-Pomarico, Aristides López-Peña, Rebeca Franke-Ante y Luis Orlando Duarte

Dieta y amplitud del nicho trófico del cormorán neotropical [*Nannopterum brasilianus* (Gmelin, 1789)] en el Santuario de Flora y Fauna Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe de Colombia
Diet and trophic niche breadth of the neotropical cormorant [*Nannopterum brasilianus* (Gmelin, 1789)] in the Flora and Fauna Sanctuary Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribbean Colombia 193

Jairo Altamar, Juan Wong-Lubo, Javier de la Hoz-M. e Iván Martínez-Dallos

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
Evaluation of the selectivity of gillnets and handlines for the capture of the blue runner (*Caranx crysos*) in areas of marine influence of the Tayrona National Natural Park 209

NOTAS/NOTES

Edgardo Londoño-Cruz

Llenando un vacío: primer registro del gastrópodo nerítaceo sin concha *Titiscania limacina* Bergh, 1890 en Colombia
 Filling a gap: first record of the shell-less neritacean gastropod *Titiscania limacina* Bergh, 1890 in Colombia 223

Edgardo Londoño-Cruz

Primer registro del pepino de mar garra de león *Euapta godeffroyi* Semper, 1868
 (Holothuroidea: Apodida: Synaptidae) en la isla Gorgona, Pacífico colombiano
 First record of the lion's paw sea-cucumber *Euapta godeffroyi* Semper, 1868
 (Holothuroidea: Apodida: Synaptidae) in Gorgona Island, Colombian Pacific 229

Melina Rodríguez-Moreno y Diego F. Lozano-Cortés

Primer registro del lenguado de Herre, *Aseraggodes herrei* (Pleuronectiformes: Soleidae), en la isla Malpelo, Pacífico colombiano
 First record of the Herre's sole, *Aseraggodes herrei* (Pleuronectiformes: Soleidae), at Malpelo Island, Colombian Pacific 237

Laura Contreras-Vega, Alejandro Henao-Castro, Gabriel R. Navas-S., María Isabel Criales y Milena Marrugo Pascuales

Dispositivo de recolección para zooplancton asociado a arrecifes de corales mesofóticos
 Collecting device for zooplankton associated with mesophotic coral ecosystems. 243

Stephania Palacios-Narváez, Bellineth Valencia y Alan Giraldo

Aproximación a la dieta de *Thalassoma lucasanum* (familia Labridae) en el arrecife coralino de La Azufrada, isla Gorgona, Pacífico Oriental Tropical
 Approximation to the diet of *Thalassoma lucasanum* (family Labridae) in the coral reef of La Azufrada, Gorgona Island, Eastern Tropical Pacific . . . 251

Natalia Botero-Acosta, Karina Bohrer do Amaral, Dalia C. Barragán-Barrera, Nohelia Farías-Curtidor, Jorge H.

Moreno-Sotomayor, Heidys M. Macías-Campo, Alejandro Álzate-Montoya y Karla G. Barrientos-Muñoz
 Primer registro de ballena de aleta (*Balaenoptera physalus*) en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo, Caribe colombiano
 First record of a Fin whale (*Balaenoptera physalus*) in the Rosario and San Bernardo Corals National Natural Park, Colombian Caribbean. 259

Diana C. Sánchez-Rodríguez, Arturo Acero P., Efraín Vilorio-Maestre, Francisco A. Villa-Navarro y Patricia Saldaña

La ictiofauna del área marina de la Vía Parque Isla Salamanca, Magdalena, Colombia
 Ichthyofauna of the marine area of Vía Parque Isla Salamanca, Magdalena, Colombia. 267

David Alonso C. e Ivonne Corredor-Rubiano

Aporte de las Áreas Marinas Protegidas del Sistema de Parques Nacionales Naturales a la representatividad de ecosistemas en Colombia
 Contribution of the Marine Protected Areas of the National Natural Park System to the ecosystems representativeness of Colombia 275

Karla G. Barrientos-Muñoz, Miller Valencia Díaz, Carlos Andrés Hinojosa Romero, Santiago Valencia-González, María Claudia Diazgranados, Edward Leonardo Sevilla Dueñas y Cristian Ramírez-Gallego

Primer registro de una hembra de tortuga carey, *Eretmochelys imbricata*, en el Mosaico de Conservación Bahía Málaga, Pacífico colombiano
 First report of a female hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricata*, in the Conservation Mosaic Bahía Málaga, Colombian Pacific 289

Guía de autores/Author's guide 295

Ética de publicación/Publication ethics 300

Este suplemento especial contó con el apoyo de:

This special supplement was supported by:





Tasas de crecimiento somático de tortuga carey, *Eretmochelys imbricata*, en el Parque Nacional Natural Gorgona, Colombia, entre 2004 y 2018

Somatic growth rates of the Hawksbill Turtle, *Eretmochelys imbricata*, in Gorgona Natural National Park, Colombia, between 2004 and 2018

Mariana Cañas-Uribe¹*, Luis F. Payán², Diego F. Amorcho³ y Vivian P. Páez¹

0000-0002-8797-278X

0000-0003-2326-6533

0000-0001-9089-6098

0000-0002-9777-1981

1. Grupo Herpetológico de Antioquia (GHA), Instituto de Biología, Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia. mcaur94@gmail.com*, vivianpaez1@gmail.com
 2. Parques Nacionales Naturales de Colombia, Cali, Colombia. estacioncientificagorgona@gmail.com
 3. Centro de Investigación para el Manejo Ambiental y el Desarrollo (CIMAD). amorcho.diego@gmail.com
- * Autora de correspondencia.

RESUMEN

La tortuga carey, *Eretmochelys imbricata*, se encuentra a nivel global en peligro crítico de extinción, y la información demográfica en el Océano Pacífico Oriental es limitada. Por esta razón, esta investigación evalúa las tasas de crecimiento somático en una agregación de individuos inmaduros de tortuga carey empleando el método de captura-marca-recaptura en los arrecifes coralinos de Playa Blanca y la Azufrada en el Parque Nacional Natural Gorgona, Colombia. Entre 2004 y 2018 se realizaron 89 capturas de 49 individuos de tortuga carey. El largo curvo del caparazón promedio (LCC) obtenido fue de 41,6 cm (rango 32-58 cm) y el largo recto del caparazón promedio (LRC) fue de 39,1 cm (rango 30,0-54,1 cm), lo que muestra que estos arrecifes son áreas de forrajeo importantes para individuos inmaduros de esta especie. El índice de condición corporal promedio fue de 1,3 (rango 1,0-1,5). Esto sugiere que las condiciones ambientales mantienen en buen estado la salud de esta agregación. Usando el modelo de crecimiento de von Bertalanffy y estableciendo una talla máxima (L_{∞}) de 63 cm de LCC (donde se obtiene el menor coeficiente de variación), se estimó una k de 0,081 y una tasa anual de crecimiento promedio de $1,5 \pm 1,8$ cm/año. Esto indica que los individuos en esta agregación estarían alcanzando una LCC de 63 cm entre los 33 y 34 años, talla cercana a la de madurez sexual en la región del Pacífico oriental (aproximadamente 66 cm LCC). Lo anterior ratifica la vulnerabilidad de esta especie debido a las lentas tasas de crecimiento somático y madurez sexual tardía. Se sugiere que los esfuerzos de conservación para esta especie deben ser a largo plazo para procurar su recuperación, en vista de que especies con estas características tienden a expresar tasas de crecimiento poblacional muy bajas.

PALABRAS CLAVE: tortugas marinas, Cheloniidae, Pacífico Oriental Tropical, índice de condición corporal, áreas de forrajeo

ABSTRACT

The Hawksbill Turtle, *Eretmochelys imbricata*, is globally assessed as Critically Endangered, and information in the Eastern Pacific Ocean is limited. For this reason, this investigation evaluated the somatic growth rates in an immature hawksbill sea turtle aggregation using capture-mark-recapture on the coral reefs at Playa Blanca and La Azufrada in the Gorgona Natural National Park, Colombia. Between 2004 and 2018, we made 89 captures of 49 hawksbill individuals. The mean curved carapace length (CCL) obtained was 41.6 cm (range 32-58 cm), and the mean straight-line carapace length (SCL) was 39.1 cm (range 30.0-54.1 cm), showing these reefs to be critical foraging grounds for immature individuals. The mean body condition index was 1.3 (range 1.0-1.5), suggesting that environmental conditions maintain the health of this aggregation in good conditions. Using the von Bertalanffy growth model and establishing a maximum length (L_{∞}) of 63 cm of CCL (where the lowest coefficient of variation is obtained), we estimated a k of 0.081 and an average annual growth rate of 1.5 ± 1.8 cm/year. This indicated that individuals in this aggregation reach a CCL of 63 cm at 33-34 years of age, close to the sexual maturity for the tropical eastern Pacific region (approximately 66 cm CCL). This indicates the vulnerability of this species due to its late maturity and slow growth. Because of this, conservation efforts for this species must be long-term to ensure its recovery, since species with these characteristics tend to express very low population growth rates.

KEY WORDS: sea turtle, Cheloniidae, Tropical Eastern Pacific, body condition index, foraging areas

DOI: <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2020.49.SuplEsp.1061>

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

La tortuga carey, *Eretmochelys imbricata*, se encuentra clasificada a nivel global en Peligro Crítico (CR A2bd; Mortimer y Donnelly, 2008), ya que se ha evidenciado una reducción de más de 80 % de sus poblaciones en las últimas tres generaciones (UICN, 2012). Esta reducción se debe principalmente al uso de su caparazón en la elaboración de joyas y artesanías, al consumo de su carne y sus huevos y a la pérdida de hábitats de forrajeo y de anidación (National Research Council, 1990; Llamas *et al.*, 2017). Hasta hace una década se creía que la especie había sido eliminada de la región del Océano Pacífico Oriental (OPO; Campbell, 2014), pero recientemente se han encontrado hábitats de forrajeo y playas de anidación en esta región (Altamirano *et al.*, 2010; Gaos *et al.*, 2012; Campbell, 2014; Chacón-Chaverri *et al.*, 2015; Llamas *et al.*, 2017).

El ciclo de vida de las tortugas carey luego de nacer las crías y entrar al mar comienza en hábitats oceánicos. Al alcanzar la etapa juvenil, los individuos migran a hábitats de forrajeo neríticos (Lutz y Musick, 1997) donde se encuentran principalmente asociados a arrecifes coralinos y otros fondos duros, como consecuencia de sus requerimientos de hábitat y alimento (Bjorndal y Bolten, 2010). Allí, aparentemente, permanecen como residentes durante un periodo prolongado de tiempo y las condiciones locales determinan su supervivencia (Blumenthal *et al.*, 2009). Se ha documentado que los individuos inmaduros tienen una talla de reclutamiento en hábitats neríticos de entre 20 a 35 cm de Longitud Curva del Caparazón (LCC; Lutz y Musick, 1997; Blumenthal *et al.*, 2009; Bjorndal y Bolten, 2010). Al alcanzar la madurez sexual, se desplazan a otras áreas de forrajeo y reproducción (Lutz y Musick, 1997) donde se encuentran asociadas a arrecifes coralinos y a estuarios de manglar (Lutz y Musick, 1997; Chacón-Chaverri *et al.*, 2015; Gaos *et al.*, 2017). La madurez sexual en el OPO se ha determinado con la talla mínima registrada para hembras anidantes en El Salvador y Nicaragua, de 66 cm de LCC (Altamirano *et al.*, 2010; Chacón-Chaverri *et al.*, 2015). En el Caribe (Puerto Rico) se identificaron machos adultos con una Longitud Recta del Caparazón (LRC) mayor a 68 cm (Diez y van Dam, 2002).

Debido a que se ha observado la permanencia de las tortugas carey juveniles a las áreas de forrajeo durante periodos prolongados (Blumenthal *et al.*, 2009; Carrión-Cortez *et al.*, 2013; Wood *et al.*, 2013; Llamas *et al.*, 2017) y estas áreas son vulnerables a contaminación y cambios climáticos (Muñoz y

INTRODUCTION

The hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricata*, is classified globally as Critically Endangered (CR A2bd; Mortimer and Donnelly, 2008) since there has been a reduction of more than 80 % of its populations in the last three generations (IUCN, 2012). This reduction is mainly due to the use of their shell in jewelry and handicraft production, the consumption of their meat and eggs, and the loss of foraging and nesting habitats (National Research Council, 1990; Llamas *et al.*, 2017). Until a decade ago it was believed that the species had been eliminated from the Eastern Pacific Ocean region (EPO; Campbell, 2014), but recently foraging habitats and nesting beaches have been found in this area (Altamirano *et al.*, 2010; Gaos *et al.*, 2012; Campbell, 2014; Chacón-Chaverri *et al.*, 2015; Llamas *et al.*, 2017).

The life cycle of hawksbill turtles after hatching and entering the sea begins in oceanic habitats. Upon reaching the juvenile stage, individuals migrate to neritic foraging habitats (Lutz and Musick, 1997) where they are mainly associated with coral reefs and other hard bottoms, as a consequence of their habitat and food requirements (Bjorndal and Bolten, 2010). There, they remain as residents for an extended period, and local conditions determine their survival (Blumenthal *et al.*, 2009). Immature individuals have been documented to have a recruitment size in neritic habitats of between 20 to 35 cm Curved Carapace Length (CCL; Lutz and Musick, 1997; Blumenthal *et al.*, 2009; Bjorndal and Bolten, 2010). Upon reaching sexual maturity, they move to other foraging and reproduction areas (Lutz and Musick, 1997) where they are associated with coral reefs and mangrove estuaries (Lutz and Musick, 1997; Chacón-Chaverri *et al.*, 2015; Gaos *et al.*, 2017). Sexual maturity in the EPO has been determined with the minimum size reported for nesting females in El Salvador and Nicaragua, of 66 cm CCL (Altamirano *et al.*, 2010; Chacón-Chaverri *et al.*, 2015). In the Caribbean (Puerto Rico), adult males with a Straight Carapace Length (SCL) greater than 68 cm were identified (Diez and van Dam, 2002).

Due to the permanence of juvenile hawksbill turtles in foraging areas for long periods (Blumenthal *et al.*, 2009; Carrión-Cortez *et al.*, 2013; Wood *et al.*, 2013; Llamas *et al.*, 2017) and these areas are vulnerable to pollution and climate changes (Muñoz and Zapata, 2013), it is important to diagnose the physical status of the animals, to assess the dynamics in the health of these populations.

Zapata, 2013), es importante diagnosticar el estado físico de los animales con el fin de evaluar la dinámica en la salud de estas poblaciones. Para esto, se utiliza con frecuencia el índice de condición corporal (ICC), el cual tiene un poder predictivo significativo en modelos de crecimiento somático de la tortuga verde (*Chelonia mydas*) y también ha sido usado en estudios de calidad del hábitat en tortugas carey (Bjorndal y Bolten, 2010). Algunos promedios de los valores de ICC registrados para estas tortugas en el Caribe, en donde se ha evidenciado que los individuos se encuentran en buen estado físico, varían entre 1,16 en el acantilado Mona (Diez y van Dam, 2002) hasta $1,25 \pm 0,17$ en Little Cayman (Blumenthal *et al.*, 2009), mientras que este índice no ha sido registrado en el OPO.

Por otra parte, cuantificar las tasas de crecimiento corporal de los individuos permite estimar el tiempo que les toma alcanzar la talla y/o la edad mínima de madurez sexual, la cual es un atributo fundamental para comprender sus historias de vida y el potencial de crecimiento poblacional, así como para desarrollar estrategias de manejo (van Dam, 2000; Bell y Pike, 2012). En estudios realizados en la Gran Barrera de Arrecifes (GBR) en Australia se ha observado un patrón en las tasas de crecimiento que sugiere un ajuste al modelo de von Bertalanffy para tortugas carey (Chaloupka y Limpus, 1997; Bell y Pike, 2012). En la población de tortuga carey en Hawái se evidenció que el modelo de von Bertalanffy se ajustaba mejor a los datos: se estimó un coeficiente de crecimiento característico (k) de 0,09 y una tasa de crecimiento corporal anual para individuos inmaduros de 4,59 cm/año (SD = 2,04) por medio de esqueletochronología (Snover *et al.*, 2012). Este modelo de crecimiento usualmente se ajusta mejor a los datos de crecimiento corporal en tortugas, en las cuales frecuentemente las tasas de crecimiento de los juveniles son mayores que en adultos, y permite proyectar cuánto tiempo tardan los individuos en llegar a la madurez sexual (Bjorndal y Zug, 1995).

La mayoría de los estudios sobre crecimiento para la tortuga carey no utilizan el modelo de crecimiento de von Bertalanffy, sino que registran la tasa de crecimiento corporal (TCC). En estos estudios se observa una gran variación espacial en las TCC estimadas para diferentes categorías de talla y sexo, en diferentes regiones del Pacífico oriental, occidental y del Caribe (Limpus, 1992; Boulon, 1994; Chaloupka y Limpus, 1997; Diez y van Dam, 2002; Blumenthal *et al.*, 2009; Bell y Pike, 2012; Wood *et al.*, 2013; Zárate, 2015; Bjorndal *et al.*, 2016; Llamas *et al.*,

For this, the body condition index (BCI) is frequently used, which has significant predictive power in somatic growth models of the green sea turtle (*Chelonia mydas*) and has also been used in studies of habitat quality in hawksbills. (Bjorndal and Bolten, 2010). Some averages of the BCI values recorded for these turtles in the Caribbean, where it has been evidenced that individuals are in good physical condition, vary from 1.16 at Mona Cliff (Diez and van Dam, 2002) to 1.25 ± 0.17 in Little Cayman (Blumenthal *et al.*, 2009), while this index has not been reported in the EPO region.

On the other hand, quantifying the body growth rates of individuals allows estimating the time it takes them to reach a height and/or the minimum age of sexual maturity, which is a fundamental attribute to understand their life histories and growth potential population, as well as for develop management strategies (van Dam, 2000; Bell and Pike, 2012). In studies carried out in the Great Barrier Reef (GBR) in Australia, a pattern in growth rates has been observed that suggests an adjustment to the von Bertalanffy model for hawksbill turtles (Chaloupka and Limpus, 1997; Bell and Pike, 2012). In the hawksbill turtle population in Hawaii, it was evidenced that the von Bertalanffy model was a better fit for the data: it estimated a characteristic growth coefficient (k) of 0.09 and an annual body growth rate for immature individuals of 4.59 cm/year (SD = 2.04) utilizing skeletochronology (Snover *et al.*, 2012). This growth model usually has a better fit to the body growth data in turtles, in which juvenile growth rates are frequently higher than in adults and allows projecting how long it takes individuals to reach sexual maturity (Bjorndal and Zug, 1995).

Most growth studies for the hawksbill turtle do not use the von Bertalanffy growth model, but instead, report body growth rate (BGR). In these studies, a large spatial variation is observed in estimated BGRs for different categories of height and sex, in different regions of the Eastern, Western and Caribbean Pacific (Limpus, 1992; Boulon, 1994; Chaloupka y Limpus, 1997; Diez y van Dam, 2002; Blumenthal *et al.*, 2009; Bell y Pike, 2012; Wood *et al.*, 2013; Zárate, 2015; Bjorndal *et al.*, 2016; Llamas *et al.*, 2017). Additionally, in the Pacific region, Bjorndal and Bolten (2010) showed that hawksbill turtles have monotonic and relatively slow growth rates, which means that the growth rate increases in the same degree of variation, without having maximum peaks while Diez and van Dam (2002) showed a non-monotonic pattern in

2017). Adicionalmente, en la región del Pacífico, Bjorndal y Bolten (2010) evidenciaron que las tortugas carey tienen tasas de crecimiento monótonas y relativamente lentas, lo cual quiere decir que la tasa de crecimiento va aumentando en el mismo grado de variación, sin tener picos máximos, mientras que Diez y van Dam (2002) evidenciaron un patrón no monótono en la región Caribe, con tasas de crecimiento más bajas en individuos pequeños y un pico de crecimiento mayor en categorías de talla entre los 30 y 40 cm de LRC.

El OPO es considerado como una de las Unidades de Manejo Regional de mayor amenaza para la tortuga carey y no se tiene aún conocimiento sobre algunos parámetros demográficos fundamentales para evaluar planes de manejo de la especie en esta región (Wallace *et al.*, 2011). Por ello, en esta investigación se evaluaron algunos de estos parámetros, como son la proporción de diferentes categorías de talla, el ICC y la tasa de crecimiento somático, para la agregación de tortuga carey en los arrecifes coralinos Playa Blanca y La Azufrada del Parque Natural Nacional Gorgona (PNNG) Colombia, por medio de datos obtenidos a través del método de captura-marca-recaptura entre 2004 y 2018. Esta información contribuye al mejoramiento del monitoreo de tortugas marinas realizado en el PNNG y aporta nuevo conocimiento sobre la especie en el OPO, lo que, a su vez, genera información esencial para los planes de conservación y de manejo en la región.

ÁREA DE ESTUDIO

El muestreo fue ejecutado en el PNNG (02° 55' 45"-03° 00' 55" N y 78° 09' 00"-78° 14' 30" W), ubicado en el departamento del Cauca, en el océano Pacífico, al suroccidente de Colombia (Amarocho *et al.*, 2015), en dos arrecifes de borde bien desarrollados: Playa Blanca y La Azufrada, ubicados al costado oriental (sotavento) de la isla (Figura 1). Los dos arrecifes poseen en general una estructura y una zonación similares (Muñoz y Zapata, 2013). Playa Blanca tiene un área de 9,9 ha, 930 m de largo y entre 60 y 230 m de ancho, mientras que La Azufrada tiene un área de 11,2 ha, 780 m de largo y entre 80 y 180 m de ancho, ambos con profundidades que no exceden 10 m en marea alta (Muñoz y Zapata, 2013).

MATERIALES Y MÉTODOS

Captura-marca-recaptura

La toma de datos para este análisis inició en 2004 con el apoyo del CIMAD (Centro de Investigación para el

the Caribbean region, with lower growth rates in small individuals and with a higher growth peak in size categories between 30 and 40 cm in height SCL.

The EPO is considered one of the Regional Management Units with the greatest threat to the hawksbill turtle and there is still no knowledge of some fundamental demographic parameters to evaluate management plans for the species in this region (Wallace *et al.*, 2011). Therefore, in this research, some of these parameters were evaluated, such as the proportion of different size categories, the BCI and the somatic growth rate, for the hawksbill turtle aggregation in the coral reefs Playa Blanca and La Azufrada of the Gorgona National Natural Park (GNNP) Colombia, through data obtained through the capture-mark-recapture method between 2004 and 2018. This information contributes to the improvement of the monitoring of sea turtles carried out in the GNNP and contributes new knowledge about the species in the EPO, generating in turn essential information for conservation and management plans in the region.

STUDY AREA

The sampling was carried out at the GNNP (02° 55' 45"-03° 00' 55" N and 78° 09' 00"-78° 14' 30" W), located in the department of Cauca in the Pacific Ocean in southwestern Colombia (Amarocho *et al.*, 2015), on two well-developed edge reefs: Playa Blanca and La Azufrada, located on the eastern (leeward) side of the island (Figure 1). Both reefs generally have a similar structure and zoning (Muñoz and Zapata, 2013). Playa Blanca has an area of 9.9 ha, 930 m long and between 60 and 230 m wide, while La Azufrada has an area of 11.2 ha, 780 m long and between 80 and 180 m wide, both with depths that do not exceed 10 m at high tide (Muñoz and Zapata, 2013).

MATERIALS AND METHODS

Capture-mark-recapture

Data collection for this analysis began in 2004 with the support of CIMAD (Center for Research for Environmental Management and Development) and WWF-Colombia (World Wide Fund for Nature) and from 2008 to 2018 the GNNP (Amarocho *et al.*, 2015). These episodes were not systematic, since a transect, a periodicity, or a specific time for the searches was not defined, nor is there a record of sampling events without individuals captured.



Figura 1. Mapa del Parque Nacional Natural Gorgona y ubicación de los arrecifes coralinos Playa Blanca y La Azufrada.

Figure 1. Map of the Gorgona National Natural Park and location of the Playa Blanca and La Azufrada coral reefs.

Manejo Ambiental y el Desarrollo) y el WWF-Colombia (Fondo Mundial para la Naturaleza) y desde 2008 hasta 2018 del PNNG (Amorcho *et al.*, 2015). Estos episodios no fueron sistemáticos, ya que no se definió un transecto, una periodicidad, ni un tiempo específico para las búsquedas, ni se tiene registro de los eventos de muestreo sin individuos capturados.

En ambos arrecifes, el personal encargado del monitoreo realizó la búsqueda de los individuos a pulmón (apnea). Cada episodio de búsqueda duró entre 20 y 50 min y en su mayoría se realizaron entre 20:00 y 21:00 h, periodo durante el cual las tortugas descansan, lo cual facilita su captura. Todos los individuos fueron medidos, pesados, marcados y liberados en la playa El Poblado, ubicada a una distancia aproximada de 3305 y 1407 m de los arrecifes de Playa Blanca y La Azufrada, respectivamente. Las medidas morfométricas tomadas fueron LRC y LCC, desde el escudo nuchal hasta el punto medio de la muesca posterior entre los escudos supracaudales (Bolten, 2000). Las medidas rectas

In both reefs, the personnel in charge of monitoring searched for individuals by lung (freediving). Each search episode lasted between 20 and 50 min and most of them took place between 20:00 and 21:00 h, during which time the turtles rested, which facilitates their capture. All individuals were measured, weighed, tagged, and released at El Poblado beach, located at a distance of approximately 3305 and 1407 m from the reefs of Playa Blanca and La Azufrada, respectively. The morphometric measurements taken were SCL and CCL, measured from the nuchal shield to the midpoint of the posterior notch between the supracaudal shields (Bolten, 2000). The straight measurements were taken with the help of a caliper (with a precision of 0.1 cm), the curved measurements with a flexible tape measure (with a precision of 0.1 cm), and the weight was taken with a continental brand Roman scale (with a precision of 0.5 kg). Each individual was marked with a metal tag (Monel or Inconel, n.º 681), on the second scale of the anterior fin, previously disinfected with povidone-iodine (Balazs, 2000).

se tomaron con la ayuda de una forcípula (con una precisión de 0,1 cm), las medidas curvas con una cinta métrica flexible (con una precisión de 0,1 cm) y el peso con una balanza romana marca Continental (con una precisión de 0,5 kg). Cada individuo fue marcado con una placa metálica (Monel o Inconel, n.º 681) en la segunda escama de la aleta anterior, previamente desinfectada con yodopovidona (Balazs, 2000).

Análisis de datos

Se agruparon las tortugas por categorías de talla, determinadas arbitrariamente de la siguiente manera: categoría 1 (30 cm < LCC < 34,9 cm), categoría 2 (35 cm < LCC < 39,9 cm), categoría 3 (40 cm < LCC < 44,9 cm), categoría 4 (45 cm < LCC < 49,9 cm) y categoría 5 (LCC ≥ 50 cm). La caracterización de la estructura poblacional para cada arrecife se halló con la proporción de tortugas presentes en cada categoría de talla. Para determinar si se presentaba alguna diferencia en estas proporciones entre arrecifes, se realizó una prueba exacta de Fisher (1934). El ICC se calculó con el peso y la LRC por medio de la siguiente ecuación (Bjorndal y Bolten, 2010):

$$ICC = \left[\frac{\text{peso}}{LRC^3} \right] \times 10^4$$

Se calculó el crecimiento somático por medio del modelo de von Bertalanffy para la agregación de tortugas carey de ambos arrecifes, con las medidas de LCC de la primera y la última captura porque estas son usadas con mayor frecuencia en estudios de tortugas marinas, lo cual facilita la comparación con otros trabajos. Para calcular el coeficiente característico de crecimiento corporal (k), el cual describe cuán rápido crece un animal desde su nacimiento hasta su máxima longitud, se usó la siguiente ecuación (Munro, 1982):

$$k = \frac{[\text{Log}_e(L_\infty - L_m) - \text{Log}_e(L_\infty - L_r)]}{(r - m)}$$

donde:

L_∞ es la longitud máxima que pueden alcanzar los individuos de la población (en este caso, se calculó para longitudes entre 60 y 66 cm),

L_m es la longitud curva del caparazón (LCC) en la primera captura,

L_r es la LCC en la última recaptura,

r y m son las fechas de la última recaptura y primera captura, respectivamente, y

e es la base del logaritmo natural.

Analysis of data

The turtles were grouped by size categories, arbitrarily determined as follows: category 1 (30 cm < CCL < 34.9 cm), category 2 (35 cm < CCL < 39.9 cm), category 3 (40 cm < CCL < 44.9 cm), category 4 (45 cm < CCL < 49.9 cm) and category 5 (CCL ≥ 50 cm). The characterization of the population structure for each reef was found with the proportion of turtles present in each size category. To determine if there was a difference in these proportions between reefs, an exact test of Fisher (1934) was performed. The BCI was calculated with the weight and the SCL, through the following equation (Bjorndal and Bolten, 2010):

$$BCI = \left[\frac{\text{weight}}{SCL^3} \right] \times 10^4$$

Somatic growth was calculated utilizing the von Bertalanffy model for the aggregation of hawksbill turtles from both reefs, with the CCL measurements of the first and last catch because these are used more frequently in studies of sea turtles, which facilitates comparison with other studies. To calculate the characteristic body growth coefficient (k), which describes how fast an animal grows from its birth to its maximum length, the following equation was used (Munro, 1982):

$$k = \frac{[\text{Log}_e(L_\infty - L_m) - \text{Log}_e(L_\infty - L_r)]}{(r - m)}$$

Where:

L_∞ is the maximum length that individuals in the population can reach (in this case, it was calculated for lengths between 60 and 66 cm),

L_m is the curved carapace length (CCL) at the first capture,

L_r is the CCL at the last recapture,

r and m are the dates of the last recapture and first capture, respectively, and

e is the base of the natural logarithm.

This coefficient was calculated for all the recaptured individuals. From these data, their average and the coefficient of variation (CV) was calculated.

Subsequently, utilizing the von Bertalanffy model, the length corresponding to each year of life of the individuals in this population (L_t) was estimated, from

Este coeficiente se calculó para todos los individuos recapturados. A partir de estos datos, se calculó su promedio y el coeficiente de variación (*CV*). Posteriormente, por medio del modelo de von Bertalanffy, se estimó la longitud correspondiente a cada año de vida de los individuos en esta población (L_t), desde el año 0, en el que el individuo mide aproximadamente 4 cm LCC (Altamirano *et al.*, 2010), hasta alcanzar la longitud máxima. En este estudio se fijó una longitud máxima de 63 cm LCC porque a este tamaño se obtuvo el menor *CV* y porque es un valor cercano a 66 cm de LCC, la talla mínima de madurez sexual registrada para las hembras en el OPO (Altamirano *et al.*, 2010). Con estos valores se estimó el tiempo en años que tardarían los individuos de la población monitoreada en el PNNG en alcanzar la talla mínima de madurez.

$$L_t = L_{\infty}\{1 - e^{-k(t-t_0)}\} + \frac{\text{tamaño}}{\text{promedio al nacer}}$$

Donde:

t_0 es el tiempo de la eclosión, y

Talla promedio al nacer = 4 cm

Además, se calculó la tasa de crecimiento corporal (TCC), siendo esta la diferencia entre la longitud de la última captura (L_r) y la primera (L_m) sobre el tiempo (TCC = $(L_r - L_m)/\text{año}$; Lutz y Musick, 1997).

RESULTADOS

Desde 2004 hasta 2018 se realizaron 66 episodios de búsqueda nocturnos exitosos (al menos un individuo capturado), 44 en el arrecife Playa Blanca y 22 en La Azufrada. Se capturaron 49 individuos de tortuga Carey, de los cuales se recapturaron 19 (38,8 %) al menos dos veces (nueve individuos fueron capturados dos veces, seis individuos tres veces, dos individuos cuatro veces, un individuo cinco veces y un individuo diez veces). Durante las inmersiones, se observaron las tortugas principalmente descansando (81,0 %), explorando (15,2 %) y en menor proporción alimentándose (3,8 %). Además, todas las recapturas (menos un individuo) se presentaron siempre en el mismo arrecife. Los promedios y desviaciones estándar de las medidas morfométricas en la primera captura se pueden observar en la Tabla 1.

En la Tabla 2 se pueden observar las medidas para cada una de las cinco categorías de talla en cada arrecife. Ya que los individuos no superan los 66 cm de LCC, son considerados inmaduros; además, ninguno de los individuos

year 0, in which the individual measures approximately 4 cm CCL (Altamirano *et al.*, 2010), until reaching the maximum length. In this study, a maximum length of 63 cm CCL was set, because at this size the lowest *CV* was obtained, and because it is a close value to 66 cm CCL, the minimum size of sexual maturity reported for females in the EPO (Altamirano *et al.*, 2010). With these values, the time in years that it would take the individuals of the monitored population in the GNNP to reach the minimum maturity size was estimated.

$$L_t = L_{\infty}\{1 - e^{-k(t-t_0)}\} + \frac{\text{average}}{\text{size at birth}}$$

Where:

t_0 is the hatching time, and

Average size at birth is 4 cm

Also, the body growth rate (BGR) was calculated, this being the difference between the length of the last capture (L_r) and the first (L_m) over time (BGR = $(L_r - L_m)/\text{year}$; Lutz and Musick, 1997).

RESULTS

From 2004 to 2018, 66 successful nocturnal search episodes were carried out (at least one individual captured), 44 in the Playa Blanca reef, and 22 in La Azufrada. 49 individuals of hawksbill turtles were captured, of which 19 (38.8 %) were recaptured at least twice (nine individuals were captured twice, six individuals three times, two individuals four times, one individual five times, and one individual ten times). During the dives, the turtles were observed mainly resting (81.0 %), exploring (15.2 %), and to a lesser extent feeding (3.8 %). Furthermore, all recaptures (except one individual) always occurred on the same reef. The averages and standard deviations of the morphometric measurements in the first capture can be observed in Table 1.

In Table 2 you can see the measurements for each of the five size categories in each reef. Since the individuals do not exceed 66 cm of CCL they are considered immature; also, none of the captured individuals exhibited evident secondary sexual characteristics, such as a greater length of the tail in males (Bolten, 2000). The category with the highest proportion of individuals was category 2 (CCL between 35 and 39.9 cm) with 32.7 %, followed by category 3 (CCL between 40 and 44.5 cm) with 30.6 % (Figure 2). Category 1 (between 30 and 34.9 cm CCL)

Tabla 1. Promedio y rango de medidas morfométricas tomadas en la primera captura de tortugas carey, *Eretmochelys imbricata*, en el PNNG.

Medida/Measurement	Media/Mean \pm SD	Rango/Range	n
LCC/CCL	41.6 \pm 5.4 cm	32.0-58.0 cm	49
LRC/SCL	39.1 \pm 5.0 cm	30.0-54.1 cm	49
ACC/CCW	36.4 \pm 4.8 cm	28.2-49.0 cm	49
ARC/SCW	31.0 \pm 3.7 cm	24.2-40.9 cm	49
Peso/Weight	8.2 \pm 3.6 kg	3.5-23.0 kg	46

Table 1. Average and range of morphometric measurements taken in the first capture of hawksbill turtles, *Eretmochelys imbricata*, in the GNNP.

capturados exhibió características sexuales secundarias evidentes, como una mayor longitud de cola en machos (Bolten, 2000). La categoría con una mayor proporción de individuos fue la 2 (LCC entre 35 y 39,9 cm) con 32,7 %, seguida por la 3 (LCC entre 40 y 44,5 cm) con 30,6 % (Figura 2). La categoría 1 (entre 30 y 34,9 cm LCC) representó 12,2 % de la población y la 5 (LCC \geq 50 cm) tal solo 8,2 % de la población. De los 49 individuos capturados, 19 estaban en el arrecife La Azufrada y 30 en Playa Blanca. En La Azufrada se observa un mayor porcentaje de individuos en la categoría 2 mientras que en Playa Blanca un mayor porcentaje de individuos en la 3, como se puede observar en la Figura 3. No se encontró una diferencia significativa en las proporciones de categorías entre los arrecifes (prueba exacta de Fisher: $P = 0,314$). El ICC promedio (10^{-4} kg/cm³) de las capturas realizadas en ambos arrecifes fue de 1,3 \pm 0,11 ($n = 46$, rango 1,0-1,5).

Tabla 2. Promedio de las medidas morfométricas de las tortugas carey, *Eretmochelys imbricata*, capturadas entre 2004 y 2018 para cada categoría de talla y arrecife coralino. LCC: longitud curva del caparazón. LRC: longitud recta del caparazón. SD: desviación estándar. * Se hallaron dos outliers en las medidas de peso, uno en La Azufrada en la categoría 3 y otro en Playa Blanca en la categoría 2.

	Azufrada			Playa Blanca				
	n	LCC/CCL (media/mean \pm SD)	LRC/SCL (media/mean \pm SD)	Peso/Weight (media/mean \pm SD)	n	LCC/CCL (media/mean \pm SD)	LRC/SCL (media/mean \pm SD)	Peso/Weight (media/mean \pm SD)
Categoría 1/Category 1 (30-34.9 cm)	4	33.1 \pm 0.8	31.3 \pm 1.2	3.8 \pm 0.3	2	34.9 \pm 0.1	33.1 \pm 0.2	4.5 \pm 0.7
Categoría 2/Category 2 (35-39.9 cm)	7	38.4 \pm 0.7	36.6 \pm 1.3	5.9 \pm 0.5	9	38.2 \pm 0.8	36.0 \pm 1.2	6.3 \pm 1.2*
Categoría 3/Category 3 (40-44.9 cm)	5	42.2 \pm 1.0	38.9 \pm 2.9	8.0 \pm 0.8*	10	42.1 \pm 1.2	39.8 \pm 1.5	8.0 \pm 0.8
Categoría 4/Category 4 (45-49.9 cm)	1	45.6 \pm 0.0	43.0 \pm 0.0	11.0 \pm 0.0	7	48.4 \pm 0.8	45.7 \pm 0.7	12.3 \pm 0.6
Categoría 5/Category 5 (LCC/CCL \geq 50 cm)	2	50.0 \pm 0.0	45.4 \pm 1.2	13.3 \pm 1.1	2	54.0 \pm 5.7	49.6 \pm 6.4	17.4 \pm 0.8
Total	19	39.9 \pm 5.1	35.9 \pm 4.6	8.0 \pm 3.4	30	44.5 \pm 6.5	38.9 \pm 5.4	10.7 \pm 8.0

represented 12.2 % of the population and category 5 (CCL \geq 50 cm) represented only 8.2 % of the population. Of the 49 individuals captured, 19 were in the La Azufrada reef and 30 in Playa Blanca. In La Azufrada a higher percentage of individuals is observed in category 2, while in Playa Blanca a higher percentage of individuals in category 3, such as can be seen in Figure 3. No significant difference was found in category proportions between reefs (Fisher's exact test: $P = 0.314$). The average BCI (10^{-4} kg/cm³) of all the catches made on both reefs was 1.3 \pm 0.11 ($n = 46$, range 1.0-1.5).

In the somatic growth analysis, the lowest CV was obtained with a maximum length of 63 cm CCL ($CV = 0.96$), and it yielded an average characteristic coefficient of body growth (k) of 0.081. The von Bertalanffy growth curve indicated that individuals in this population would reach

Table 2. Average morphometric measurements of hawksbill turtles, *Eretmochelys imbricata*, were captured between 2004 and 2018 for each size category and coral reef. CCL: curved carapace length. SCL: straight carapace length. SD: standard deviation. * Two outliers were found in the weight measurements, one in La Azufrada in category 3 and another in Playa Blanca in category 2.

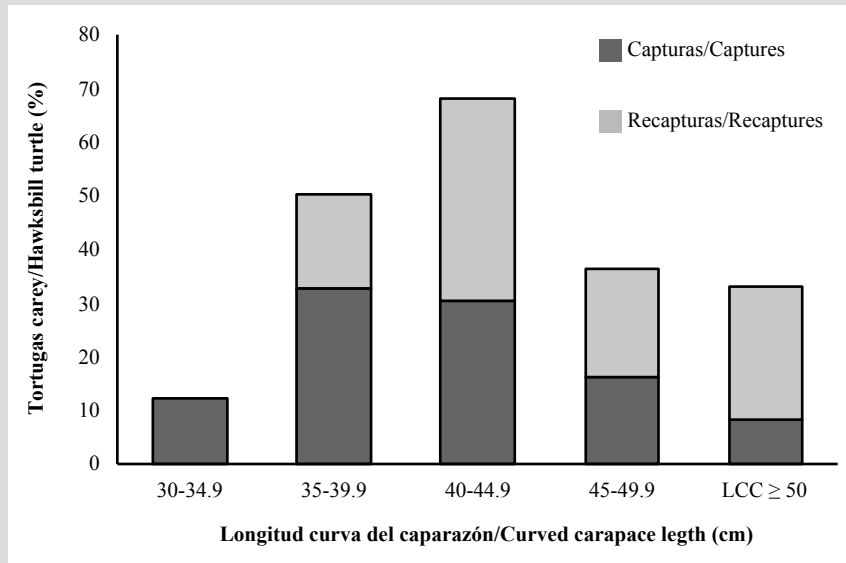


Figura 2. Porcentaje de individuos de tortugas carey, *Eretmochelys imbricata*, capturados en cada categoría de talla (LCC) en ambos arrecifes del PNNG entre 2004 y 2018.

Figure 2. Percentage of individuals of hawksbill turtles, *Eretmochelys imbricata*, captured in each size category (CCL) on both reefs of the GNNP between 2004 and 2018.

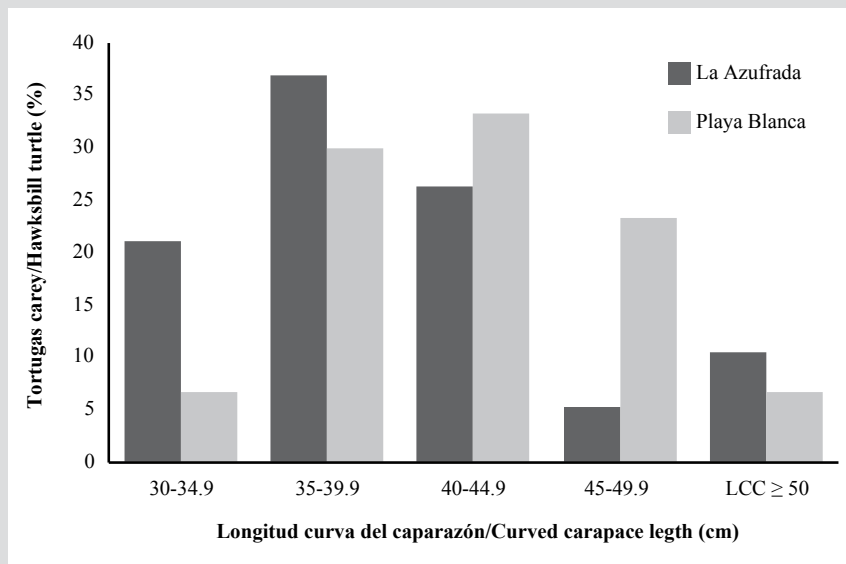


Figura 3. Porcentaje de individuos de tortugas carey, *Eretmochelys imbricata*, capturados por primera vez en cada categoría de talla (LCC) en cada arrecife coralino del PNNG entre 2004 y 2018.

Figure 3. Percentage of individuals of hawksbill turtles, *Eretmochelys imbricata*, captured for the first time in each size category (CCL) captured on each coral reef of the GNNP between 2004 and 2018.

En el análisis de crecimiento somático, el menor *CV* se obtuvo con una longitud máxima de 63 cm LCC (*CV* = 0,96), y arrojó un promedio de coeficiente característico de crecimiento corporal (*k*) de 0,081. La curva de crecimiento de von Bertalanffy indicó que los individuos en esta población alcanzarían esta talla entre los 33 y 34 años de edad (Figura 4). Además, se estimó una TCC anual de 1,5 ± 1,8 cm/año (rango 0-7,3 cm/año).

this height between 33 and 34 years of age (Figure 4). In addition, an annual BGR of 1.5 ± 1.8 cm/year (range 0-7.3 cm/year) was estimated.

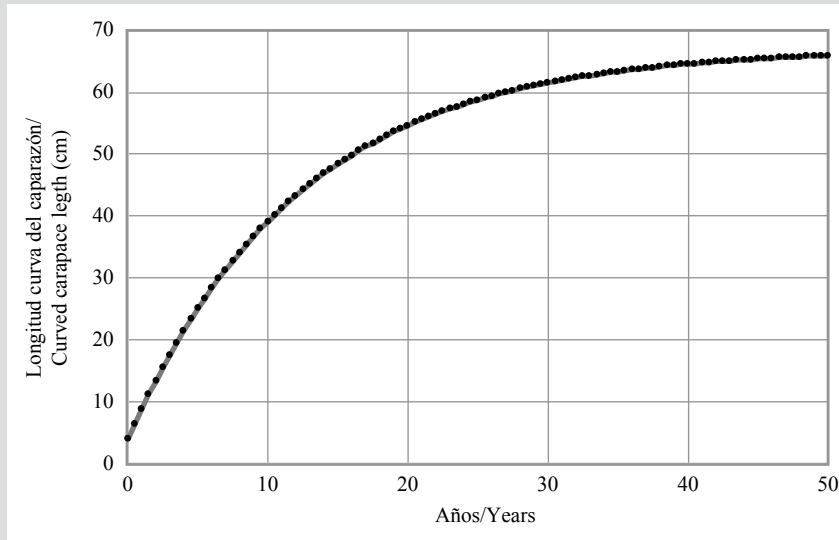


Figura 4. Curva del modelo de crecimiento de von Bertalanffy para la agregación de tortuga Carey, *Eretmochelys imbricata*, en el PNNG entre 2004 y 2018.

Figure 4. Von Bertalanffy growth model curve for the hawksbill turtle aggregation, *Eretmochelys imbricata*, in the GNNP between 2004 and 2018.

DISCUSIÓN

Las tortugas Carey halladas en este estudio son inmaduras debido a que no superan los 66 cm LCC, longitud mínima descrita para hembras reproductivas en el OPO (Witzell, 1983; Altamirano *et al.*, 2010; Chacón-Chaverri *et al.*, 2015) ni la registrada para machos (LRC > 68 cm, Diez y van Dam, 2002). El rango de longitud curva del caparazón documentado (32-60 cm) es similar al que se encontró en otras áreas de forrajeo en el Pacífico, como el Parque Nacional Coiba, Panamá (Tabla 3; Llamas *et al.*, 2017) y Golfo Dulce, Costa Rica (34,8 y 81,1 cm de LCC; Chacón-Chaverri *et al.*, 2015). Adicionalmente, la distribución de categorías de talla (32,7 % entre 35 y 39,9 cm LCC) fue similar a la hallada por Llamas *et al.* (2017) en Panamá y al anterior estudio realizado en el PNNG por Tobón-López y Amorocho (2014). No se encontró una diferencia estadísticamente significativa en las proporciones de categorías entre ambos arrecifes, lo que indica que la talla de las tortugas Carey es independiente del arrecife. El hecho de haber capturado cuatro individuos pequeños (categoría 1 entre 30 y 34,9 cm LCC) sin marcar entre 2014 y 2018 podría estar indicando el reclutamiento continuo de nuevos individuos a esta zona de forrajeo. Todo esto nos sugiere que los arrecifes del PNNG proveen un hábitat de desarrollo y forrajeo importante para esta especie, y que la ausencia de individuos adultos insinúa una migración a otras áreas de reproducción y forrajeo al transitar de inmaduros a adultos durante su desarrollo, como lo sugieren Tobón-López y Amorocho (2014).

DISCUSSION

The hawksbill turtles found in this study are immature because they do not exceed 66 cm CCL, the minimum length described for reproductive females in the EPO (Witzell, 1983; Altamirano *et al.*, 2010; Chacón-Chaverri *et al.*, 2015) or that reported for males (SCL > 68 cm, Diez and van Dam, 2002). The documented curved carapace length range (32-60 cm) is similar to that found in other foraging areas on the Pacific, such as Coiba National Park, Panama (Table 3; Llamas *et al.*, 2017) and Golfo Dulce, Costa Rica (34.8 and 81.1 cm of CCL; Chacón-Chaverri *et al.*, 2015). Additionally, the distribution of height categories (32.7 % between 35 and 39.9 cm CCL) was similar to that found by Llamas *et al.*, (2017) in Panama and the previous study carried out in the GNNP by Tobón-López and Amorocho (2014). No statistically significant difference was found in the category proportions between the two reefs, indicating that the size of hawksbill turtles is independent of the reef. The fact of having captured four small individuals (category 1 between 30 and 34.9 cm CCL) unmarked between 2014 and 2018, could be indicating the continuous recruitment of new individuals to this foraging area. All this suggests that the reefs of the GNNP provide an important development and foraging habitat for this species and that the absence of adult individuals suggests a migration to other breeding and foraging areas when they move from immature to adults during their development, as suggested by Tobón-López and Amorocho (2014).

Dado que 98 % de los individuos marcados y liberados en la playa de El Poblado fueron recapturados en el mismo arrecife, se insinúa la fidelidad de las tortugas carey a cada arrecife del PNNG, como lo mencionan Tobón-López y Amorocho (2014), y se evidencia la residencia a largo plazo de algunos individuos (recaptura de un individuo después de 10 años). La fidelidad de las tortugas carey a las áreas de forrajeo ha sido documentada en otros estudios (Carrión-Cortez *et al.*, 2013; Wood *et al.*, 2013; Llamas *et al.*, 2017). Solo se observó un caso en el que el individuo fue capturado cuatro veces durante el año 2011 en ambos arrecifes. Esto pudo deberse a la conectividad entre los dos arrecifes, ya que se ubican relativamente cerca. Por otra parte, no se encontraron individuos marcados previamente en otras áreas de forrajeo ni tortugas marcadas en el PNNG en otras áreas de forrajeo o de anidación en países vecinos donde se ha realizado marcaje y monitoreo (Altamirano *et al.*, 2010; Liles *et al.*, 2011; Carrión-Cortez *et al.*, 2013; Heidemeyer *et al.*, 2014; Chacón-Chaverri *et al.*, 2015; Llamas *et al.*, 2017). Lo anterior advierte sobre la importancia de proteger el área de forrajeo para esta agregación y sugiere que se debe continuar con el monitoreo en el OPO para lograr identificar rutas de migración y complementar los planes de conservación regionales de la población de tortugas carey.

El ICC (1.3 ± 0.11) indica que la agregación de tortuga carey presente en esta área protegida se encuentra en buen estado físico y de salud, ya que es ligeramente superior a los índices estimados en la región del Caribe, como en Little Cayman (1.25 ± 0.17) y Grand Cayman (1.24 ± 0.18 ; Blumenthal *et al.*, 2009); en el arrecife Mona (1.18), el acantilado Mona (1.16) y el acantilado Monito (1.24) en Puerto Rico (Diez y van Dam, 2002), y en la reserva Union Creek (1.17 ± 0.08), en Bahamas (Bjorndal y Bolten, 2010), donde se registra un buen estado de las tortugas carey. A pesar de que la región del OPO se encuentra fuertemente influenciada por el desplazamiento latitudinal de la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT) y el fenómeno de El Niño, los cuales influyen en las condiciones climáticas y oceanográficas del PNNG (Zapata, 2017), que podría tener efectos en la disponibilidad de alimento, el ICC indica que la población permanece saludable y no tiene déficit de alimentos. Por otra parte, aunque una de las mayores perturbaciones físicas en los arrecifes del PNNG son las repetidas exposiciones aéreas durante las mareas bajas extremas, las cuales disminuyeron considerablemente la cobertura de coral vivo entre 1998 y 2008, esta cobertura coralina se ha recuperado (Zapata, 2017), lo que indica que

Given that 98 % of the individuals tagged and released at El Poblado Beach were recaptured on the same reef, the fidelity of hawksbill turtles to each reef of the GNNP is hinted at, as mentioned by Tobón-López and Amorocho (2014) and the long-term residence of some individuals is evidenced (recapture of an individual after 10 years). The fidelity of hawksbill turtles to foraging areas has been documented in other studies (Carrión-Cortez *et al.*, 2013; Wood *et al.*, 2013; Llamas *et al.*, 2017). Only one case was observed in which the individual was captured four times during 2011 in both reefs. This could be due to the connectivity between the two reefs since they are located relatively close. On the other hand, no previously tagged individuals were found in other foraging areas and turtles tagged in the GNNP were found in other foraging or nesting areas in neighboring countries where tagging and monitoring have been carried out (Altamirano *et al.*, 2010; Liles *et al.*, 2011; Carrión-Cortez *et al.*, 2013; Heidemeyer *et al.*, 2014; Chacón-Chaverri *et al.*, 2015; Llamas *et al.*, 2017). This warns of the importance of protecting the foraging area for this aggregation and suggests that monitoring should continue in the EPO to identify migration routes and complement regional conservation plans for the hawksbill population.

The BCI (1.3 ± 0.11) indicates that the hawksbill aggregation present in this protected area is in good physical and health condition since it is slightly higher than the indices estimated in the Caribbean region, such as in Little Cayman (1.25 ± 0.17) and Grand Cayman (1.24 ± 0.18 ; Blumenthal *et al.*, 2009); in the Mona reef (1.18), the Mona cliff (1.16) and the Monito cliff (1.24) in Puerto Rico (Diez and van Dam, 2002), and in the Union Creek Reserve (1.17 ± 0.08), in Bahamas (Bjorndal and Bolten, 2010), where a good state of hawksbill turtles is reported. Even though the EPO region is strongly influenced by the latitudinal displacement of the Intertropical Convergence Zone (ITCZ) and by the El Niño phenomenon, which influences the climatic and oceanographic conditions of the GNNP (Zapata, 2017) that could have effects on food availability, the BCI indicates that the population remains healthy and does not have a food deficit. On the other hand, although one of the major physical disturbances in the reefs of the GNNP is the repeated aerial exposures during extreme low tides, which considerably decreased the live coral cover between 1998 and 2008, this coral cover has recovered (Zapata, 2017), which indicates that this phenomenon should not affect the development of hawksbill turtles in this foraging area. The BCI suggests that

este fenómeno no debe afectar el desarrollo de las tortugas carey en esta área de forrajeo. El ICC sugiere que las condiciones ambientales que se presentan en los arrecifes del PNNG son ideales para mantener en buen estado la salud de esta agregación de tortugas, lo cual reafirma que esta es un área de forrajeo importante para la conservación de la especie en la región del OPO.

El coeficiente característico de crecimiento corporal (k) estimado en este estudio (0,081) es comparable con el valor encontrado (0,09) por Snover *et al.* (2012) para tortugas carey en Hawái por medio de esqueletocronología, donde se sugiere que las tortugas de esa población alcanzarán la madurez sexual con una LRC de 78,6 cm entre los 17 y 22 años de edad. En otros estudios realizados con tortugas marinas utilizando el modelo de von Bertalanffy, se han registrado para *Chelonia mydas* valores de k entre 0,021 (costa atlántica de EE. UU.; Goshe *et al.*, 2010) y 0,21 (bahía San Diego, CA, EE. UU.; Eguchi *et al.*, 2012); para *Caretta caretta* valores de k entre 0,044 (costa atlántica de Florida; Bjorndal *et al.*, 2001) y 0,769 (costas de Italia; Casale *et al.*, 2009), y para *Lepidochelys kempii* valores de k entre 0,115 (costa atlántica de Florida) y 0,25 (golfo de México; Avens *et al.*, 2017). Con el valor de k que se estimó en este estudio por medio de la curva de von Bertalanffy, los individuos de esta agregación podrían tardar alrededor de 33-34 años en alcanzar una LCC de 63 cm (Figura 4), cerca de la talla mínima de madurez para las hembras registrada para el OPO (Witzell, 1983; Altamirano *et al.* 2010; Chacón-Chaverri *et al.*, 2015). Esta estimación es mayor a la registrada para las tortugas carey en Hawái por Snover *et al.* (2012), pero comparable a la de Bjorndal y Zug (1995) y Bell y Pike (2012) en el norte de la GBR (Australia), la cual se estimó entre 30 y 40 años. Esto nos indica que la tasa de crecimiento somático de los individuos capturados en el PNNG está dentro de los rangos estimados para otras poblaciones de esta especie. Por otra parte, en este estudio se halló una TCC de 1,5 cm/año (rango 0-7,3 cm/año), la cual es menor a la tasa promedio de las demás tasas estimadas en otras regiones del Pacífico oriental, occidental y del Caribe (Tabla 3). Sin embargo, el rango en la TCC (0-7,3 cm/año) está dentro del observado en el Atlántico occidental (-2,1-22,6 cm/año; Bjorndal *et al.*, 2016).

Las bajas tasas de crecimiento somático en la tortuga carey en comparación con las de otras tortugas marinas como *C. caretta* y *L. olivácea* pueden estar asociadas a una gran variedad de factores, tanto intrínsecos del individuo (coevolución con otros atributos de su historia

the environmental conditions that occur in the reefs of the GNNP are ideal to maintain the health of this aggregation of turtles in good condition, which reaffirms that this is an important foraging area for the conservation of the species in the EPO region.

The characteristic coefficient of body growth (k) estimated in this study (0.081) is comparable with the value found (0.09) by Snover *et al.* (2012) for hawksbill turtles in Hawaii using skeletochronology, where it suggests that turtles in this population will reach sexual maturity with an SCL of 78.6 cm between 17 and 22 years of age. In other studies carried out with sea turtles using the von Bertalanffy model, for *Chelonia mydas* has been reported values of k between 0.021 (US Atlantic Coast; Goshe *et al.*, 2010) to 0.21 (San Diego Bay, California; Eguchi *et al.*, 2012), for *Caretta caretta* values of k between 0.044 (Atlantic coast of Florida; Bjorndal *et al.*, 2001) and 0.769 (coast of Italy; Casale *et al.*, 2009), and for *Lepidochelys kempii* values of k between 0.115 (Florida Atlantic coast) and 0.25 (Gulf of Mexico; Avens *et al.*, 2017). With the value of k that was estimated in this study using the von Bertalanffy curve, individuals in this aggregation could take around 33-34 years to reach a CCL of 63 cm (Figure 4), close to the minimum size of maturity for females reported for the EPO (Witzell, 1983; Altamirano *et al.*, 2010; Chacón-Chaverri *et al.*, 2015). This estimate is higher than that reported for hawksbill turtles in Hawaii by Snover *et al.* (2012), but comparable to Bjorndal and Zug (1995) and Bell and Pike (2012) in the northern GBR (Australia), which was estimated between 30 and 40 years. This indicates that the somatic growth rate of the individuals captured in the GNNP is within the ranges estimated for other populations of this species. On the other hand, this study found a BGR of 1.5 cm/year (range 0-7.3 cm/year), which is lower than the average rate of the other rates estimated in other regions of the Eastern, Western and Caribbean Pacific (Table 3). However, the range in BGR (0-7.3 cm/year) is within the observed in the Western Atlantic (-2.1-22.6 cm/year; Bjorndal *et al.*, 2016).

The low somatic growth rates in the hawksbill turtle compared to other sea turtles such as *C. caretta* and *L. olivácea*, may be associated with a great variety of factors, both intrinsic to the individual (co-evolution with other attributes of its life history, phylogenetic restrictions, genetic variability, among others) as extrinsic (temperature, feeding), which affect growth in sea turtles (Sterns, 1992; Diez and van Dam, 2002; Bell and Pike, 2012). Because the

de vida, restricciones filogenéticas, variabilidad genética, entre otros) como extrínsecos (temperatura, alimentación), que afectan el crecimiento en tortugas marinas (Sterns, 1992; Diez y van Dam, 2002; Bell y Pike, 2012). Debido a que el ICC sugiere que esta agregación se encuentra en un área de forrajeo adecuada para el buen desarrollo de la tortugas carey, el PNNG fue declarado área marina protegida desde 1984 y los arrecifes Playa Blanca y La Azufrada han permanecido cerrados al público no científico durante los últimos años, ya que son considerados Valores Objeto de Conservación. La principal causa de estas tasas de crecimiento somático lentas es su tipo de historia de vida, ya que las tortugas marinas en general y *E. imbricata* en particular, se caracterizan por tener una edad de madurez sexual tardía y una expectativa de vida larga bajo condiciones naturales (Sterns, 1992; Lutz y Musick, 1997). Como una edad de madurez sexual tardía se correlaciona con tasas lentas de crecimiento poblacional (Doak *et al.*, 1994) y tasas altas de sobrevivencia anual de los subadultos y adultos (Heppell *et al.*, 1996; Heppell, 1998; Jonsson y Ebenman, 2001), una reducción sostenida en el valor de las tasas de sobrevivencia de estas dos clases puede conducir a la extinción local o global de la especie (Musick, 1999).

BCI suggests that this aggregation is in a suitable foraging area for the proper development of hawksbill turtles, the GNNP was declared a protected marine area since 1984 and the Playa Blanca and La Azufrada reefs have remained closed to the public. Not scientific during the last years, since they are considered Conservation Object Values. The main cause of these slow somatic growth rates is their type of life history, since sea turtles in general, and *E. imbricata* in particular are characterized by a late sexual maturity age and a long life expectancy, under natural conditions (Sterns, 1992; Lutz and Musick, 1997). As a late age of sexual maturity is correlated with slow population growth rates (Doak *et al.*, 1994) and with high annual survival rates of sub-adults and adults (Heppell *et al.*, 1996; Heppell, 1998; Jonsson and Ebenman, 2001), a sustained reduction in the value of the survival rates of these two classes can lead to the local or global extinction of the species (Musick, 1999).

Because the EPO is considered one of the Regional Management Units with the greatest threat to hawksbill turtles, it needs immediate attention both in reducing threats and in increasing monitoring for more rigorous evaluations of their risks and threats (Wallace *et al.*,

Tabla 3. Tasas de crecimiento corporal anual estimadas para diferentes poblaciones de *Eretmochelys imbricata* en diferentes regiones. *En algunos estudios se especifica la tasa de crecimiento por categoría de talla y por eso aparecen dos valores. Algunos estudios registran desviación estándar y otros no. **En este estudio fueron recapturados tres individuos.

Table 3. Estimated annual body growth rates for different populations of *Eretmochelys imbricata* in different regions. *In some studies the growth rate is specified by size category and therefore two values appear. Some studies report standard deviation and others do not. **Three individuals were recaptured in this study.

Autor/Author	Área de estudio/Study area	Océano/Ocean	TCC/BGR* (cm/año)	Rango de talla/Size range (cm)
Llamas <i>et al.</i> , 2017	Parque Nacional de la Isla de Coiba, Panamá	Pacífico oriental/ Eastern Pacific	2.8	30-75.5 cm LCC/CCL
Zárate, 2015	Isla Galápagos/Galápagos Island, Ecuador	Pacífico oriental/ Eastern Pacific	7.9, 2.4 y 4.4**	LCR promedio/mean SCL: 46.9 cm, 63.6 cm, 70.7 cm**
Limpus, 1992	GBR, Australia	Pacífico occidental/ Western Pacific	1.39 (40-50 cm LCC/CCL) y 2.17 (50-60 cm LCC/CCL)	39.5-87.5 cm LCC/CCL
Chaloupka y Limpus, 1997	GBR, Australia	Pacífico occidental/ Western Pacific	1.8 (hembras inmaduras/ immature females) y 1.2 (machos inmaduros/immature males)	39-85 cm LRC/SCL
Bell y Pike, 2012	GBR, Australia	Pacífico occidental/ Western Pacific	1.26	61.3-91.4 cm LCC/CCL
Bjorndal <i>et al.</i> , 2016.	Desde Bermudas hasta Brasil/ Since Bermudas until Brasil	Caribe/The Caribbean	3.1 ± 2.3	19-89.7 cm LRC/SCL
Blumenthal <i>et al.</i> , 2009	Islas Cayman/Cayman Islands	Caribe/The Caribbean	3.0 ± 0.9	20.5-62.6 cm LRC/SCL
Wood <i>et al.</i> , 2013	Palm Beach County, USA	Caribe/The Caribbean	2.88	35.7-83.9 cm LRC/SCL

Autor/Author	Área de estudio/Study area	Océano/Ocean	TCC/BGR* (cm/año)	Rango de talla/Size range (cm)
Boulon, 1994	Islas Vírgenes/Virgin Islands, USA	Caribe/The Caribbean	3.48	27.4-60.7 cm LRC/SCL
Diez y van Dam, 2002	Islas de Mona y Monito, Puerto Rico	Caribe/The Caribbean	-0.59 y 9.08	20-84.5cm LRC/SCL
Este estudio/This study	Parque Nacional Natural Gorgona, Colombia	Pacífico oriental/ Eastern Pacific	1.5 ± 1.8 (rango/range 0-7.3)	32.0-58.0 cm LCC/CCL; 30.0-54.1 cm LRC/SSL

Debido a que el OPO es considerado como una de las Unidades de Manejo Regional con mayor amenaza para las tortugas carey, este necesita atención inmediata tanto en la reducción de las amenazas como en el incremento de los monitoreos para evaluaciones más rigurosas sobre sus riesgos y amenazas (Wallace *et al.*, 2011). Para evidenciar si la población está en riesgo y fortalecer los planes de manejo es necesario conocer el estado demográfico de las poblaciones de tortugas marinas en las áreas de forrajeo por medio de la documentación de la dinámica con parámetros como abundancia y supervivencia (Bjorndal, 2000), los cuales son desconocidos para las poblaciones de tortuga carey en el OPO. En vista de que uno de los autores de este trabajo (LFP) estima que en al menos 20 % de los episodios de búsqueda no se encontraron individuos, no se pudo utilizar el programa Mark para estimar estos parámetros, ya que estos datos no se encuentran en las bases de datos. Por esto, se recomienda que el monitoreo de esta especie se ejecute de forma sistemática (esfuerzos de tiempo y áreas de búsqueda consistentes entre años) y que los eventos de muestreo no exitosos (sin individuos capturados) sean registrados en dichas bases de datos. Con esta metodología, será posible estimar la probabilidad de supervivencia anual, la detectabilidad y la abundancia absoluta de la agregación de tortuga carey en los arrecifes coralinos de Playa Blanca y La Azufrada del Parque Nacional Nacional Gorgona (PNNG).

CONCLUSIONES

Este estudio contribuye al conocimiento de características demográficas de la agregación de tortuga carey que habita dos arrecifes coralinos en el área protegida del PNNG en el OPO al presentar información necesaria para la conservación y el manejo de la especie en la región. Se evidencia que los arrecifes coralinos del PNNG son de gran valor como área de forrajeo para esta especie, ya que pueden mantener agregaciones productivas y saludables de tortugas carey basados en el índice de condición corporal, el cual se

2011). To show whether the population is at risk and to strengthen management plans, it is necessary to know the demographic status of the sea turtle populations in foraging areas by documenting the dynamics with parameters such as abundance and survival (Bjorndal, 2000). Which are unknown for the hawksbill populations in the EPO. Because one of the authors of this study (LFP) estimates that in at least 20 % of the search episodes no individuals were found, the Mark program could not be used to estimate these parameters since these data are not found in databases. For this reason, it is recommended that the monitoring of this species be carried out systematically (time efforts and search areas consistent between years) and that unsuccessful sampling events (without captured individuals) be recorded in these databases. With this methodology, it will be possible to estimate the annual survival probability, the detectability, and the absolute abundance of the hawksbill turtle aggregation in the Playa Blanca and La Azufrada coral reefs of the Gorgona National Natural Park (GNNP).

CONCLUSIONS

This study contributes to the knowledge of the demographic characteristics of the hawksbill turtle aggregation that inhabits two coral reefs in the GNNP protected area in the EPO, presenting information necessary for the conservation and management of the species in the region. Evidently, the coral reefs of the GNNP are of great value as a foraging area for this species since they can maintain productive and healthy aggregations of hawksbill turtles based on the body condition index, which is close to the indices found in aggregations in the Caribbean. Also, the fidelity of these individuals to the coral reefs of the GNNP and their permanence for long periods during their development is observed. It is evident that these habitats are critical for the development of the juvenile hawksbill turtles of the Colombian Pacific. Since they spend a large part of their lives in neritic habitats, mainly on coral reefs,



encuentra cerca de índices encontrados en agregaciones en el Caribe. Además, se observa la fidelidad de estos individuos a los arrecifes coralinos del PNNG y su permanencia en largos periodos durante su desarrollo. Esto pone en evidencia que estos hábitats son críticos para el desarrollo de las tortugas carey juveniles del Pacífico colombiano. Como pasan gran parte de sus vidas en hábitats neríticos, principalmente en arrecifes coralinos, y los esfuerzos centrados únicamente en playas de anidación pueden ser insuficientes (Lutz y Musick, 1997; Gaos *et al.*, 2017; Llamas *et al.*, 2017; Wildermann *et al.*, 2018), se debe promover la protección de fuentes de mortalidad antropogénica como pesca incidental o choques con botes en la pesquería alrededor de esta región para la recuperación de la población.

Por otra parte, un componente clave para la evaluación de la viabilidad de las poblaciones es el conocimiento sobre su edad de madurez para establecer plazos de recuperación razonables en los planes de manejo. Este estudio presenta datos que evidencian la vulnerabilidad de esta especie debido a la madurez tardía y al crecimiento lento en esta agregación de tortugas marinas en el OPO, lo cual indica que los esfuerzos de conservación para esta especie deben ser a largo plazo para procurar su recuperación. Debido a que esta agregación se compone de individuos inmaduros y no se tienen datos de crecimiento para categorías de talla menores a 30 cm o superiores a 60 cm de LRC, esta extrapolación de crecimiento hasta la madurez debe interpretarse con cautela. Estudios con tortugas de agua dulce con edad conocida, por ejemplo, revelan que la remoción de individuos pequeños en los análisis genera cambios en la asíntota de la curva de crecimiento, lo cual también modifica la estimación de la edad de madurez (Bjorndal y Zug, 1995). La aproximación que se presenta en este estudio sobre la edad de madurez de las tortugas carey en el PNNG es importante como línea base para comparaciones futuras y, asimismo, para fortalecer los planes de manejo de la especie en el OPO.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al personal del Parque Nacional Natural Gorgona (PNNG) por realizar el monitoreo de tortugas marinas durante estos años, especialmente a Héctor Chirimía y a Ximena Zorrilla. Al Centro de Investigación para el Manejo Ambiental y el Desarrollo (CIMAD) y al Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF-Colombia). Al Grupo Herpetológico de Antioquia y a la Universidad de Antioquia, especialmente a Brian C. Bock.

and efforts focused solely on nesting beaches may be insufficient (Lutz and Musick, 1997; Gaos *et al.*, 2017; Llamas *et al.*, 2017; Wildermann *et al.*, 2018), the protection of anthropogenic mortality sources such as bycatch or boat strikes in the fishery around this region should be promoted for the recovery of the population.

On the other hand, a key component for the evaluation of the viability of the populations is the knowledge about their age of maturity to establish reasonable recovery periods in the management plans. This study presents data that shows the vulnerability of this species due to late maturity and slow growth in this aggregation of sea turtles in the EPO, which indicates that conservation efforts for this species must be long-term to ensure its recovery. Since this aggregation is made up of immature individuals and there are no growth data for size categories less than 30 cm or greater than 60 cm SCL, this extrapolation of growth to maturity should be interpreted with caution. For example, studies with freshwater turtles with known age reveal that the removal of small individuals from the analysis causes changes in the asymptote of the growth curve, which also modifies the estimation of the age of maturity (Bjorndal and Zug, 1995). The approach presented in this study on the age of maturity of hawksbill turtles in the GNNP is important as a baseline for future comparisons and also to strengthen management plans for the species in the EPO.

ACKNOWLEDGEMENT

The authors thank the staff of the Gorgona Natural National Park (GNNP) for monitoring sea turtles during these years, especially Héctor Chirimía and Ximena Zorrilla. To the Research Center for Environmental Management and Development (CIMAD), and the World Wide Fund for Nature (WWF-Colombia). To the Herpetological Group of Antioquia and the University of Antioquia, especially Brian C. Bock.

BIBLIOGRAFÍA/LITERATURE CITED

- Altamirano, E.J. 2010. Informe final de proyecto de conservación de tortuga Carey (*Eretmochelys imbricata*) en la RN Estero Padre Ramos, temporada 2010. Nicaragua: Flora y Fauna Internacional.
- Amorocho, D.F., J.A. Rodríguez-Zuluaga, L.F. Payán, L.A. Zapata y P.A. Rojas. 2015. Plan de manejo de las tortugas marinas del Parque Nacional Natural Gorgona. Parques Nacionales Naturales, Cali. 88 p.
- Avens, L., L.R. Goshe, L. Coggins, D.J. Shaver, B. Higgins, A.M. Landry, and R. Bailey. 2017. Variability in age and size at maturation, reproductive longevity, and long-term growth dynamics for Kemp's Ridley sea turtles in the Gulf of Mexico. PLoS ONE, 12: 1-25. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0173999>
- Balazs, G.H. 2000. Factores a considerar en el marcado de tortugas marinas. 116-125. En: Eckert, K.L., K.A. Bjorndal, F.A. Abreu-Grobois y M. Donnelly (Eds). Técnicas de investigación y manejo para la conservación de las tortugas marinas. Grupo Especialista en Tortugas Marinas UICN/CSE, Washington, D. C. 270 p.
- Bell, I. and D.A. Pike. 2012. Somatic growth rates of Hawksbill Turtles *Eretmochelys imbricata* in a northern Great Barrier Reef foraging area. Mar. Ecol. Progr. Ser., 446: 275-283. <https://doi.org/10.3354/meps09481>.
- Bjorndal, K.A. 2000. Prioridades para la investigación en hábitats de alimentación. 13-15. En: Eckert, K.L., K.A. Bjorndal, F.A. Abreu-Grobois y M. Donnelly (Eds). Técnicas de investigación y manejo para la conservación de las tortugas marinas. Grupo Especialista en Tortugas Marinas UICN/CSE, Washington, D. C. 270 p.
- Bjorndal, K.A. and A.B. Bolten. 2010. Hawksbill sea turtles in seagrass pastures: success in a peripheral habitat. Mar. Biol., 157: 135-145. <https://doi.org/10.1007/s00227-009-1304-0>
- Bjorndal, K.A. and G. Zug. 1995. Growth and age of sea turtles. 599-603. In: K.A. Bjorndal. (Ed). Biology and conservation of sea turtles. Smithsonian Institution Press, Washington and London. 615 p.
- Bjorndal, K.A., A.B. Bolten, B. Koike, B.A. Schroeder, D.J. Shaver, W.G. Teas, and W.N. Witzell. 2001. Somatic growth function for immature loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, in southeastern U.S. waters. Fish. Bull., 99: 240-246.
- Bjorndal, K.A., M. Chaloupka, V.S. Saba, C.E. Diez, R.P. van Dam, B.H. Krueger, *et al.* 2016. Somatic growth dynamics of west Atlantic hawksbill sea turtles: a spatio-temporal perspective. Ecosphere, 7: 1-14. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1279>
- Blumenthal, J.M., T.J. Austin, C.D.L. Bell, J.B. Bothwell, A.C. Broderick, G. Ebanks-Petrie, J.A. Gibb, K.E. Luke, J.R. Olynik, M.F. Orr, J.L. Solomon, and B.J. Godley. 2009. Ecology of Hawksbill Turtles, *Eretmochelys imbricata*, on a western Caribbean foraging ground. Chelonian Cons. Biol., 8: 1-10. <https://doi.org/10.2744/ccb-0758.1>
- Bolten, A.B. 2000. Técnicas para la medición de tortugas marinas. 126-131. En: Eckert, K.L., K.A. Bjorndal, F.A. Abreu-Grobois y M. Donnelly (Ed). Técnicas de investigación y manejo para la conservación de las tortugas marinas. Grupo Especialista en Tortugas Marinas UICN/CSE, Washington, D. C. 270 p.
- Boulon, R.H. 1994. Growth rates of wild juvenile Hawksbill Turtles, *Eretmochelys imbricata*, in St. Thomas, United States Virgin Islands. Copeia, 3: 811-814. <https://doi.org/10.2307/1447200>
- Campbell, C.L. 2014. Estado de conservación de la tortuga Carey en las regiones del Gran Caribe, Atlántico occidental y Pacífico Oriental. Secretaría Pro Tempore CIT, Virginia, EE. UU. 76 p.
- Carrión-Cortez, J., C. Canales-Cerro, R. Arauz, and R. Riosmena-Rodríguez. 2013. Habitat use and diet of juvenile Eastern Pacific Hawksbill Turtles (*Eretmochelys imbricata*) in the north Pacific coast of Costa Rica. Chelonian Cons. Biol., 12: 235-245. <https://doi.org/10.2744/ccb-1024.1>
- Casale, P., P.P. D'Astoro, and R. Argano. 2009. Age at size and growth rates of early juvenile loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean based on length frequency analysis. Herpetol. J., 19: 29-33.
- Chacón-Chaverri, D., D.A. Martínez-Cascante, D. Rojas y L.G. Fonseca. 2015. Golfo Dulce, Costa Rica, un área importante de alimentación para la tortuga Carey del Pacífico Oriental (*Eretmochelys imbricata*). Rev. Biol. Trop., 63: 351-362. <https://doi.org/10.15517/rbt.v63i1.23114>
- Chaloupka, M.Y. and C.J. Limpus. 1997. Robust statistical modelling of hawksbill sea turtle growth rates (southern Great Barrier Reef). Mar. Ecol. Progr. Ser., 146: 1-8. <https://doi.org/10.3354/meps146001>.
- Diez, C.E. and R.P. van Dam. 2002. Habitat effect on hawksbill turtle growth rates on feeding grounds at Mona and Monito Islands, Puerto Rico. Mar. Ecol. Progr. Ser., 234: 301-309. <https://doi.org/10.3354/meps234301>.



- Doak, D., Kareiva, P., and Klepetka, B. 1994. Modeling population viability for the Desert Tortoise in the western Mojave desert. *Ecol. Appl.*, 4: 446-460.
- Eguchi, T., J.A. Seminoff, R.A. LeRoux, D. Prosperi, D.L. Dutton, and P.H. Dutton. 2012. Morphology and growth rates of the Green Sea Turtle (*Chelonia mydas*) in a northern-most temperate foraging ground. *Herpetologica*, 68: 76-87. <https://doi.org/10.1655/herpetologica-d-11-00050.1>
- Fisher, R.A. 1934. *Statistical methods for research workers*. 5th ed. Oliver and Boyd, Edimburgh. 319 p.
- Gaos, A.R., R.L. Lewison, I.L. Yáñez, B.P. Wallace, M.J. Liles, W.J. Nichols, A. Baquero, C.R. Hasbún, M. Vasquez, J. Urteaga, and J.A. Seminoff. 2012. Shifting the life-history paradigm: Discovery of novel habitat use by Hawksbill Turtles. *Biol. Lett.*, 8: 54-56. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2011.0603>
- Gaos, A.R., M.J. Liles, V. Gadea, A.P. De Niz, F. Vallejo, C. Miranda, J.J. Darquea, A. Henríquez, E. Altamirano, A. Rivera, S. Chavarria, D. Melero, J. Urteaga, C.M. Pacheco, D. Chacón, C. LeMarie, J. Alfaro-Shigueto, J.C. Mangel, I.L. Yáñez, and J.A. Seminoff. 2017. Living on the edge: Hawksbill Turtle nesting and conservation along the Eastern Pacific Rim. *Latin Am. J. Aq. Res.*, 45: 572-584. <https://doi.org/10.3856/vol45-issue3-fulltext-7>
- Goshe, L.R., L. Avens, F.S. Scharf, and A.L. Southwood. 2010. Estimation of age at maturation and growth of Atlantic green turtles (*Chelonia mydas*) using skeletochronology. *Mar. Biol.*, 157: 1725-1740. <https://doi.org/10.1007/s00227-010-1446-0>
- Heidemeyer, M., R. Arauz-Vargas, and E. López-Agüero. 2014. New foraging grounds for hawksbill (*Eretmochelys imbricata*) and green turtles (*Chelonia mydas*) along the northern pacific coast of Costa Rica, Central America. *Rev. Biol. Trop.*, 62: 109-118. <https://doi.org/10.15517/rbt.v62i4.20037>
- Hepell, S.S. 1998. Application of life-history theory and population model analysis to turtle conservation. *Copeia*, 2(2): 367-375.
- Hepell, S.S., L.B. Crowder, and D.T. Crouse. 1996. Models to evaluate headstarting as a management tool for long-lived turtles. *Ecol. Appl.*, 6: 556-565.
- Jonsson, A. y B. Ebenman. 2001. Are certain life histories particularly prone to local extinction? *J. Theor. Biol.*, 209: 455-463.
- Liles, M.J., M.V. Jandres, W.A. López, G.I. Mariona, C.R. Hasbún, and J.A. Seminoff. 2011. Hawksbill Turtles *Eretmochelys imbricata* in El Salvador: nesting distribution and mortality at the largest remaining nesting aggregation in the eastern Pacific Ocean. *Endang. Spec. Res.*, 14: 23-30. <https://doi.org/10.3354/esr00338>
- Limpus, C.J. 1992. The Hawksbill Turtle, *Eretmochelys imbricata*, in Queensland: population structure within a southern Great Barrier Reef feeding ground. *Wildlife Res.*, 19: 489-506. <https://doi.org/10.1071/WR9920489>
- Llamas, I., E.E. Flores, M.E. Abrego, J.A. Seminoff, C.E. Hart, R. Donadi, B. Peña, G. Álvarez, W. Poveda, D.F. Amoroch, and A. Gaos. 2017. Distribution, size range and growth rates of Hawksbill Turtles at a major foraging ground in the eastern Pacific Ocean. *Latin Am. J. Aq. Res.*, 45: 597-605. <https://doi.org/10.3856/VOL45-ISSUE3-FULLTEXT-9>
- Lutz, P.L. and J.A. Musick. 1997. *The biology of sea turtles*. CRC Mar. Sci. Ser., Florida. 432 p.
- Mortimer, J.A. and M. Donnelly. 2008. IUCN SSC Marine Turtle Specialist Group 2008. *Eretmochelys imbricata*. IUCN Red List Threat. Species. Version 2014.2. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T8005A12881238.en>
- Munro, J.L. 1982. Estimation of the parameters of the von Bertalanffy growth equation from recapture data at variable intervals. *ICES J Mar. Sci.*, 40: 199-200.
- Muñoz, C. y F. Zapata. 2013. Plan de manejo de los arrecifes coralinos del Parque Nacional Natural Gorgona, Pacífico colombiano. Parques Nacionales Naturales y WWF-Colombia, Cali. 68 p.
- Musick, J.A. 1999. Ecology and conservation of long-lived marine animals. 1-10. En: Musick, J.A. (Ed.). *Life in the slow lane: ecology and conservation of long-lived marine animals*. Am. Fish. Soc. Symp. 23, Bethesda, Maryland.
- National Research Council. 1990. *Decline of the sea turtles: causes and prevention*. The National Academies Press, Washington, D. C. <https://doi.org/10.17226/1536>
- Snover, M.L., G.H. Balazs, S.K.K. Murakawa, S.K. Hargrove, M.R. Rice, and W.A. Seitz. 2012. Age and growth rates of Hawaiian Hawksbill Turtles (*Eretmochelys imbricata*) using skeletochronology. *Mar. Biol.*, 160: 37-46. <https://doi.org/10.1007/s00227-012-2058-7>
- Tobón-López, A. y D.F. Amoroch. 2014. Estudio poblacional de la tortuga carey *Eretmochelys imbricata* (Cheloniidae) en el Pacífico sur de Colombia. *Acta Biol. Col.*, 19: 447-457.
- UICN. 2012. *Categorías y criterios de la lista roja de la UICN: Versión 3.1. 2.º ed.* Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido: UICN. vi + 34 p.
- Van Dam, R.P. 2000. Medición del crecimiento en tortugas marinas. 171-173. En: Eckert, K.L., K.A. Bjørndal, F.A. Abreu-Grobois y M. Donnelly (Eds). *Técnicas de investigación y manejo para la conservación de las tortugas marinas*. Grupo Especialista en Tortugas Marinas UICN/CSE, Washington, D. C. 270 p.

- Wallace, B.P., A.D. DiMatteo, A.B. Bolten, M.Y. Chaloupka, B.J. Hutchinson, F.A. Abreu-Grobois, *et al.* 2011. Global conservation priorities for marine turtles. PLoS One, 6: 1-4. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0024510>
- Wildermann, N.E., C. Gredzens, L. Avens, H.A. Barrios-Garrido, I. Bell, J. Blumenthal, *et al.* 2018. Informing research priorities for immature sea turtles through expert elicitation. Endang. Spec. Res., 37: 55-76. <https://doi.org/10.3354/esr00916>
- Witzell, W.N. 1983. Synopsis of biological data on the hawksbill turtle *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766). FAO Fish. Synop., 1-78. [https://doi.org/10.1016/0025-326x\(84\)90297-2](https://doi.org/10.1016/0025-326x(84)90297-2)
- Wood, L.D., R. Hardy, P.A. Meylan, and A.B. Meylan. 2013. Characterization of a Hawksbill Turtle (*Eretmochelys imbricata*) foraging aggregation in a high-latitude reef community in southeastern Florida, USA. Herpetol. Cons. Biol., 8: 258-275.
- Zárate, P.M., K.A. Bjorndal, J.A. Seminoff, P.H. Dutton, and A.B. Bolten. 2015. Somatic growth rates of Green Turtles (*Chelonia mydas*) and Hawksbills (*Eretmochelys imbricata*) in the Galápagos Islands. J. Herpetol., 49: 641-648.
- Zapata, F.A. 2017. Temporal dynamics of coral and algal cover and their drivers on a coral reef of Gorgona Island, Colombia (Eastern Tropical Pacific). Rev. Acad. Col. Cienc. Exac., Fís. Nat., 41: 306-310. <https://dx.doi.org/10.18257/raccefyn.486>

RECIBIDO/RECEIVED: 30/07/2020

ACEPTADO/ACCEPTED: 03/10/2020



Asociación de la temperatura superficial del mar y la abundancia del Piquero Café (*Sula leucogaster*) según el estado de desarrollo en el Parque Nacional Natural Gorgona

Association of Sea Surface Temperature and the abundance of the Brown Booby (*Sula leucogaster*) according to the state of development in the Gorgona National Natural Park

Alejandro Perlaza-Gamboa^{1*}, Alan Giraldo^{1,2}, Luis Fernando Payán³ y Felipe A. Estela⁴

0000-0003-0351-7905

0000-0001-9182-888X

0000-0003-2326-6533

0000-0003-2090-1386

1. Departamento de Biología, Facultad de Ciencias Naturales y Exactas, Universidad del Valle. alejandro.perlaza@correounivalle.edu.co, ecologia.animal@correounivalle.edu.co
 2. Instituto de Investigaciones en Ciencias del Mar y Limnología (Incimar), Universidad del Valle, Cali, Colombia. alan.giraldo@correounivalle.edu.co
 3. Estación Científica Henry von Prael, Parque Nacional Natural Gorgona, Parques Nacionales Naturales de Colombia, Cali, Colombia. estacioncientificagorgona@gmail.com
 4. Departamento de Ciencias Naturales y Matemáticas, Pontificia Universidad Javeriana, Cali, Colombia. felipe.estela@javerianacali.edu.co
- * Autor de correspondencia

RESUMEN

La variación de las condiciones fisicoquímicas del mar puede influir en la distribución y la abundancia de las aves marinas al afectar la estructura trófica del ambiente pelágico. Por ello se pretendió evaluar la asociación entre la abundancia de tres estados de desarrollo (pollos, juveniles y adultos) del Piquero Café (*Sula leucogaster etesiaca*) y la variación de la temperatura superficial del mar (TSM) y su anomalía térmica (ANOM) en isla Gorgona, Pacífico colombiano. Estas tendencias fueron evaluadas por medio de correlaciones cruzadas y modelos lineales generalizados. En cada estado de desarrollo la abundancia presentó una tendencia diferente ante la variación de la TSM o ANOM. Se sugiere que dichas tendencias se deben a que el incremento de la temperatura del mar podría estar asociado con una menor abundancia y disponibilidad de recursos presa. Bajo estas condiciones, los adultos tienden a disminuir el esfuerzo invertido en el cuidado parental e, incluso, reducen el suministro de alimento a juveniles dependientes y pollos para aumentar su propia supervivencia. Es posible que estas tendencias hayan estado asociadas con un régimen reproductivo que les permita a los volantones alcanzar la independencia de los padres durante el periodo con mayor disponibilidad de alimento.

PALABRAS CLAVE: desfase temporal, presas, piquero café, supervivencia, temperatura superficial del mar

ABSTRACT

Variation in the physicochemical conditions of the sea can influence the distribution and abundance of seabirds by affecting the trophic structure of the pelagic environment. For this reason, we aimed to evaluate the association between the abundance of three developmental stages (chicks, juveniles, and adults) of the Brown Booby (*Sula leucogaster etesiaca*) and the sea surface temperature (SST) and its thermal anomaly (ANOM) in Gorgona Island, Colombian Pacific. These trends were assessed by performing cross-correlations and generalized linear models. Each developmental stage showed a different abundance tendency linked to SST and ANOM variation. It is suggested that these trends are due to the fact that increased sea temperature may be associated with reduced abundance and availability of prey resources. Under these conditions, adults tend to decreased the effort invested in parental care and even reduce the food supply to dependent juveniles and chicks to increase their own survival. These trends may have been associated with a breeding regime that allows fledglings to achieve independence from parents during the period of greatest availability of prey.

KEYWORDS: time delay, prey, Brown Bobby, survival, sea surface temperature

DOI: <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2020.49.SuplEsp.1046>

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

Los esfuerzos continuos de monitoreo de aves marinas permiten, entre otras cosas, relacionar tendencias poblacionales con la variación en las condiciones oceanográficas (Gaston *et al.*, 2009; Grémillet y Boulinier, 2009; Humphries, 2015). Por ejemplo, ha sido establecido que los cambios en las condiciones de la temperatura superficial del mar (TSM) pueden afectar la reproducción y supervivencia de las aves marinas, al cambiar la estructura trófica del ambiente pelágico por la alteración en la disponibilidad y calidad alimenticia de sus presas (Schreiber, 2002; Frederiksen *et al.*, 2006; Tompkins *et al.*, 2017; Champagnon *et al.*, 2018). Sin embargo, la respuesta a los cambios climáticos parece estar relacionada con la localidad, especie, sexo y estado de desarrollo (Anderson, 1989; Maness y Anderson, 2013; Champagnon *et al.*, 2018). Por ejemplo, la supervivencia de los juveniles del Piquero de Patas Azules (*Sula nebouxii*) se reduce durante la fase cálida del ENSO (El Niño-Oscilación del Sur) (Oro *et al.*, 2010), mientras que el número de individuos inmaduros del Albatros de Ceja Negra (*Thalassarche melanophris*) se incrementa al aumentar la TSM (Pardo *et al.*, 2017).

En el Parque Nacional Natural Gorgona (PNNG) se ha estado desarrollando el programa de monitoreo de aves marinas más longevo de Colombia, iniciado en 2002 (Estela *et al.*, 2010). Durante este monitoreo se ha registrado continuamente información de presencia, abundancia y estado reproductivo sobre cuatro especies de aves marinas recurrentemente avistadas en el PNNG (suliformes y pelecaniformes) (Cadena-López y Naranjo, 2010; Perlaza-Gamboa *et al.*, 2020). Entre ellas se encuentra el Piquero Café (*Sula leucogaster etesiaca*), subespecie endémica del Pacífico tropical húmedo americano (Ospina-Álvarez, 2004), residente en la isla Gorgona, donde se ubica la mayor población con una colonia de aproximadamente 300 individuos y 100 parejas reproductivas (Cadena-López y Naranjo, 2010; Estela *et al.*, 2016). Esta subespecie es considerada como en amenaza en el país (Renjifo *et al.*, 2016).

Considerando que la variabilidad de las condiciones oceanográficas asociadas al PNNG son influenciadas por el ENSO (Blanco, 2009) y que este ha sido identificado como un factor relevante para la supervivencia y los aspectos reproductivos de otras especies de piqueros en el Pacífico Oriental Tropical (Anderson, 1989; Ribic *et al.*, 1992; Mauck y Grubb, 1995; Ancona *et al.*, 2012) y en isla Gorgona (Perlaza-Gamboa *et al.*, 2020), en esta investigación se evalúa

INTRODUCTION

Continuous seabird monitoring efforts allow, among other things, to relate population trends to variation in oceanographic conditions (Gaston *et al.*, 2009; Grémillet and Boulinier, 2009; Humphries, 2015). For example, it has been established that changes in the conditions of sea surface temperature (SST) can affect the reproduction and survival of seabirds, by changing the trophic structure of the pelagic environment, due to the alteration in food availability and quality of their prey (Schreiber, 2002; Frederiksen *et al.*, 2006; Tompkins *et al.*, 2017; Champagnon *et al.*, 2018). However, the response to climate change appears to be related to locality, species, sex, and developmental stage (Anderson, 1989; Maness and Anderson, 2013; Champagnon *et al.*, 2018). For example, the survival of juveniles of the Blue-footed Booby (*Sula nebouxii*) is reduced during the warm phase of the ENSO (El Niño-Southern Oscillation) (Oro *et al.*, 2010), while the number of immature individuals of the Black-browed Albatross (*Thalassarche melanophris*) increases with increasing SST (Pardo *et al.*, 2017).

The Gorgona National Natural Park (GNNP) has been developing the longest-running seabird monitoring program in Colombia, started in 2002 (Estela *et al.*, 2010). During this monitoring, information on the presence, abundance, and reproductive status of four species of seabirds recurrently sighted in the GNNP (Suliformes and Pelecaniformes) has been continuously recorded (Cadena-López and Naranjo, 2010; Perlaza-Gamboa *et al.*, 2020). Among them is the Brown Booby (*Sula leucogaster etesiaca*), an endemic subspecies of the American humid tropical Pacific (Ospina-Álvarez, 2004), resident on Gorgona Island where the largest population is located with a colony of approximately 300 individuals and 100 reproductive pairs (Cadena-López and Naranjo, 2010; Estela *et al.*, 2016). This subspecies is considered as threatened in the country (Renjifo *et al.*, 2016).

Considering that the variability of oceanographic conditions associated with GNNP are influenced by ENSO (Blanco, 2009) and this has been identified as a relevant factor for the survival and reproductive aspects of other booby species in the Eastern Tropical Pacific (Anderson, 1989; Ribic *et al.*, 1992; Mauck and Grubb, 1995; Ancona *et al.*, 2012) and on Gorgona Island (Perlaza-Gamboa *et al.*, 2020), we evaluate the temporal dynamics of the Brown Booby colony in this locality, in order to answer

la dinámica temporal de la colonia del Piquero Café en esta localidad con el propósito de responder la siguiente pregunta de investigación: ¿afecta la temperatura superficial del mar la variación temporal de la abundancia de los diferentes estados de desarrollo del Piquero Café (*Sula leucogaster etesiaca*) en isla Gorgona? Para ello, se parte del análisis de los registros de la abundancia de adultos, juveniles y pollos de esta especie realizados durante los monitoreos de aves marinas en el PNNG desde el 2002 hasta el 2018, así como de las condiciones de temperatura superficial del mar (TSM) y anomalía térmica (ANOM) en esta localidad.

ÁREA DE ESTUDIO

Dentro del área de conservación delimitada para el Parque Nacional Natural Gorgona (PNNG), se encuentran las islas Gorgona y Gorgonilla ($2^{\circ} 55' 45''$ - $3^{\circ} 00' 55''$ N y $78^{\circ} 09' 00''$ - $78^{\circ} 14' 30''$ W), ubicadas aproximadamente a 30 km del continente (Díaz *et al.*, 2001; Giraldo *et al.*, 2014a). En el extremo norte de Gorgona y alrededor de Gorgonilla se encuentran una serie de islotes y promontorios rocosos emergidos, en los cuales el Piquero Café construye sus nidos (Ospina-Álvarez, 2004; Cadena-López y Naranjo, 2010). Estos islotes presentan formas e inclinaciones variables. Los piqueros son capaces de anidar en terrenos con pendientes menores a 10° y hasta de 90° (Ospina-Álvarez, 2004). Los islotes pueden presentar alguna cobertura vegetal, principalmente de herbáceas, aunque los sitios de anidación pueden establecerse en partes del islote desprovistas de vegetación, a una altura promedio de 8,9 m.s.n.m. (Ospina-Álvarez, 2004).

La marea es de tipo semidiurno, con un rango de altura entre 4 y 5 m (Díaz *et al.*, 2001; IDEAM, 2019). Se registran niveles de precipitación mayores a 6000 mm/año, con mayores registros entre mayo y noviembre y menores desde diciembre hasta abril (Blanco, 2009). Con relación a las características de la columna de agua del ambiente pelágico, se ha reportado un periodo frío de alta salinidad entre enero y abril, durante el cual la termoclina se ubica a 7 m de profundidad, y un periodo cálido de baja salinidad entre mayo y diciembre, durante el cual la termoclina se ubica a más de 40 m de profundidad (Giraldo *et al.*, 2008).

MATERIALES Y MÉTODOS

La información utilizada para esta investigación correspondió a los registros mensuales de abundancia de Piquero Café realizados por funcionarios entrenados del

the following research question “Does the sea surface temperature affect the temporal variation in the abundance of the different development stages of the Brown Booby (*Sula leucogaster etesiaca*) on the Gorgona Island?”. To do this, we start with the analysis of the records of the abundance of adults, juveniles and chicks of this species carried out during the monitoring of seabirds in the GNNP from 2002 to 2018, as well as the sea surface temperature (SST) and thermal anomaly (ANOM) in this locality.

STUDY AREA

Within the delimited conservation area for the Gorgona National Natural Park (GNNP), are the Gorgona and Gorgonilla islands ($2^{\circ} 55' 45''$ - $3^{\circ} 00' 55''$ N and $78^{\circ} 09' 00''$ - $78^{\circ} 14' 30''$ W), located approximately 30 km from the continent (Díaz *et al.*, 2001; Giraldo *et al.*, 2014a). In the extreme north of Gorgona and around Gorgonilla there are a series of emerged rocky islets and promontories, in which the Brown Booby builds its nests (Ospina-Álvarez, 2004; Cadena-López and Naranjo, 2010). These islets have variable shapes and inclinations. The boobies are capable of nesting on land with slopes of less than 10° and up to 90° (Ospina-Álvarez, 2004). The islets may present some vegetation cover, mainly herbaceous, although the nesting sites can be established in parts of the islet devoid of vegetation at an average height of 8.9 m.a.s.l. (Ospina-Álvarez, 2004).

The tide is semi-diurnal, with a height range between 4 and 5 m (Díaz *et al.*, 2001; IDEAM, 2019). Precipitation levels greater than 6000 mm/year are recorded, with higher records between May and November and lower from December to April (Blanco, 2009). Regarding the characteristics of the water column of the pelagic environment, a cold period of high salinity has been reported between January and April, during which the thermocline is located at 7 m depth, and a warm period of low salinity between May and December, during which the thermocline is more than 40 m deep (Giraldo *et al.*, 2008).

MATERIALS AND METHODS

The information used for this research corresponded to the monthly abundance records of Brown Booby carried out by trained officials of the GNNP, between 2002 and 2018, through visual censuses along a predetermined route within the framework of the seabird monitoring program. of this protected area (Figure 1). These records are made

PNNG, entre 2002 y 2018, mediante censos visuales a lo largo de un trayecto predeterminado en el marco del programa de monitoreo de aves marinas de esta área protegida (Figura 1). Estos registros se realizan durante dos días consecutivos de la primera semana de cada mes. Información detallada sobre la metodología asociada a este programa de monitoreo puede ser obtenida en Payán (2016) y Perlaza-Gamboa *et al.* (2020).

Cada individuo observado fue asignado a uno de tres estados de desarrollo definidos de acuerdo con las

on two consecutive days of the first week of each month. Detailed information on the methodology associated with this monitoring program can be obtained in Payán (2016) and Perlaza-Gamboa *et al.* (2020).

Each individual observed was assigned to one of three stages of development defined according to the characteristics of their plumage: Chicks were identified by their characteristic white down, juveniles by presenting a general grayish-brown coloration with dark brown spots,

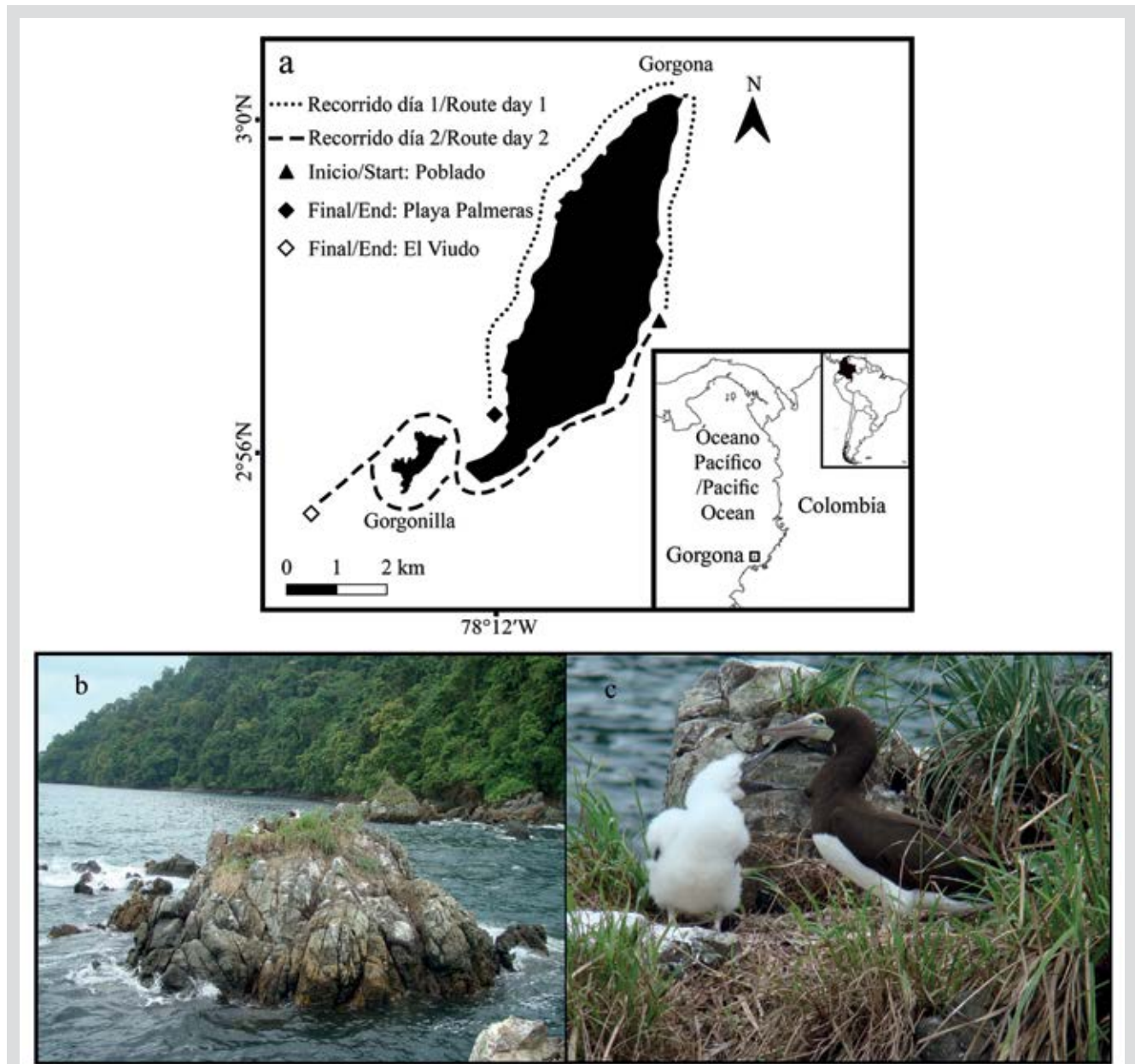


Figura 1. Generalidades del monitoreo de aves marinas del PNN Gorgona, Pacífico colombiano. **A)** Recorrido realizado durante el monitoreo. **B)** Ejemplo de islote en el sector norte de la Isla. **C)** Hembra y polluelo de Piquero Café (*Sula leucogaster etesiaca*). Fotografías: Felipe A. Estela.

Figure 1. Generalities of the monitoring of seabirds of the Gorgona NPN, Colombian Pacific. **A)** Route taken during the monitoring. **B)** Example of an islet in the northern sector of the Island. **C)** Female and chick of the Brown Booby (*Sula leucogaster etesiaca*). Photographs: Felipe A. Estela.

características de su plumaje: los pollos se identificaron por su plumón blanco característico, los juveniles por presentar una coloración general café grisácea con motas café oscuro y los adultos por el contraste entre la coloración café oscura de la cabeza, cuello y dorso con el blanco del pecho bajo y vientre (Hilty y Brown, 2001; Ospina-Álvarez, 2004). Se estandarizaron las abundancias dividiendo el número de individuos observados por la distancia total recorrida en cada uno de los muestreos. Para dar uniformidad a los datos de abundancia, solo se consideraron para el análisis numérico los eventos de muestreo en los que se llevaron a cabo las dos jornadas de observación. Se utilizaron las abundancias de pollos registradas desde 2002, ya que su identificación fue siempre posible. Sin embargo, durante los primeros años de muestreo no se discernía entre individuos adultos y juveniles, por lo que para analizar estos dos estados de desarrollo se emplearon los datos obtenidos a partir de 2011, año desde el cual se empezó a diferenciar entre estas dos categorías. Los datos de individuos con estado de desarrollo no identificado no fueron utilizados. Para el análisis descriptivo de estos datos se utilizó la mediana como parámetro de tendencia central y la máxima y mínima abundancia como parámetros de dispersión para disminuir la influencia de datos atípicos y por tratarse de datos discretos.

Los datos de la TSM de isla Gorgona fueron obtenidos de las imágenes mensuales satelitales registradas por el sensor MODIS-Aqua del Ocean Biology Processing Group (OBPG), en la estación CPC16 de la malla de muestreo ERFEN ($3^{\circ} 0' 0''$ N- $78^{\circ} 0' 0''$ W) (OBPG, 2015). La anomalía térmica (ANOM) fue calculada al substrair el promedio histórico mensual del periodo 2002-2018 de la serie temporal mensual de la TSM.

Para establecer el desfase temporal de la posible asociación entre la temperatura y abundancia de pollos, adultos y juveniles, se implementó una correlación cruzada entre los registros de la abundancia mensual con la TSM y la ANOM de isla Gorgona. El mayor desfase (Lag) permitido para los pollos fue de cuatro meses, puesto que es el lapso que incluye el periodo de incubación más el tiempo que tardan los pollos en crecer hasta ser visibles en el nido (Nelson, 1978; Ospina-Álvarez, 2004). Para los juveniles el mayor desfase permitido fue de siete meses, que corresponde, en promedio para la especie, al tiempo comprendido desde la incubación hasta la alimentación de volantones por parte de los padres (Nelson, 1978; Ospina-Álvarez, 2004). Finalmente, para los adultos el máximo desfase permitido fue de 12 meses, ya que este lapso abarca completamente la

and adults by the contrast between the dark brown color of the head, neck, and back, with the white of the lower chest and belly (Hilty and Brown, 2001; Ospina-Álvarez, 2004). The abundances were standardized by dividing the number of individuals observed by the total distance traveled in each of the samplings. To give uniformity to the abundance data, only the sampling events in which the two observation days were carried out were considered for the numerical analysis. The chicks abundances recorded since 2002 were used since their identification was always possible. However, during the first years of sampling, it was not discerned between adult and juvenile individuals, so to analyze these two stages of development, the data obtained from 2011 were used, the year from which it began to differentiate between these two categories. Data from individuals with unidentified developmental status were not used. For the descriptive analysis of these data, the median was used as the central tendency parameter and the maximum and minimum abundance as dispersion parameters, to reduce the influence of atypical data and because they were discrete data.

The Gorgona Island SST data were obtained from the monthly satellite images recorded by the MODIS-Aqua sensor of the Ocean Biology Processing Group (OBPG), at the CPC16 station of the ERFEN sampling mesh ($3^{\circ} 0' 0''$ N- $78^{\circ} 0' 0''$ W) (OBPG, 2015). The thermal anomaly (ANOM) was calculated by subtracting the monthly historical average for the period 2002-2018 from the monthly time series of the SST.

To establish the time lag of the possible association between temperature and the abundance of chicks, adults, and juveniles, a cross-correlation was implemented between the monthly abundance records with the SST and the ANOM of Gorgona Island. The greatest lag (Lag) allowed for chicks was four months since it is the period that includes the incubation period plus the time it takes for the chicks to grow until they are visible in the nest (Nelson, 1978; Ospina-Álvarez, 2004). For the juveniles, the greatest lag allowed was seven months, which corresponds, on average for the species, to the time from incubation to the feeding of fledglings by the parents (Nelson, 1978; Ospina-Álvarez, 2004). Finally, for adults, the maximum lag allowed was 12 months, since this period completely covers the variation in their abundance. The strength of the correlation was measured with the autocorrelation function (ACF), which for this study acquires a value of -1 for the highest negative correlation and 1 for the highest positive correlation.

variación de su abundancia. La fuerza de la correlación fue medida con la función de autocorrelación (ACF) que, para este estudio, adquiere un valor de -1 en la mayor correlación negativa y de 1 para la mayor correlación positiva.

Se desarrolló un modelo lineal generalizado (MLG) para cada estado de desarrollo de manera independiente con la finalidad de explicar la posible relación entre la abundancia y la TSM y la ANOM, que presentaron correlaciones significativas teniendo en cuenta el desfase temporal encontrado en la correlación cruzada. Se utilizó la distribución quasipoisson porque se evaluaron datos de conteo y no se presentó sobredispersión. Los análisis y las figuras fueron hechos en el programa R (R Core Team, 2018). Se utilizó el paquete ggplot2 para las figuras (Wickham, 2016), *astsa* para la correlación cruzada (Stoffer, 2017) y MASS para los modelos (Venables y Ripley, 2002), además de otras funciones para organizar los datos (Wickham, 2007; Fox y Weisberg, 2011; Trapletti y Hornik, 2018).

RESULTADOS

Durante el periodo de estudio fueron hechos 184 registros mensuales de pollos de Piquero Café y 92 registros mensuales de adultos y juveniles. La abundancia de adultos presentó la mayor variación, con una mediana mensual de 5,70 ind/km y un máximo y mínimo de 11,02 y 2,00 ind/km, respectivamente. Los pollos presentaron una mediana mensual de 0,22 ind/km (mínimo = 0 ind/km y máximo = 2,62 ind/km) y los juveniles de 0,42 ind/km (mínimo = 0 ind/km y máximo = 1,54 ind/km), con mayores registros, en ambos casos, durante el último semestre (Figura 2).

La temperatura superficial del mar de isla Gorgona presentó una mediana igual a 27,26 °C, con registros entre 25,47 °C y 28,05 °C. Los adultos no presentaron ninguna correlación significativa con la TSM ni con la ANOM. En contraste, la abundancia de juveniles presentó una correlación significativa con la ANOM y la TSM, con un desfase temporal de dos y un mes, respectivamente. Esto sugiere que el número de juveniles está asociado con la ANOM registrada dos meses antes y con la TSM del mes anterior. Finalmente, la abundancia de pollos estuvo correlacionada con la ANOM sin ningún desfase temporal y con la TSM registrada cuatro meses antes (Tabla 1).

A generalized linear model (GLM) was developed for each stage of development independently, to explain the possible relationship between abundance and SST and ANOM, that presented significant correlations, taking into account the time lag found in the cross-correlation. The quasipoisson distribution was used because count data were evaluated and there was no overdispersion. The analyzes and Figures were made in the R program (R Core Team, 2018). The ggplot2 package was used for the Figures (Wickham, 2016), *astsa* for the cross-correlation (Stoffer, 2017) and MASS for the models (Venables and Ripley, 2002), in addition to other functions to organize the data (Wickham, 2007; Fox and Weisberg, 2011; Trapletti and Hornik, 2018).

RESULTS

During the study period, 184 monthly records of Brown Booby chicks and 92 monthly records of adults and juveniles were made. The abundance of adults presented the greatest variation, with a monthly median of 5.70 ind/km and a maximum and minimum of 11.02 and 2.00 ind/km respectively. Chicks presented a monthly median of 0.22 ind/km (minimum = 0 ind/km and maximum = 2.62 ind/km) and the juveniles 0.42 ind/km (minimum = 0 ind/km and maximum = 1.54 ind/km), with higher records, in both cases, during the last semester (Figure 2).

The sea surface temperature of Gorgona Island presented a median equal to 27.26 °C, with records between 25.47 °C and 28.05 °C. The adults did not present any significant correlation with SST or ANOM. In contrast, the abundance of juveniles showed a significant correlation with ANOM and SST, with a time lag of two and one months, respectively. This suggests that the number of juveniles is associated with the ANOM registered two months before and with the SST of the previous month. Finally, the abundance of chicks was correlated with the ANOM without any time lag, and with the SST reported four months earlier (Table 1).

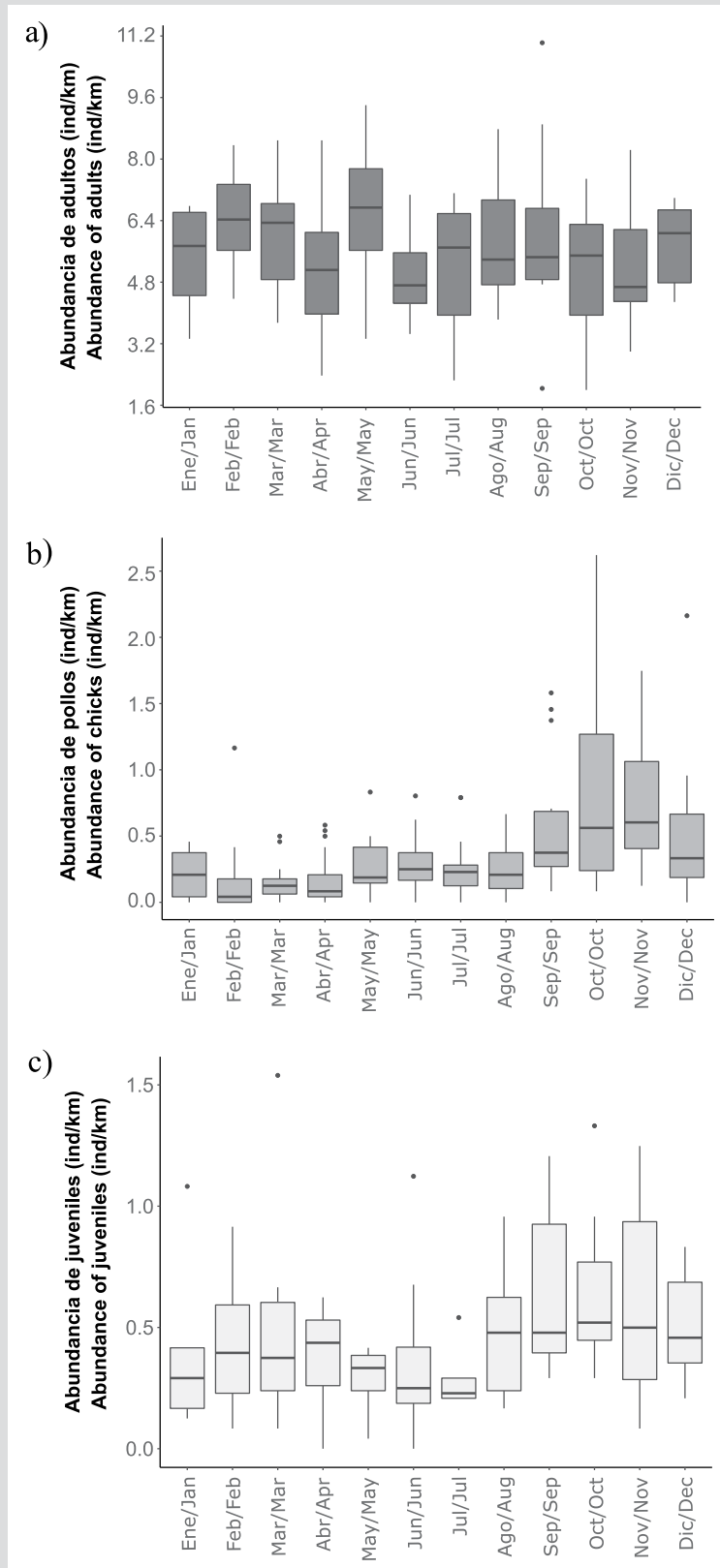


Figura 2. Variación mensual de la abundancia de **A)** adultos, **B)** pollos y **C)** juveniles de Piquero Café (*Sula leucogaster etesiaca*) en isla Gorgona, Pacífico colombiano. La caja representa la mediana y los percentiles de 25% y 75%. Las barras representan el valor máximo y mínimo no at pico y los puntos corresponden a datos atípicos.

Figure 2. Monthly variation of the abundance of **A)** adults, **B)** chicks and **C)** juveniles of the Brown Booby (*Sula leucogaster etesiaca*) on Gorgona Island, Colombian Pacific. The box represents the median and 25% and 75% percentiles. The bars represent the non-outlier maximum and minimum value and the points correspond to outliers.

Tabla 1. Correlación cruzada entre la abundancia mensual de pollos, juveniles y adultos de Piquero Café (*Sula leucogaster etesiaca*) con la temperatura superficial del mar (TSM) de isla Gorgona (Gor) y su anomalía térmica (ANOM). ACF = fuerza de correlación. ANOM = anomalía térmica. Lag = desfase temporal de la correlación medido en meses. NS = correlación no significativa.

Temperaturas/Temperatures	Abundancia de pollos/ Chicks abundance		Abundancia de juveniles/ Juvenile abundance		Abundancia de adultos/ Abundance of adults	
	ACF	Lag (meses/months)	ACF	Lag (meses/months)	ACF	Lag (meses/months)
ANOM Gor	-0.171	0	-0.372	-2	NS	NS
TSM Gor	0.294	-4	-0.335	-1	NS	NS

Table 1. Cross-correlation between the monthly abundance of chicks, juveniles, and adults of the Brown Booby (*Sula leucogaster etesiaca*) with the sea surface temperature (SST) of Gorgona Island (Gor) and its thermal anomaly (ANOM). ACF = strength of correlation. ANOM = thermal anomaly. Lag = time lag of correlation measured in months. NS = non-significant correlation.

De acuerdo con el modelo lineal generalizado (MLG) desarrollado entre la abundancia de juveniles con la ANOM (coeficiente = 0,33; $P < 0,001$) y la TSM (coeficiente = 0,52; $P < 0,001$), considerando el respectivo desfase (Lag), el número de juveniles tiende a disminuir con el incremento de ambas variables térmicas (Figura 3A y 3B). Por otro lado,

According to the generalized linear model (GLM) developed between the abundance of juveniles with the ANOM (coefficient = 0.33; $P < 0.001$) and the SST (coefficient = 0.52; $P < 0.001$), considering the respective lag (Lag), the number of juveniles tends to decrease with the increase of both thermal variables (Figure 3A and 3B). On

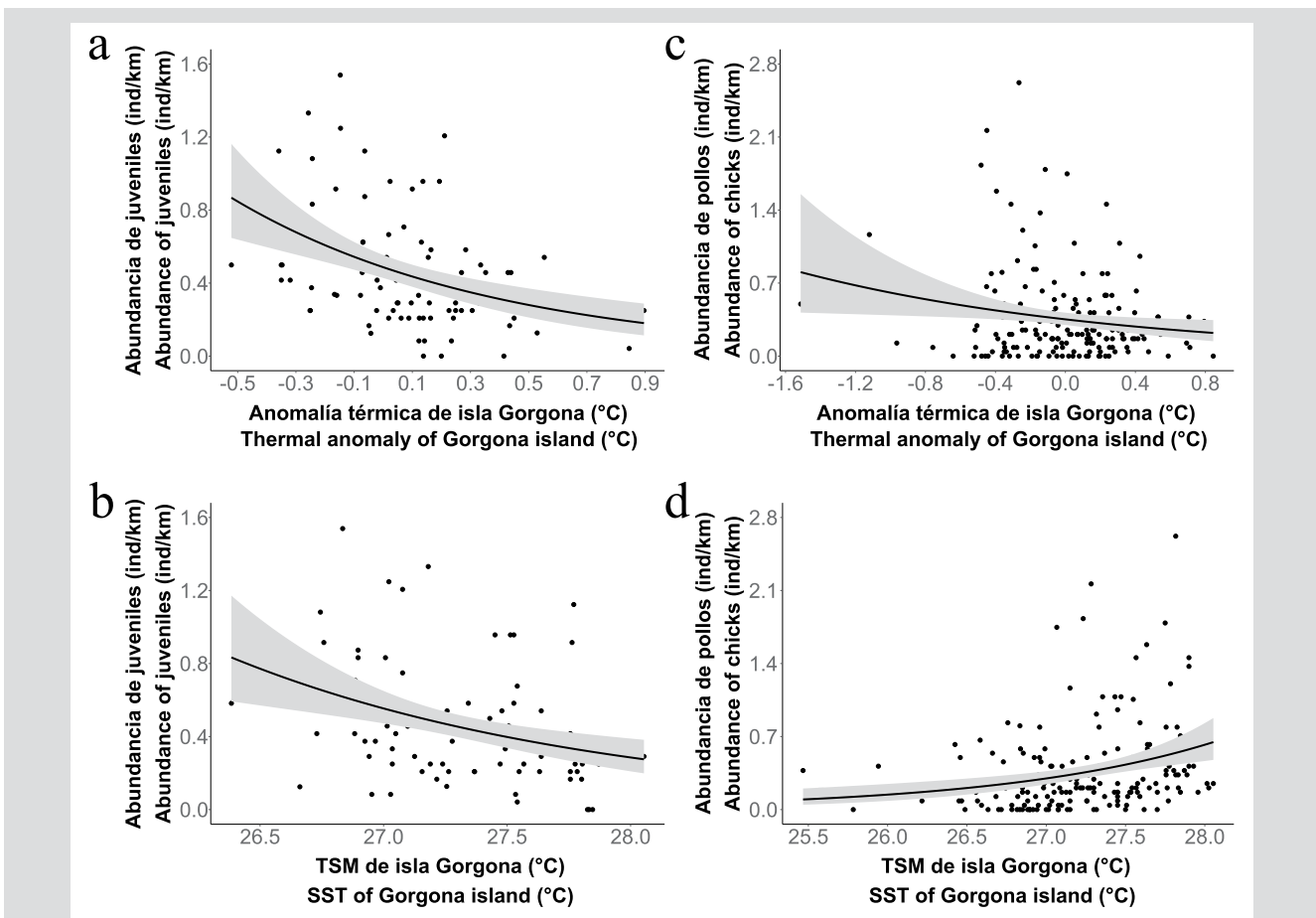


Figura 3. Relación de la abundancia de juveniles y pollos de Piquero Café (*Sula leucogaster etesiaca*) con la anomalía térmica (ANOM) (A y C) y la temperatura superficial del mar (TSM) (B y D) de isla Gorgona, Pacífico colombiano. El área sombreada representa el intervalo de confianza de 95%.

Figure 3. Relationship of the abundance of juveniles and chicks of the Brown Booby (*Sula leucogaster etesiaca*) with the thermal anomaly (ANOM) (A and C) and the sea surface temperature (SST) (B and D) of Gorgona Island, Colombian Pacific. The shaded area represents the 95% confidence interval.

la abundancia de pollos tiende a disminuir con el aumento de la ANOM (coeficiente = 0,58; $P = 0,017$) (Figura 3C), pero incrementa al aumentar la TSM (coeficiente = 2,08; $P < 0,001$) (Figura 3D).

DISCUSIÓN

La abundancia de pollos y juveniles de Piquero Café asociadas a isla Gorgona fue mayor en los últimos meses del año, probablemente como consecuencia de la concentración del esfuerzo reproductivo entre julio y septiembre, condición que fue reportada por Cadena-López y Naranjo (2010). Sin embargo, esta especie exhibe actividad reproductiva durante todo el año, con una baja variación intraanual del tamaño de la población (Ospina-Álvarez, 2004; Cadena-López y Naranjo, 2010; Perlaza-Gamboa *et al.*, 2020). En este régimen reproductivo la mayoría de las posturas ocurre entre junio y agosto, con un periodo de incubación entre 40 y 44 días, seguido de un lapso entre uno y tres meses en que los pollos crecen hasta ser visibles y adquieren el plumón blanco característico, que al final de este periodo empieza a mudar por el plumaje café (Nelson, 1978). Una vez estos individuos realizan el primer vuelo, aproximadamente a los 96 días de edad (Nelson, 1978; Ospina-Álvarez, 2004), son alimentados por los padres durante las siguientes tres a ocho semanas, aunque este periodo puede extenderse dependiendo de la disponibilidad de presas (Schreiber y Norton, 2002). Este sistema favorece que los individuos adquieran la independencia de los padres durante los primeros meses del año, tiempo en el cual se ha registrado mayor productividad en el ambiente pelágico aledaño a isla Gorgona (Giraldo *et al.*, 2014b).

Esta estrategia reproductiva ha sido registrada para otras especies de aves marinas que comienzan a reproducirse cuando hay menor productividad en el ecosistema y sus presas están menos disponibles, pero permite que las crías alcancen la independencia de los padres cuando se presenta la mayor disponibilidad de presas (Passuni *et al.*, 2016, 2018). Por lo general, esta estrategia es llevada a cabo, principalmente, por las aves cuyo alimento está ampliamente distribuido, como ocurre con las aves marinas (Nelson, 1978; Furness y Monaghan, 1987; Vilchis *et al.*, 2006). Además, cabe mencionar que el desfase de cuatro meses en la correlación positiva entre la abundancia de pollos y la TSM sugiere que la mayor abundancia observada en octubre y noviembre se ve influenciada por las temperaturas registradas a mitad de año, tiempo en el que ocurre la transición entre el periodo de mayor a menor productividad

the other hand, the abundance of chicks tends to decrease with the increase in ANOM (coefficient = 0.58; $P = 0.017$) (Figure 3C), but increases with increasing SST (coefficient = 2.08; $P < 0.001$) (Figure 3D).

DISCUSSION

The abundance of chicks and juveniles Brown Boobies associated with Gorgona Island was higher in the last months of the year, probably as a consequence of the concentration of reproductive effort between July and September, a condition that was reported by Cadena-López and Naranjo (2010). However, this species on Gorgona Island exhibits reproductive activity throughout the year, with a low intra-annual variation in population size (Ospina-Álvarez, 2004; Cadena-López and Naranjo, 2010; Perlaza-Gamboa *et al.*, 2020). In this reproductive regime, egg laying mainly occurs between June and August, with an incubation period between 40 and 44 days, followed by a period between one and three months in which the chicks grow until they are visible and acquire the characteristic white down, that at the end of this period they begin to molt to a brown plumage (Nelson, 1978). Once these individuals make the first flight, at approximately 96 days of age (Nelson, 1978; Ospina-Álvarez, 2004), they are fed by the parents for the next three to eight weeks, although this period can be extended depending on prey availability (Schreiber and Norton, 2002). This system encourages individuals to acquire independence from their parents during the first months of the year, during which time greater productivity has been reported in the pelagic environment near Gorgona Island (Giraldo *et al.*, 2014b).

This reproductive strategy has been reported for other species of seabirds, which begin to reproduce when there is less productivity in the ecosystem and their prey is less available, but it allows the juveniles to achieve independence from their parents when there is the greatest availability of prey. (Passuni *et al.*, 2016, 2018). In general, this strategy is carried out, mainly, by birds whose food is widely distributed, such as seabirds (Nelson, 1978; Furness and Monaghan, 1987; Vilchis *et al.*, 2006). In addition, it is worth mentioning that the four-month lag in the positive correlation between the abundance of chicks and the SST suggests that the greater abundance observed in October and November is influenced by the temperatures registered in the middle of the year, at which time the transition between the period of highest to lowest productivity occurs in the Eastern Tropical Pacific (Pennington *et al.*, 2006) and

en el Pacífico Oriental Tropical (Pennington *et al.*, 2006) y probablemente en los alrededores de isla Gorgona (Giraldo *et al.*, 2014b). Este patrón es similar al observado en el Pacífico tropical mexicano, donde el periodo reproductivo estuvo asociado principalmente con la época más cálida y menos productiva del año, pero coincide con el incremento de la disponibilidad de presas migratorias de aguas cálidas (Hernández-Vázquez *et al.*, 2017). Por estas razones, para comprender el régimen reproductivo del Piquero Café en isla Gorgona, resulta necesario profundizar en el conocimiento sobre la variación poblacional intra anual de sus recursos presa, así como determinar el periodo en el que la mayoría de las crías adquiere la independencia de los padres.

Es probable que la menor productividad asociada con aguas más cálidas y mayor precipitación entre mayo y diciembre (Diaz *et al.*, 2001; Giraldo *et al.*, 2014b) provoque mayor pérdida de pollos, como ha sido registrado para otras aves marinas en el Pacífico Oriental (Jaksic y Fariña, 2010). Esto podría desencadenar con más frecuencia segundas nidadas por parte de las parejas reproductivas (Nelson, 1978) y resultar así en un mayor número de pollos observados en los últimos meses. Por otro lado, la correlación negativa encontrada entre la abundancia de pollos y la anomalía térmica sugiere que estos individuos son afectados por los cambios de la temperatura del mar, posiblemente por la disminución en el alimento brindado por sus padres. Por ejemplo, para algunas aves marinas se ha asociado el aumento de la temperatura del mar y la disminución en el éxito reproductivo con una alteración en la productividad del mar y la disponibilidad de presas (Ancona *et al.*, 2011; Furness, 2016). La menor disponibilidad de recursos presa relacionada con aguas más cálidas puede explicar la disminución de la abundancia de juveniles del Piquero Café cuando aumenta la TSM y ANOM en el ambiente pelágico de isla Gorgona.

Durante condiciones adversas, como la baja disponibilidad de presas, algunas especies longevas como el Piquero Café (Hennicke *et al.*, 2012) generalmente tienden a minimizar los costos individuales de la reproducción (Mauck y Grubb, 1995). Por ejemplo, los adultos disminuyen el esfuerzo invertido en el cuidado parental y en el suministro de alimento a los juveniles dependientes o pollos con la finalidad de incrementar su propia supervivencia, pero disminuyendo el éxito reproductivo (Maness y Anderson, 2013). Esta estrategia puede explicar por qué no se observó ninguna correlación significativa entre los adultos y la TSM o ANOM, pero sí en los pollos y juveniles. Además,

probablemente en los alrededores de Gorgona Island (Giraldo *et al.*, 2014b). This pattern is similar to that observed in the Mexican tropical Pacific, where the reproductive period was mainly associated with the warmest and least productive time of the year, but coincides with the increase in the availability of migratory warm-water prey (Hernández-Vázquez *et al.*, 2017). For these reasons, to understand the reproductive regime of the Brown Booby on Gorgona Island, it is necessary to deepen the knowledge about the intra-annual population variation of its prey resources, as well as to determine the period in which most of the offspring acquire independence from parents.

It is likely that the lower productivity associated with warmer waters, and greater precipitation between May and December (Diaz *et al.*, 2001; Giraldo *et al.*, 2014b), causes greater loss of chicks, as has been reported for other seabirds in the Eastern Pacific (Jaksic and Fariña, 2010). This could trigger more frequent second clutches by reproductive pairs (Nelson, 1978), resulting in a greater number of chicks observed in recent months. On the other hand, the negative correlation found between the abundance of chicks and the thermal anomaly suggests that these individuals are affected by changes in sea temperature, possibly through the decrease in the food provided by their parents. For example, for some seabirds, increases in sea temperature and decreases in reproductive success have been associated with altered sea productivity and prey availability (Ancona *et al.*, 2011; Furness, 2016). The lower availability of prey resources related to warmer waters may explain the decrease in the abundance of juvenile Brown Booby when SST and ANOM increase in the pelagic environment of Gorgona Island.

During adverse conditions, such as low prey availability, some long-lived species, such as the Brown Booby (Hennicke *et al.*, 2012) generally tend to minimize individual costs of reproduction (Mauck and Grubb, 1995). For example, adults reduce the effort invested in parental care and the supply of food to dependent juveniles or chicks, to increase their survival, but decrease reproductive success (Maness and Anderson, 2013). This strategy may explain why no significant correlation was observed between adults and SST or ANOM, but it was observed in chicks and juveniles. Furthermore, the abundance of this booby described by Perlaza-Gamboa *et al.* (2020) could be mainly due to the decrease in the number of juveniles, possibly because the food supply was lower when the SST increased. However, this effect is likely less in species that have parental care before and after the chicks become fledglings

la abundancia de este piquero descrita por Perlaza-Gamboa *et al.* (2020) podría deberse sobre todo a la disminución en el número de juveniles, posiblemente debido a que el suministro de alimento haya sido menor cuando aumentaba la TSM. No obstante, es probable que este efecto sea menor en las especies que presentan cuidado parental antes y después de que las crías se conviertan en volantones (Stienen y Brenninkmeijer, 2002; Maness y Anderson, 2013), como es el caso del Piquero Café (Ospina-Álvarez, 2004). Así y todo, estas hipótesis deben ser confirmadas por un estudio que evalúe las estrategias llevadas a cabo por los parentales durante condiciones de estrés y sus consecuencias en el desarrollo y la supervivencia de su descendencia antes y después de haber alcanzado la independencia.

CONCLUSIONES

La TSM y ANOM de isla Gorgona están asociados con las tendencias observadas en la variación poblacional de los pollos y juveniles de Piquero Café, posiblemente a través de un efecto sobre el suministro de peces pelágicos brindados por los padres, debido a que es probable que estos individuos no puedan satisfacer las necesidades de las crías, pero sí logren mantenerse vivos durante la época de escasez de alimento. Esto se evidencia en un menor número de juveniles y pollos durante los meses con mayores anomalías, lo que sugiere que la variación de la TSM y ANOM puede repercutir en la reproducción de esta población. Además, posiblemente, el régimen reproductivo garantiza que las crías alcancen la independencia de los padres cuando haya mayor disponibilidad de recursos presa.

AGRADECIMIENTOS

A Ximena Zorrilla y Héctor Chirimía del Parque Nacional Natural Gorgona (PNNG). A Julio César Herrera Carmona por su ayuda en la construcción de la serie temporal de la TSM y a Wilmar Alexander Torres por sus recomendaciones para el desarrollo de los análisis estadísticos. A WWF y a la Asociación Calidris por el apoyo en el programa de monitoreo de aves marinas desde sus inicios hasta ahora. Este trabajo de investigación fue cofinanciado por el PNNG, la Universidad del Valle y WWF-Colombia, y se realizó en el marco de un acuerdo de entendimiento entre el PNNG y el grupo de investigación en Ecología Animal de la Universidad del Valle. Publicación 008 del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología (Incimar) de la Universidad del Valle.

(Stienen and Brenninkmeijer, 2002; Maness and Anderson, 2013), as is the case of the Brown Booby (Ospina-Álvarez, 2004). Nevertheless, these hypotheses must be confirmed by a study that evaluates the strategies carried out by parents during stressful conditions, and their consequences on the development and survival of their offspring before and after having achieved independence.

CONCLUSIONS

The SST and ANOM of Gorgona Island are associated with the trends observed in the population variation of chicks and juveniles of the Brown Booby, possibly through an effect on the supply of pelagic fish provided by the parents, since it is probable that these individuals cannot meet the needs of the young, but they do manage to stay alive during times of food shortage. This is evidenced in a lower number of juveniles and chicks during the months with the greatest anomalies, which suggests that the variation in SST and ANOM may affect the reproduction of this population. Also, possibly the reproductive regime ensures that the young achieve independence from the parents when there is greater availability of prey resources.

ACKNOWLEDGEMENTS

To Ximena Zorrilla and Héctor Chirimía from the Gorgona National Natural Park (GNNP). To Julio César Herrera Carmona for his help in the construction of the SST time series and to Wilmar Alexander Torres for his recommendations for the development of statistical analyzes. To WWF and to the Calidris Association for supporting the seabird monitoring program from its inception until now. This research work was co-financed by the GNNP, the Universidad del Valle, and WWF-Colombia, and was carried out within the framework of an understanding agreement between the GNNP and the Animal Ecology research group of the Universidad del Valle. Publication 008 of the Institute of Marine Sciences and Limnology (Incimar) of Universidad del Valle.

BIBLIOGRAFÍA/LITERATURE CITED

- Ancona, S., S. Sánchez-Colón, C. Rodríguez, and H. Drummond. 2011. El Niño in the warm tropics: local sea temperature predicts breeding parameters and growth of blue-footed boobies. *J. An. Ecol.*, 80: 799-808. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2011.01821.x>
- Ancona, S., I. Calixto-Albarrán, and H. Drummond. 2012. Effect of El Niño on the diet of a specialist seabird, *Sula neboxii*, in the warm eastern tropical Pacific. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 462: 261-271. <https://doi.org/10.3354/meps09851>
- Anderson, D.J. 1989. Differential responses of boobies and other seabirds in the Galapagos to the 1986-87 El Niño-Southern Oscillation event. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 52: 209-216.
- Blanco, J.F. 2009. The hydroclimatology of Gorgona Island: seasonal and Enso-Rel. patterns. *Actual. Biol.*, 31(91): 111-121.
- Cadena-López, G. y L.G. Naranjo. 2010. Distribución, abundancia y reproducción de las aves marinas residentes en el Parque Nacional Natural Gorgona, Colombia. *Bol. SAO*, 20: 22-32.
- Champagnon, J., J. D. Lebreton, H. Drummond, and D. J. Anderson. 2018. Pacific decadal and El Niño oscillations shape survival of a seabird. *Ecology*, 99(5): 1063-1072. <https://doi.org/10.1002/ecy.2179>
- Díaz, J.M., J.H. Pinzón, A.M. Perdomo, L.M. Barrios y M. López-Victoria. 2001. Generalidades. 17-26. En Barrios, L.M. y M. Lopez-Victoria (Eds.), *Gorgona marina: contribución al conocimiento de una isla única*. Ser. Publ. Esp. Invemar, (7).
- Estela, F.A., M. López Victoria, L.F. Castillo y L.G. Naranjo. 2010. Estado del conocimiento sobre aves marinas en Colombia después de 110 años de investigación. *Bol. SAO*, 20: 2-21.
- Estela, F.A., G. Cadena y J. Lasso-Zapata. 2016. *Sula leucogaster*. 139-143. En Renjifo, L.M., Á. M. Amaya-Villarreal, J. Burbano-Girón y J. Velásquez-Tibatá (Eds.). *Libro rojo de aves de Colombia. Volumen II: ecosistemas abiertos, secos, insulares, acuáticos continentales, marinos, tierras altas del Darién y Sierra Nevada de Santa Marta y bosques húmedos del centro, norte y oriente del país*. Pont. Univ. Javeriana e Inst. Alexander von Humboldt, Bogotá. 563 p.
- Fox, J. and S. Weisberg. 2011. *An R Companion to Applied Regression [software]*. Thousand Oaks: Sage. <http://socserv.socsci.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion.04/04/2019>.
- Frederiksen, M., M. Edwardst, A.J. Richardson, N.C. Halliday, and S. Wanless. 2006. From plankton to top predators: bottom-up control of a marine food web across four trophic levels. *J. An. Ecol.*, 75(6): 1259-1268. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2006.01>
- Furness, R.W. 2016. Impacts and effects of ocean warming on seabirds. 271-288. En Laffoley, D. y J. M. Baxter (Eds.). *Explaining ocean warming: causes, scale, effects and consequences*. IUCN, Gland, Switzerland.
- Furness, R.W. and P. Monaghan. 1987. *Seabird ecology*. Chapman & Hall, New York.
- Gaston, A.J., D.F. Bertram, A. W. Boyne, J.W. Chardine, G. Davoren, A.W. Diamond, A. Hedd, W.A. Montevecchi, J.M. Hipfner, M.J.F. Lemon, M.L. Mallory, J.F. Rail, and G.J. Robertson. 2009. Changes in Canadian seabird populations and ecology since 1970 in relation to changes in oceanography and food webs. *Environ. Rev.*, 17: 267-286. <https://doi.org/10.1139/A09-013>
- Giraldo, A., E. Rodríguez-Rubio y F. Zapata. 2008. Condiciones oceanográficas en isla Gorgona, Pacífico oriental tropical de Colombia. *Latin Am. J. Aq. Res.*, 36(1): 121-128. <https://doi.org/10.3856/vol36-issue1-fulltext-12>
- Giraldo, A., M.C. Díaz-Granados y C.F. Gutiérrez-Landázuri. 2014a. Isla Gorgona, enclave estratégico para los esfuerzos de conservación en el Pacífico Oriental Tropical. *Rev. Biol. Trop.*, 62: 1-12.
- Giraldo, A., B. Valencia, J.D. Acevedo y M. Rivera. 2014b. Fitoplancton y zooplancton en el área marina protegida de Isla Gorgona, Colombia, y su relación con variables oceanográficas en estaciones lluviosa y seca. *Rev. Biol. Trop.*, 62: 117-132.
- Grémillet, D. and T. Boulinier. 2009. Spatial ecology and conservation of seabirds facing global climate change: a review. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 391(2): 121-137. <https://doi.org/10.3354/meps08212>
- Hennicke, J.C., B. King, D. Drynan, L.J. Hardy, A. Stokes, and S. Taylor. 2012. New life-span records of the Brown Booby *Sula leucogaster*. *Mar. Ornithol.*, 40(2), 125-126.
- Hernández-Vázquez, S., E. Mellink, J.A. Castillo-Guerrero, R. Rodríguez-Estrella, J.Á. Hinojosa-Larios y V.H. Galván-Piña. 2017. Ecología reproductiva del bobo café (*Sula leucogaster*) en tres islas del Pacífico Tropical mexicano. *Ornitol. Neotrop.*, 28: 57-66.
- Hilty, S.L. y W.L. Brown. 2001. *Guía de las aves de Colombia*. Princeton, New Jersey. 1040 p.
- Humphries, G.R.W. 2015. Estimating regions of oceanographic importance for seabirds using a-spatial data. *PLoS ONE*, 10(9): e0137241. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0137241>



- IDEAM. 2019. Pronóstico de pleamares y bajamares Costa Caribe colombiana 2020. Inst. Hidrol. Meteorol. Est. Amb., Bogotá. 135 p.
- Jaksic, F.M. and J.M. Fariña. 2010. El Niño and the birds: a resource-based interpretation of climatic forcing in the southeastern Pacific. *An. Inst. Patagonia*, 38(1): 121-140. <https://doi.org/10.4067/s0718-686x2010000100009>
- Maness, T.J. and D.J. Anderson. 2013. Predictors of juvenile survival in birds. *Ornithol. Monogr.*, 78: 1-55. <https://doi.org/10.1525/om.2013.78.1.1>.
- Mauck, R.A. and T.C. Grubb. 1995. Petrel parents shunt all experimentally increased reproductive costs to their offspring. *An. Behav.*, 49: 999-1008. <https://doi.org/10.1006/anbe.1995.0129>
- Nelson, J.B. 1978. The Sulidae, gannets and boobies. Oxford University Press, Oxford. 1012 p.
- OBPB. 2015. MODIS aqua level 3 SST thermal IR monthly 4km daytime v2014.0. https://podaac.jpl.nasa.gov/dataset/MODIS_AQUA_L3_SST_THERMAL_MONTHLY_4KM_DAYTIME_V2014.0. 21/01/2019.
- Oro, D., R. Torres, C. Rodríguez, and H. Drummond. 2010. Climatic influence on demographic parameters of a tropical seabird varies with age and sex. *Ecology*, 91(4): 1205-1214.
- Ospina-Álvarez, A. 2004. Ecología reproductiva y colonialidad del piquero café *Sula leucogaster* (Aves: Sulidae), en el PNN Gorgona, Pacífico colombiano. Tesis Biol., Univ. Valle, Cali. 116 p.
- Pardo, D., S. Jenouvrier, H. Weimerskirch, and C. Barbraud. 2017. Effect of extreme sea surface temperature events on the demography of an age-structured albatross population. *Phil. Trans. Royal Soc. B. Biol. Sci.*, 372: 20160. <https://doi.org/10.1098/rstb.2016.0143>
- Passuni, G., C. Barbraud, A. Chaigneau, H. Demarcq, J. Ledesma, A. Bertrand, R. Castillo, A. Perea, J. Mori, V. A. Viblan, J. Torres-Maita, and S. Bertrand. 2016. Seasonality in marine ecosystems: Peruvian seabirds, anchovy, and oceanographic conditions. *Ecology*, 97(1), 182-193. <https://doi.org/10.1890/14-1134.1>
- Passuni, G., C. Barbraud, A. Chaigneau, A. Bertrand, R. Oliveros-Ramos, J. Ledesma, R. Castillo, M. Bouchon, and S. Bertrand. 2018. Long-term changes in the breeding seasonality of Peruvian seabirds and regime shifts in the Northern Humboldt Current System. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 597: 231-242. <https://doi.org/https://doi.org/10.3354/meps12590>
- Payan, L.F. 2016. Informe de monitoreo de aves marinas, Parque Nacional Natural Gorgona, Febrero - Diciembre 2016. Cali.
- Pennington, J.T., K.L. Mahoney, V.S. Kuwahara, D.D. Kolber, R. Calienes, and F.P. Chavez. 2006. Primary production in the eastern tropical Pacific: a review. *Progr. Oceanogr.*, 69(2-4): 285-317. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2006.03.012>
- Perlaza-Gamboa, A., A. Giraldo, L.F. Payán y F.A. Estela. 2020. Variación poblacional de tres especies de piqueros (Suliformes: Sulidae) en isla Gorgona, Pacífico colombiano, según la temperatura del mar. *Rev. Biol. Trop.*, 68(2): 704-713.
- R Core Team. 2018. R: a language and environment for statistical computing (Version 3.5.2). R Foundation for Statistical Computing, Vienna. <https://www.r-project.org>. 04/04/2019.
- Renjifo, L.M., Á.M. Amaya-Villarreal, J. Burbano-Girón y J. Velásquez-Tibatá (Eds). 2016. Libro rojo de aves de Colombia. Volumen II: Ecosistemas abiertos, secos, insulares, acuáticos continentales, marinos, tierras altas del Darién y Sierra Nevada de Santa Marta y bosques húmedos del centro, norte y oriente del país. Bogotá, D.C.: Editorial Pontificia Universidad Javeriana e Instituto Alexander von Humboldt.
- Ribic, C.A., D.G. Ainley, and L.B. Spear. 1992. Effects of El Niño and La Niña on seabird assemblages in the equatorial Pacific. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 80: 109-124. <https://doi.org/10.3354/meps080109>
- Schreiber, E.A. 2002. Climate and weather effects on seabirds: 179-216. En Schreiber, E.A. y J. Burger (Eds.). *Biology of marine birds*. CRC Press, Boca Ratón, USA.
- Schreiber, E.A. and R.L. Norton. 2002. Brown Booby (*Sula leucogaster*), version 2.0. En Poole, A. y F.B. Gill (Eds.). *The birds of North America online*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, USA. <https://doi.org/10.2173/bna.649>
- Stienen, E.W.M. and A. Brenninkmeijer. 2002. Variation in growth in Sandwich Tern chicks *Sterna sandvicensis* and the consequences for pre- and post-fledging mortality. *Ibis*, 144: 567-576. <https://doi.org/10.1046/j.1474-919X.2002.00086.x>
- Stoffer, D. 2017. aatsa: Applied Statistical Time Series Analysis [software]. <https://cran.r-project.org/package=aatsa>. 04/04/2019.
- Tompkins, E.M., H.M. Townsend, and D.J. Anderson. 2017. Decadal-scale variation in diet forecasts persistently poor breeding under ocean warming in a tropical seabird. *PLoS ONE*, 12(8): 1-24. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0182545>
- Trapletti, A. and K. Hornik. 2018. tseries: Time Series Analysis and Computational Finance [software]. <https://cran.r-project.org/package=tseries>. 04/04/2019.
- Venables, W.N. and B.D. Ripley. 2002. *Modern applied statistics with S [software]*. Springer, New York, USA. <http://www.stats.ox.ac.uk/pub/MASS4>. 04/04/2019.

- Vilchis, L.I., L.T. Balance, and P.C. Fiedler. 2006. Pelagic habitat of seabirds in the Eastern Tropical Pacific: effects of foraging ecology on habitat selection. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 315: 279-292. <https://doi.org/10.3354/meps315279>
- Wickham, H. 2007. Reshaping data with the reshape package [*software*]. *J. Statist. Softw.*, 21(12): 1-20. <http://www.jstatsoft.org/v21/i12/>. 04/04/2019.
- Wickham, H. 2016. ggplot2: Elegant graphics for data analysis [*software*]. Springer-Verlag, New York. <http://ggplot2.org>. 04/04/2019.

RECIBIDO/RECEIVED: 23/07/2020

ACEPTADO/ACCEPTED: 14/10/2020



Estructura de la comunidad de céspedes algales en interacciones con corales masivos en arrecifes del Parque Nacional Tayrona, Caribe colombiano

Community structure of turf algae in interactions with massive corals in Tayrona National Natural Park, Colombian Caribbean

Catalina Gómez-Cubillos^{1*}, Brigitte Gavio² y Sven Zea¹

0000-0003-3384-5969

0000-0001-5364-3374

0000-0002-5657-4877

1. Grupo de investigación Fauna Marina Colombiana: Biodiversidad y Usos, Universidad Nacional de Colombia, sede Caribe, Instituto de Estudios en Ciencias del Mar (Cecimar). Atte. Invemar; Playa Salguero, Rodadero, Santa Marta, Colombia. macgomezcu@unal.edu.co*, szeas@unal.edu.co
 2. Grupo de investigación Sistemática Molecular y Biogeografía de Algas Marinas, Universidad Nacional de Colombia, sede Bogotá, Colombia. bgavio@unal.edu.co
- * Autora de correspondencia.

RESUMEN

Los céspedes algales son actualmente el componente bentónico más abundante en la mayoría de arrecifes coralinos. Su amplia distribución, papel funcional y respuesta positiva a factores que estresan a los corales confirma su importancia en el funcionamiento del ecosistema arrecifal. Se ha demostrado que la composición de especies, el desarrollo estructural y la retención de sedimentos influyen en su capacidad de matar y desplazar tejido coralino vivo adyacente. En este estudio en dos arrecifes del Parque Nacional Natural Tayrona (Caribe colombiano), se determinó la variación en la estructura de los céspedes establecidos y en interacción directa con corales masivos, y se relacionó su complejidad estructural con la capacidad de retención de sedimentos. Para ello, se determinó la composición taxonómica y se cuantificaron la altura del dosel, la cobertura y densidad de filamentos y la biomasa algal de los céspedes que crecían sobre colonias vivas de cuatro especies de corales. Los resultados mostraron que existen diferencias estructurales importantes entre arrecifes y tipo de sustrato. En el arrecife de Granate (10-16 m), los céspedes forman tapetes discontinuos entre algas costrosas, y están constituidos por algas calcáreas articuladas, pequeñas corticadas y juveniles de algas frondosas, principalmente del género *Dictyota*. Durante el afloramiento costero este género crece profusamente formando transitoriamente tapetes densos que luego se desprenden. Por el contrario, en el arrecife de Nenguange (4-6 m), los céspedes son perennes, forman tapetes muy bajos, tupidos y densos con escasas algas costrosas, y están dominados por algas filamentosas y pequeñas corticadas. Se sugiere que la presencia de territorios de damiselas del género *Stegastes* ayuda a controlar la complejidad estructural de los céspedes, y que la propagación vegetativa es el mecanismo de crecimiento más frecuente. Además, se encontró que los céspedes morfológicamente más complejos retienen mayor cantidad de sedimentos (limos-arcillas). Este material particulado les sirve de soporte; pueden avanzar lateralmente y ahogar el tejido coralino adyacente. Esta investigación provee los primeros datos cuantitativos de la estructura y cantidad de sedimentos retenidos por céspedes algales que crecen sobre corales arrecifales de Colombia.

PALABRAS CLAVE: arrecifes de coral, interacciones coral-césped, estructura de ensamblajes algales, retención de sedimentos, Caribe colombiano

ABSTRACT

Algal turfs are currently the most abundant benthic component on most coral reefs. Their wide distribution, functional role and positive response to factors that stress corals confirm their importance in the functioning of reef ecosystem. It has been shown that species composition, structural development and sediment retention influence their capacity to kill and displace adjacent live coral tissue. In this study in two reefs of the Tayrona National Natural Park (Colombian Caribbean), the variation in structure of turfs growing on and in direct interaction with massive live corals was determined, and its structural complexity was related with its sediment retention capacity. For that, the taxonomical composition was determined, and canopy height, cover and density of filaments and algal biomass were quantified for turfs growing on live colonies of four species of corals. The results showed that there are important structural differences between reefs and substratum type. In Granate reef (10-16 m), turfs form discontinuous carpets over crustose algae, and are constituted by articulated calcareous and little corticated algae, and juveniles of frondose algae, mostly of the genus *Dictyota*. During coastal upwelling, this genus grows profusely forming transient dense algal beds that later detach. In contrast, in Nenguange reef (4-6 m), turfs are perennial, form low, thick and dense carpets, with few crustose algae, and are dominated by filamentous and small corticated algae. It's suggested that the presence of territories of damselfishes (*Stegastes* spp.) aid controlling the structural complexity of the turfs, and that vegetative propagation is the most frequent growth mechanism. In addition, it was found that the most morphologically complex turfs can retain greater amounts of sediments (silt-clay). This particulate material supports them; they can advance laterally and smother adjacent live coral tissue. This investigation provides the first quantitative data on the structure and amount of retained sediments by algal turfs growing on Colombian reef corals.

KEY WORDS: coral reefs, algal turfs, interactions, structure of algal assemblages, sediment retention, colombian Caribbean

DOI: <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2020.49.SuplEsp.1053>

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

Actualmente los céspedes algales son el componente bentónico más abundante en la mayoría de arrecifes de coral (Gorgula y Connell, 2004; Fricke *et al.*, 2011; Harris, 2015), fenómeno confirmado para algunos arrecifes continentales e insulares del Caribe colombiano (Gómez-Cubillos *et al.*, 2019, en prensa).

Esta tendencia global, al parecer, es en respuesta a varias perturbaciones de origen antropogénico (Jackson *et al.*, 2014), que en suma han reducido la capacidad de recuperación de los corales, pero que han favorecido la proliferación de los céspedes algales a expensas de los constructores de arrecife (Roy, 2004; Barott *et al.*, 2012; Bender-Champ *et al.*, 2014). Este fenómeno se ha considerado un “cambio de fase”, donde los arrecifes coralinos ahora son dominados por comunidades algales (Jompa y McCook, 2003a; McManus y Polsenberg, 2004), particularmente por céspedes, ensamblajes ubicuos que pueden actuar como facilitadores de este cambio (Barott *et al.*, 2012), ya que una vez establecidos los céspedes luego de la mortalidad coralina, limitan la regeneración natural del tejido coralino y el reclutamiento larval (Hughes, 1966).

Los céspedes son ensamblajes mixtos de algas, densamente agregados, con altura de dosel no mayor a 2 cm y compuestos por una gran variedad de grupos que incluyen cianobacterias y algas rojas, verdes y pardas (Bender-Champ *et al.*, 2014; Connell *et al.*, 2014; Harris, 2015). Dependiendo del hábitat donde se desarrollan, exhiben gran variedad de morfologías, siendo las formas filamentosas (corticadas y no corticadas), las pequeñas foliáceas y las calcáreas articuladas las más frecuentes (Connell *et al.*, 2014; Cetz-Navarro *et al.*, 2015). En comparación con otras formas funcionales como las algas carnosas (calcáreas y no calcáreas) y algas costrosas, los céspedes poseen ventajas competitivas que les permiten colonizar el espacio disponible más rápidamente (Díaz-Pulido y McCook, 2002), al tener altas tasas de crecimiento (Littler *et al.*, 2006), ser menos vulnerables a perturbaciones (Hay, 1981) y desarrollarse en ambientes con sobrecarga de nutrientes y alta sedimentación (Airoldi y Virgilio, 1998; Gorgula y Connell, 2004). Asimismo, estudios experimentales han demostrado que, en aguas más cálidas y ácidas, los céspedes obtienen mejores tasas fotosintéticas y mayor crecimiento; es decir, que su fisiología es influenciada positivamente por el calentamiento y la acidificación de los océanos (Kroeker *et al.*, 2013; Ober *et al.*, 2016; Johnson *et al.*, 2017).

INTRODUCTION

Currently, algae turfs are the most abundant benthic component in most coral reefs (Gorgula and Connell, 2004; Fricke *et al.*, 2011; Harris, 2015), a phenomenon confirmed for some continental and insular reefs of the Colombian Caribbean (Gómez-Cubillos *et al.*, 2019; in press).

This global trend is in response to various disturbances of anthropogenic origin (Jackson *et al.*, 2014), which in sum have reduced the capacity of corals to recover, but which have favored the proliferation of algae turfs at the expense of reef builders (Roy, 2004; Barott *et al.*, 2012; Bender-Champ *et al.*, 2014). This phenomenon has been considered a “phase change”, where coral reefs are now dominated by algal communities (Jompa and McCook, 2003a; McManus and Polsenberg, 2004), particularly by turfs, ubiquitous assemblages that can act as facilitators of this change (Barott *et al.*, 2012), since once the turfs are established after coral mortality, they limit the natural regeneration of coral tissue and larval recruitment (Hughes, 1966).

Turfs are mixed assemblages of algae, densely aggregated, with a canopy height of no more than 2 cm and composed of a wide variety of groups that include cyanobacteria and red, green, and brown algae (Bender-Champ *et al.*, 2014; Connell *et al.*, 2014; Harris, 2015). Depending on the habitat where they develop, they exhibit a great variety of morphologies, being the filamentous forms (corticated and not corticated), the small foliaceous, and the articulated calcareous ones the most frequent (Connell *et al.*, 2014; Cetz-Navarro *et al.*, 2015). Compared with other functional forms such as fleshy algae (calcareous and non-calcareous) and crusty algae, turfs have competitive advantages that allow them to colonize the available space more quickly (Díaz-Pulido and McCook, 2002), as they have high growth rates (Littler *et al.*, 2006), be less vulnerable to disturbances (Hay, 1981) and thrive in environments with nutrient overload and high sedimentation (Airoldi and Virgilio, 1998; Gorgula and Connell, 2004). Likewise, experimental studies have shown that, in warmer and more acidic waters, turfs obtain better photosynthetic rates and higher growth; that is, their physiology is positively influenced by the warming and acidification of the oceans (Kroeker *et al.*, 2013; Ober *et al.*, 2016; Johnson *et al.*, 2017).

Turfs play important ecological roles in reefs since they are the main source of primary productivity

Los céspedes desempeñan importantes roles ecológicos en los arrecifes, ya que son la principal fuente de productividad primaria (Bellwood *et al.*, 2004; Carpenter y Williams, 2007), facilitan el reciclaje de nutrientes (Copertino *et al.*, 2005; Gowan *et al.*, 2014) y son hábitat y alimento para numerosas especies de invertebrados y peces (Harris, 2015). No obstante, también se ha demostrado que tienen un impacto negativo, ya que como sustrato poblado limitan el establecimiento exitoso de larvas de coral y otros organismos (Garzón-Ferreira *et al.*, 2002; Airoidi, 2003; Birrell *et al.*, 2005, 2008; Hughes *et al.*, 2007). Además, son el principal competidor contra corales duros (Roy, 2004; Barott *et al.*, 2012; Harris, 2015; Swierts y Vermeij, 2016), pues, al quedar expuestos los esqueletos de corales por lesiones previas, los céspedes los colonizan rápidamente, y una vez se establecen, interactúan con el tejido coralino adyacente ocasionando su muerte lenta y progresiva, mecanismo que varía según la especie de coral involucrada (Gómez-Cubillos, 2018).

Adicionalmente, Roy (2004) sugiere que en áreas con alta carga de sedimentos y resuspensión existe un problema adicional para los corales, ya que en bordes de tejido coralino vivo en interacción con céspedes, los filamentos algales ralentizan los flujos de agua, atrapando sedimentos y formando esteras de algas con sedimentos, que disuaden la acción de los herbívoros y reducen la capacidad competitiva de las diferentes formas de crecimiento de los corales para evadir y/o combatir directamente a los céspedes (Zhiheng *et al.*, 2019), lo que a futuro genera muerte progresiva del tejido coralino adyacente. Al respecto, Nugues y Roberts (2003) encontraron que, en los arrecifes de Santa Lucía, los incrementos en la sedimentación les permiten a los céspedes recubrir con mayor rapidez a los corales, y que los sedimentos retenidos por los céspedes, sofocan y matan el tejido adyacente, principalmente durante la temporada de lluvias. Lo anterior demuestra que los céspedes con sedimentos juegan un papel clave en la mortalidad coralina y justifica la necesidad de caracterizar estructuralmente la comunidad de céspedes algales para establecer si la estructura de estos ensamblajes influye en su capacidad de retener de sedimentos.

En tal sentido, es posible sugerir que la abundancia de céspedes algales es una evidencia de las perturbaciones que afectan a los arrecifes, ya que se mantienen y proliferan en condiciones que son de estrés para los corales y otros organismos calcificadores (Díaz-Pulido y McCook, 2002; Airoidi, 2003; Barott *et al.*, 2012; Bender-Champ *et al.*,

(Bellwood *et al.*, 2004; Carpenter and Williams, 2007), they facilitate the recycling of nutrients (Copertino *et al.*, 2005; Gowan *et al.*, 2014) and are habitat and food for numerous species of invertebrates and fish (Harris, 2015). However, it has also been shown that they have a negative impact since as a populated substrate they limit the successful establishment of coral larvae and other organisms (Garzón-Ferreira *et al.*, 2002; Airoidi, 2003; Birrell *et al.*, 2005, 2008; Hughes *et al.*, 2007). Also, they are the main competitor against hard corals (Roy, 2004; Barott *et al.*, 2012; Harris, 2015; Swierts and Vermeij, 2016) because, when the coral skeletons are exposed due to previous injuries, the turfs quickly colonize them, and once they are established, they interact with the adjacent coral tissue causing their slow and progressive death, a mechanism that varies according to the coral species involved (Gómez-Cubillos, 2018).

Additionally, Roy (2004) suggests that in areas with high sediment load and resuspension, there is an additional problem for corals, since, at the edges of living coral tissue interacting with turfs, the algal filaments slow down water flows, trapping sediments and forming algae mats with sediments, which discourage the action of herbivores and reduce the competitive capacity of different forms of coral growth to evade and/or directly combat turfs (Zhiheng *et al.*, 2019), which in the future it generates progressive death of the adjacent coral tissue. In this regard, Nugues and Roberts (2003) found that, in the reefs of Santa Lucía, the increases in sedimentation allow the turfs to cover the corals more quickly, and that the sediments retained by the turfs suffocate and kill the adjacent tissue, mainly during the rainy season. The foregoing shows that turfs with sediments play a key role in coral mortality, and justifies the need to structurally characterize the community of algal turfs to establish whether the structure of these assemblages influences their ability to retain sediments.

In this sense, it is possible to suggest that the abundance of algae turfs is evidence of the disturbances that affect reefs, since they are maintained and proliferate in conditions that are stressful for corals and other calcifying organisms (Díaz-Pulido and McCook, 2002; Airoidi, 2003; Barott *et al.*, 2012; Bender-Champ *et al.*, 2014). Also, the dynamics of coral-turf interactions represent an indicator of the resilience and future of coral communities, since not only the presence of turf affects corals, but also their species composition (Jompa and McCook, 2003b).

2014). Además, la dinámica de interacciones coral-césped representa un indicador de la capacidad de recuperación y futuro de las comunidades coralinas, pues no solo la presencia del césped afecta a los corales, sino también su composición de especies (Jompa y McCook, 2003b).

A pesar de que en los últimos años se han incrementado el número de informes mundiales sobre la presencia de céspedes algales que se expanden a expensas de corales hermatípicos (Connell *et al.*, 2014; Harris, 2015), estos ensamblajes han sido escasamente caracterizados debido a su alta diversidad, al tamaño reducido de las especies que los componen, su plasticidad morfológica y alternancia de ciclos de vida (Díaz-Pulido y McCook, 2002; Fricke *et al.*, 2011). Por lo tanto, su estudio se limita a registros generalizados como un grupo funcional homogéneo, y no como una comunidad, que cumple diversas funciones ecológicas dependiendo de su composición (Harris, 2015). No obstante, Díaz-Pulido y McCook (2002) y Fricke *et al.* (2011) estimaron que en arrecifes de la Gran Barrera de Coral y Curazao la composición de los ensamblajes de céspedes algales pueden incluir al menos 35 taxa diferentes.

Reconociendo la importancia ecológica y los vacíos de conocimiento sobre los céspedes, en este estudio se realizó la caracterización estructural de los ensamblajes que crecen sobre partes muertas de colonias vivas de cuatro especies de corales masivos morfológicamente contrastantes, en dos arrecifes del Parque Nacional Natural Tayrona (PNN Tayrona), Caribe colombiano. Esto con el fin de relacionar la complejidad estructural de estos ensamblajes con la capacidad de retención de sedimentos, y sentar las bases para interpretar las condiciones en las cuales estos céspedes avanzan o retroceden en la frontera de interacción con el tejido vivo de los corales que han colonizado (Gómez-Cubillos, 2018).

Con esta investigación se contribuye al conocimiento sobre la diversidad de algas en el país y se presentan las primeras referencias cuantitativas sobre la estructura y cantidad de sedimentos retenidos por céspedes algales que crecen sobre esqueletos coralinos en arrecifes de Colombia.

ÁREA DE ESTUDIO

Los arrecifes coralinos que bordean el litoral rocoso del PNN Tayrona (Figura 1, 11° 12'-11° 22' N y 73° 57'-74° 15' W) son poco amplios, de tipo franjeante y constituidos principalmente por corales masivos hemisféricos. A pesar

Even though in recent years the number of world reports on the presence of algal turfs expanding at the expense of hermatypic corals has increased (Connell *et al.*, 2014; Harris, 2015), these assemblages have been poorly characterized due to their high diversity, the reduced size of the species that compose them, their morphological plasticity and alternation of life cycles (Díaz-Pulido and McCook 2002; Fricke *et al.*, 2011). Therefore, their study is limited to generalized records as a homogeneous functional group, and not as a community, which fulfills various ecological functions depending on its composition (Harris, 2015). However, Díaz-Pulido and McCook (2002) and Fricke *et al.* (2011) estimated that in reefs of the Great Barrier Reef and Curaçao, the composition of algal turf assemblages may include at least 35 different taxa.

Recognizing the ecological importance and knowledge gaps about turfs, in this study the structural characterization of the assemblages that grow on dead parts of living colonies of four species of morphologically contrasting massive corals was carried out, in two reefs of the Tayrona National Natural Park (Tayrona NNP), Colombian Caribbean. This to relate the structural complexity of these assemblages with the sediment retention capacity, and to lay the foundations to interpret the conditions in which these turfs advance or recede in the frontier of interaction with the living tissue of the corals that have colonized (Gómez-Cubillos, 2018).

This research contributes to the knowledge about the diversity of algae in the country and presents the first quantitative references on the structure and quantity of sediments retained by algae turfs that grow on coral skeletons in Colombian reefs.

STUDY AREA

The coral reefs that border the rocky coastline of the Tayrona NNP (Figure 1, 11° 12'-11° 22' N and 73° 57'-74° 15' W) are not very wide, of a fringing type, and mainly made up of massive corals. hemispherical. Despite a large number of hard bottoms suitable for the establishment of reefs, the coral formations in this protected area are poorly developed, and their growth is limited compared to other areas of the Colombian Caribbean, due to the strong influence of a climatic regime. Bimodal that oscillates between coastal outcrop during droughts and continental discharges during rains (Zea, 1994). Four climatic seasons

de la gran cantidad de fondos duros adecuados para el establecimiento de arrecifes, las formaciones coralinas en esta área protegida son poco desarrolladas y su crecimiento es limitado en comparación con otras áreas del Caribe colombiano, debido a la fuerte influencia de un régimen climático bimodal que oscila entre afloramiento costero durante las sequías y descargas continentales durante las lluvias (Zea, 1994). Se distinguen cuatro temporadas climáticas: de afloramiento mayor (diciembre a abril), de no afloramiento menor (mayo a junio), de afloramiento menor o veranillo de San Juan (julio a agosto) y de no afloramiento mayor (septiembre a noviembre) (Bayraktarov y Wild, 2014).

Esta secuencia climática determina la composición algal, especialmente por la proliferación de macroalgas entre enero y abril que luego disminuyen o desaparecen con el incremento de la temperatura del agua entre septiembre y noviembre (Bula-Meyer, 1990), quedando los sustratos duros que no han sido colonizados por macroinvertebrados, recubiertos por céspedes y algas costosas (Díaz-Pulido y Garzón-Ferreira, 2002).

La historia de perturbación local que han experimentado estos arrecifes en los últimos 50 años ha sido factor clave en los cambios de cobertura coralina (ver compilación en Friedlander *et al.*, 2014) y aumento de la cobertura algal, principalmente de céspedes algales (Vega-Sequeda *et al.*, 2008), que se estima hayan tenido un aumento anual promedio de 5,6 % en los últimos 14 años (Acosta *et al.*, 2018) y que en la actualidad son el componente bentónico más abundante (> 39 %) y el principal competidor (58,7 %) por espacio con corales escleractíneos (Gómez-Cubillos *et al.*, 2019).

MATERIALES Y MÉTODOS

Caracterización estructural de céspedes algales

Entre noviembre de 2016 y septiembre de 2017 se realizó el seguimiento de la comunidad algal creciendo sobre 120 colonias de corales masivos en dos arrecifes, ubicados en la Ensenada Granate (profundidad 10-16 m) y la bahía de Nenguange (profundidad 4-6 m) (Figura 1; Tabla 1). En cada arrecife se marcaron 20 colonias de cuatro especies de coral morfológicamente contrastantes (*Montastraea cavernosa* y *Pseudodiploria strigosa* en ambas estaciones, *Stephanocoenia intersepta* en Granate y *Siderastrea siderea* en Nenguange) que tuvieran parte de su esqueleto cubierto por césped, y donde era evidente la

are distinguished: major outcrop (December to April), no minor outcrop (May to June), minor outcrop or summer of San Juan (July to August), and no major outcrop (September to November) (Bayraktarov and Wild, 2014).

This climactic sequence determines the algal composition, especially due to the proliferation of macroalgae between January and April, which then decrease or disappear with the increase in water temperature between September and November (Bula-Meyer, 1990), leaving the hard substrates that do not have been colonized by macroinvertebrates, covered by turfs and crusted algae (Díaz-Pulido and Garzón-Ferreira, 2002).

The history of local disturbance that these reefs have experienced in the last 50 years has been a key factor in changes in coral cover (see compilation in Friedlander *et al.*, 2014) and increase in algal cover, mainly of algae turfs (Vega-Sequeda *et al.*, 2008), which are estimated to have had an average annual increase of 5.6 % in the last 14 years (Acosta *et al.*, 2018), and which are currently the most abundant benthic component (> 39 %) and the main competitor (58.7 %) for space with scleractine corals (Gómez-Cubillos *et al.*, 2019).

MATERIALS AND METHODS

Structural characterization of algal turfs

Between November 2016 and September 2017, the algal community was monitored growing on 120 massive coral colonies in two reefs, located in Ensenada Granate (depth 10-16 m) and Bay of Nenguange (depth 4-6 m) (Figure 1; Table 1). In each reef, 20 colonies of four morphologically contrasting coral species were marked (*Montastraea cavernosa* and *Pseudodiploria strigosa* in both seasons, *Stephanocoenia intersepta* in Granate, and *Siderastrea siderea* in Nenguange) that had part of their skeleton covered by turf, and where the presence was evident of active coral-turf interactions (Gómez-Cubillos *et al.*, 2019).

The characterization of the turf assemblages was carried out using the methodology proposed by Connell *et al.* (2014) and Harris (2015). In the first campaign, near the edge of interaction with living coral tissue, two cores of a coral skeleton covered with turf were extracted per colony, using a hammer and a 27 mm diameter metal impact punch (5.7 cm³) (Márquez and Zea, 2012). The first core was used to determine the composition and

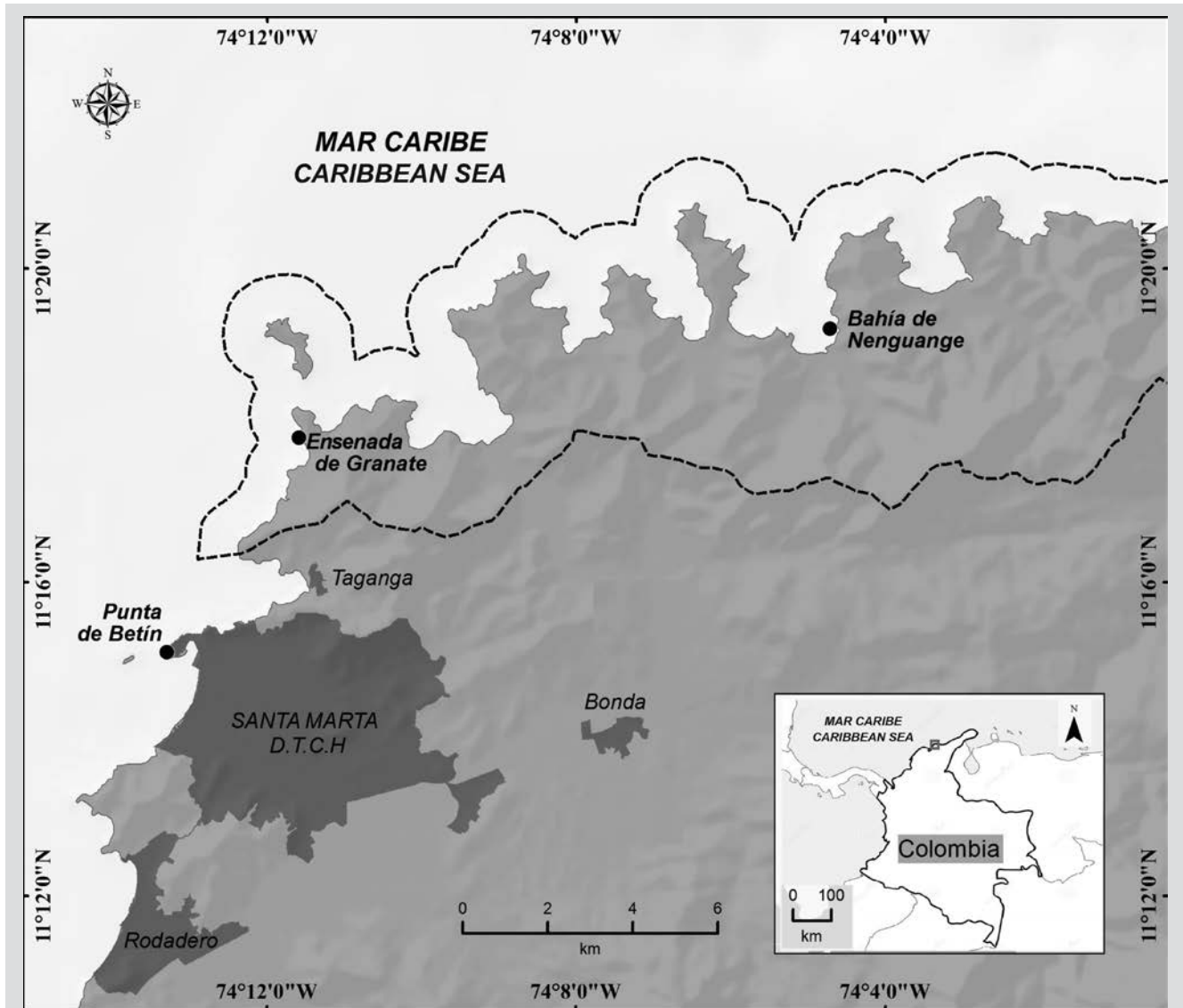


Figura 1. Ubicación de las estaciones en el PNN Tayrona, Caribe colombiano. La línea punteada corresponde al polígono que delimita el área protegida. Fuente: Felipe Valencia, especialista SIG.

Figure 1. Location of the stations in the Tayrona NNP, Colombian Caribbean. The dotted line corresponds to the polygon that delimits the protected area. Source: Felipe Valencia, GIS specialist.

presencia de interacciones activas coral-césped (Gómez-Cubillos *et al.*, 2019).

La caracterización de los ensamblajes de céspedes se realizó usando la metodología propuesta por Connell *et al.* (2014) y Harris (2015). En la primera campaña, cerca del borde de interacción con tejido vivo coralino, por colonia se extrajeron dos núcleos de esqueleto coralino cubierto con césped, empleando un martillo y un sacabocado metálico de impacto de 27 mm de diámetro (5,7 cm²) (Márquez y Zea, 2012). El primer núcleo se empleó para determinar la composición y abundancia por taxón algal, la altura del dosel, la cobertura y la densidad aparente de filamentos, y el segundo núcleo se utilizó para determinar la biomasa algal.

abundance by algal taxon, canopy height, cover, and apparent filament density, and the second core was used to determine algal biomass.

In the second campaign, during the macroalgal growth season, the macroalgae present (if any) were manually collected on the coral-turf interaction edges of all the marked colonies. In the last campaign, when the assemblies were made exclusively of turfs, on each interaction edge, a rectangular rubber frame (rim tire) of 4.5 cm² (3 cm long × 1.5 cm wide, simulating a surgical field), and with a 20 cm³ syringe the sediments accumulated by the turfs in the area delimited by the device were carefully sucked out.

En la segunda campaña, durante la temporada de proliferación macroalgal, se recolectaron manualmente las macroalgas presentes (si las había) sobre los bordes de interacción coral-césped de todas las colonias marcadas. En la última campaña, cuando los ensamblajes volvieron a ser de céspedes exclusivamente, sobre cada borde de interacción, se ubicó un marco de caucho (neumático de llanta) rectangular de 4,5 cm² (3 cm de largo × 1,5 cm de ancho, simulando un campo quirúrgico), y con una jeringa de 20 cm³ se succionaron cuidadosamente los sedimentos acumulados por los céspedes en el área delimitada por el dispositivo.

Turf-extracted cores and macroalgal samples were fixed in 4 % formalin solution in seawater, neutralized with hexamethylene-tetramine (20.g·L⁻¹), and stored in labeled plastic jars. The contents of the syringes were transferred to 100 ml plastic containers, and the sediments were allowed to settle for 48 h in distilled water to remove salts, then the excess water was removed and the residue was processed.

To estimate the composition and coverage (%) by algae species, the samples were wet-checked with a Leica-S6E stereoscope (1.0-4.0 X). By nucleus, coverage

Tabla 1. Cronograma de actividades desarrolladas en campo.

Table 1. Schedule of activities developed in the field.

Campaña/Campaign	Fecha/Date	Arrecife/Reef	Procedimiento/Process
Primera/First	Nov-2016	Granate	Extracción núcleos de esqueleto coralino cubiertos con césped/ Cores of a coral skeleton covered with turf
	Feb-2017	Nenguange	
Segunda/Second	Mar-2017	Granate	Recolección manual de macroalgas/ Manual collection of macroalgae
	May-2017	Nenguange	
Tercera/Third	Sep-2017	Granate y Nenguange	Recolección de sedimentos en bordes de interacción coral-césped/ Sediment collection at the edges of coral-turf interaction

Los núcleos extraídos con césped y las muestras de macroalgas se fijaron en solución de formalina al 4 % en agua de mar, neutralizada con hexametilén-tetramina (20.g·L⁻¹), y se almacenaron en tarros plásticos rotulados. El contenido de las jeringas se transvasó a recipientes plásticos de 100 ml, y los sedimentos se dejaron decantar durante 48 h en agua destilada para eliminar sales, luego se retiró el exceso de agua y se procesó el residuo.

Para estimar la composición y cobertura (%) por especie de alga, las muestras se revisaron en húmedo con estereoscopio Leica-S6E (1,0-4,0 X). Por núcleo, se estimó la cobertura (%) por morfotipo individual, categorizando en incrementos del 5 % (Fricke *et al.*, 2011) respecto al área total del núcleo. De cada morfotipo se preservó una muestra en viales plásticos individuales con formalina al 4 % neutralizada y se tomaron fotografías con microscopio óptico Leica-DM750 con cámara digital MiniVDD-CM500. La mayoría de los morfotipos se identificaron hasta nivel de género empleando las claves taxonómicas de Taylor (1960), Littler y Littler (2000) y Wynne (2011, 2017). Se llegó solo hasta este nivel taxonómico debido al tamaño reducido de

(%) was estimated by individual morphotype, categorizing in increments of 5 % (Fricke *et al.*, 2011) concerning the total area of the nucleus. A sample of each morphotype was preserved in individual plastic vials with neutralized 4 % formalin, and photographs were taken with a Leica-DM750 optical microscope with a MiniVDD-CM500 digital camera. Most of the morphotypes were identified to the genus level using the taxonomic keys of Taylor (1960), Littler and Littler (2000), and Wynne (2011, 2017). This taxonomic level was only reached due to the reduced size of the filaments and/or the absence of fertile structures or other morphologically important characteristics for their identification at the species level.

To estimate the height of the canopy, it was decided to use a stainless steel ruler with a millimeter scale, and measure three algal filaments at random. The values obtained were averaged to give a single value per core. Then, by the nucleus, the coverage (%) of the categories of algae turfs, crusted algae, and the bare skeleton was visually estimated (Purcell and Bellwood, 2001), and the apparent density of turf filaments or degree

los filamentos y/o a la ausencia de estructuras fértiles u otras características morfológicamente importantes para su identificación a nivel de especie

Para estimar la altura del dosel se decidió usar una regla de acero inoxidable con escala milimétrica, y medir al azar tres filamentos algales. Los valores obtenidos se promediaron para dar un solo valor por núcleo. Luego, por núcleo se estimó visualmente la cobertura (%) de las categorías céspedes algales, algas costrosas y esqueleto desnudo (Purcell y Bellwood, 2001), y se estimó la densidad aparente de filamentos del césped o grado de agregación de talos y ramas, a partir de las categorías: I) tapetes densamente agregados, con apariencia homogénea, conformados por filamentos cortos ($\sim < 2$ mm); II) tapetes moderadamente tupidos con filamentos cortos y largos ($\sim 2-5$ mm), y III) tapetes dispersos y altos ($\sim > 5$ mm) de ramas erectas y postradas.

Para determinar la biomasa algal, se modificó el método propuesto por Fricke *et al.* (2011). Cada núcleo se revisó en húmedo empleando estereoscopio (1,0-2,0 X). Primero se retiraron los organismos diferentes al césped (anélidos, esponjas, algas costrosas, entre otros), y con instrumental de odontología (exploradores, curetas y cucharillas) se rasparon los filamentos del césped. El material obtenido se descalcificó con HCl 10 % durante 1 h, y la solución se tamizó (filtros de 180 μm y 70 μm) para eliminar restos coralinos y terrígenos. El residuo se pesó con balanza analítica OHAUS-PA313 sobre un filtro de papel previamente pesado. La muestra se mantuvo en estufa por 3 días a 60 °C y luego se pesó. La biomasa algal ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$) se calculó dividiendo el valor del peso seco de la muestra entre el área muestreada ($5,7\text{ cm}^{-2}$).

Para determinar la cantidad de sedimentos acumulados por los céspedes, el residuo de los sedimentos obtenidos por decantación se separó en dos fracciones (arenas y limos) empleando un tamiz de 63 μm . Cada fracción se secó en estufa por 2 días a 105 °C y se pesó. La cantidad total de sedimentos por muestra y por fracción ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$) se calculó dividiendo el peso de la muestra seca entre el área muestreada ($4,5\text{ cm}^{-2}$).

Análisis de datos

Las variables evaluadas se caracterizaron con estadística descriptiva y diagramas de cajas y bigotes. Luego para las variables cuantitativas continuas se probaron los supuestos de normalidad (Shapiro-Wilk) y homogeneidad de varianzas (Levene's) (Underwood, 1997).

of aggregation of thallus and branches was estimated. From the categories: I) densely aggregated mats, with a homogeneous appearance, made up of short filaments ($\sim < 2$ mm); II) moderately dense mats with short and long filaments ($\sim 2-5$ mm), and III) sparse and tall mats ($\sim > 5$ mm) of erect and prostrate branches.

To determine the algal biomass, the method proposed by Fricke *et al.* (2011). Each core was wet-checked using a stereoscope (1.0-2.0 X). First, the organisms other than turf were removed (annelids, sponges, crusted algae, among others), and with dental instruments (explorers, curettes, and teaspoons) the filaments of the turf were scraped. The material obtained was decalcified with 10 % HCl for 1 h, and the solution was sieved (180 μm and 70 μm filters) to remove coral and terrigenous remains. The residue was weighed with an OHAUS-PA313 analytical balance on a previously weighed paper filter. The sample was kept in an oven for 3 days at 60 °C and then weighed. The algal biomass ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$) was calculated by dividing the value of the dry weight of the sample by the sampled area (5.7 cm^{-2}).

To determine the amount of sediment accumulated by turfs, the sediment residue obtained by decantation was separated into two fractions (sand and silt) using a 63 μm sieve. Each fraction was dried in an oven for 2 days at 105 °C and weighed. The total amount of sediment per sample and per fraction ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$) was calculated by dividing the weight of the dry sample by the sampled area (4.5 cm^{-2}).

Analysis of data

The variables evaluated were characterized by descriptive statistics and box-and-whisker diagrams. Then, for the continuous quantitative variables, the assumptions of normality (Shapiro-Wilk) and homogeneity of variances (Levene's) (Underwood, 1997) were tested.

By reef and type of substrate (coral species), a matrix was made with the frequency (percentage relationship between the number of times the morphotype is recorded and the total number of nuclei per coral species evaluated) and coverage (%) of the genera of Identified turf algae. The coverage data were transformed using the arcsine formula (Sokal and Rohlf, 1981).

To establish differences in the composition of turf assemblages between reefs and substrates, with the transformed coverage matrix and the Bray-Curtis similarity

Por arrecife y tipo de sustrato (especie de coral) se elaboró una matriz con la frecuencia (relación porcentual entre el número de veces que se registra el morfotipo y el total de núcleos por especie coralina evaluados) y cobertura (%) de los géneros de algas del césped identificados. Los datos de cobertura se transformaron empleando la fórmula de arcoseno (Sokal y Rohlf, 1981).

Para establecer diferencias en la composición de los ensamblajes de céspedes entre arrecifes y sustratos, con la matriz de cobertura transformada y el índice de similitud de Bray-Curtis se realizó un Análisis de Similitud (ANOSIM) a dos vías y un Análisis de Porcentaje de Similitud (SIMPER) (Clarke y Warwick, 2001), empleando el programa Primer 6 versión 6.1.13 a un nivel de confianza del 95 %.

Mediante pruebas no paramétricas de Mann-Whitney (M-WU), Kruskal-Wallis (K-W) y *post-hoc* (Agresti, 2002) se determinaron diferencias estadísticas entre arrecifes y sustratos respecto a la altura del dosel, biomasa algal y cantidad total de sedimentos acumulados. Con tablas de contingencia y pruebas de independencia de χ^2 (Sokal y Rohlf, 1981) se identificó la asociación entre el arrecife y el sustrato con las variables expresadas en porcentajes (cobertura por categorías, densidad de filamentos y fracción de sedimentos).

Empleando correlaciones de Spearman (González y Pérez, 2009), se identificó de manera general y por arrecife, la interdependencia entre la cantidad total y por fracción de sedimentos acumulados en bordes de interacción coral-césped con las variables cobertura (%) por taxa, altura de dosel y biomasa algal. Los análisis se realizaron con el programa Statgraphics Centurion XVI versión 16.1.18. a un nivel de confianza del 95 %.

RESULTADOS

Composición, presencia de taxa diagnósticos y persistencia del ensamblaje

Se identificaron 30 taxa a nivel de género, pertenecientes a 13 órdenes y 18 familias (Tabla 2). Las Rhodophyta fueron las algas más diversas (20 géneros), seguidas por las Chlorophyta (cinco géneros), las Phaeophyceae (cuatro géneros) y las cianobacterias (un género y tres morfotipos). Además, se registró la presencia de los géneros *Anotrichium* y *Corallophila*, taxa reconocidos como perjudiciales para los corales (Díaz-Pulido y McCook, 2002; Jompa y McCook, 2003b).

index, a two-way Analysis of Similarity (ANOSIM) and a Percentage of Similarity Analysis (SIMPER) were performed (Clarke and Warwick, 2001), using the Primer 6 version 6.1.13 program at a 95 % confidence level.

Utilizing non-parametric tests of Mann-Whitney (M-WU), Kruskal-Wallis (KW), and posthoc (Agresti, 2002) statistical differences between reefs and substrates were determined regarding the height of the canopy, algal biomass, and total amount of accumulated sediment. With contingency tables and χ^2 independence tests (Sokal and Rohlf, 1981) the association between the reef and the substrate was identified with the variables expressed in percentages (coverage by categories, the density of filaments, and a fraction of sediments).

Using Spearman correlations (González and Pérez, 2009), the interdependence between the total amount and the fraction of accumulated sediments on the edges of coral-turf interaction was identified in a general way and by a reef, with the variables coverage (%) by taxa, canopy height, and algal biomass. The analyzes were performed with the Statgraphics Centurion XVI program version 16.1.18. at a 95 % confidence level.

RESULTS

Composition, presence of diagnostic taxa, and persistence of the assembly

Thirty taxa were identified at the genus level, belonging to 13 orders and 18 families (Table 2). The Rhodophyta were the most diverse algae (20 genera), followed by the Chlorophyta (five genera), the Phaeophyceae (four genera), and the cyanobacteria (one genus and three morphotypes). Also, the presence of the *Anotrichium* and *Corallophila* genera, taxa recognized as harmful to corals, was recorded (Díaz-Pulido and McCook, 2002; Jompa and McCook, 2003b).

In Granate, the turfs were composed of 23 genera (Table 2). In all substrates or coral skeletons, *Amphiroa* and *Gelidium* were the most frequent genera, and in 61 % of the skeletons of *S. intersepta* the genus *Dictyota* was found. The genera *Corallophila*, *Taenioma*, and *Chaetomorpha* were not recorded on this reef (Figure 2A).

In Nenguange, the turfs were made up of 24 genera (Table 2). In general, *Polysiphonia*, *Chondria*,

En Granate, los céspedes estuvieron compuestos por 23 géneros (Tabla 2). En todos los sustratos o esqueletos de coral, *Amphiroa* y *Gelidium* fueron los géneros más frecuentes, y en el 61 % de los esqueletos de *S. intersepta* se encontró el género *Dictyota*. En este arrecife no se registraron los géneros *Corallophila*, *Taenioma* y *Chaetomorpha* (Figura 2A).

En Nenguange, los céspedes estuvieron conformados por 24 géneros (Tabla 2). En general, *Polysiphonia*, *Chondria* y *Herposiphonia* fueron los géneros más frecuentes en los tres tipos de sustratos. Adicionalmente, sobre esqueletos de *M. cavernosa*, los géneros *Ceramium*, *Sphacelaria*, *Cladophora* y *Gelidium*, y sobre esqueletos de *P. strigosa*, los géneros *Amphiroa* y *Gelidiopsis* registraron una frecuencia superior al 50 %. En este arrecife no se registraron los géneros *Parviphycus* y *Dictyota* (Figura 2B).

Tabla 2. Listado taxonómico de géneros y posibles especies [identificación tentativa] que conforman los ensamblajes de algas que interactúan con tejido vivo de corales masivos en arrecifes del PNN Tayrona, Caribe colombiano. En cada arrecife la primera fecha corresponde a céspedes algales (núcleos de esqueleto coralino) y la segunda a macroalgas que recubrían los bordes de interacción durante le época de florecimiento macroalgal. † Taxa ya registrados en el PNN Tayrona por Díaz-Pulido y Díaz-Ruiz, 2003. ‡ Presencia estructuras reproductivas.

and *Herposiphonia* were the most frequent genera in the three types of substrates. Additionally, on skeletons of *M. cavernosa*, the genera *Ceramium*, *Sphacelaria*, *Cladophora*, and *Gelidium*, and skeletons of *P. strigose*, the genera *Amphiroa* and *Gelidiopsis* registered a frequency higher than 50 %. The genera *Parviphycus* and *Dictyota* were not recorded on this reef (Figure 2B).

ANOSIM showed that between reefs there are differences in the coverage (%) of the genera that make up the assemblages of turf (nuclei), but with overlapping groups ($R_{\text{global}} = 0.46$; significance level 0.1 %), while There are no statistical differences between substrates ($R_{\text{global}} = 0.12$; significance level 0.1 %).

Table 2. Taxonomic list of genera and possible species [tentative identification] that make up the assemblages of algae that interact with the living tissue of massive corals in reefs of the Tayrona NNP, Colombian Caribbean. In each reef, the first date corresponds to algae turfs (coralline skeleton nuclei), and the second to macroalgae that covered the interaction edges during the macroalgal flowering season. † Tax already registered in the Tayrona PNN by Díaz-Pulido and Díaz-Ruiz, 2003. ‡ Presence of reproductive structures.

Taxa	Arrecife/Fecha / Reef/Date			
	Granate		Nenguange	
	Nov-16	Mar-17	Feb-17	May-17
Cyanophyceae				
Oscillatoriales				
Oscillatoriaceae				
<i>Lyngbya</i> sp †	X		X	
Otras cianobacterias	X		X	
Rhodophyceae				
Corallinales				
Lithophyllaceae				
<i>Amphiroa</i> sp †	X	X	X	X
Gelidiales				
Gelidiellaceae				
<i>Gelidium</i> sp1 [<i>Gelidium</i> cf. <i>americanum</i> (W.R.Taylor) Santelices †]	X		X	
<i>Gelidium</i> sp2 [<i>Gelidium</i> cf. <i>pusillum</i> (Stackhouse) LeJolis †]	X			
<i>Parviphycus</i> sp1	X			



Taxa	Arrecife/Fecha / Reef/Date			
	Granate		Nenguange	
	Nov-16	Mar-17	Feb-17	May-17
<i>Parviphycus</i> sp2	X			
<i>Gelidiella</i> sp [†]	X		X	
Pterocladaceae				
<i>Pterocladia</i> sp1	X		X	
Nemaliales				
Galaxauraceae				
<i>Galaxaura</i> sp [†]		X		
Rhodymeniales				
Champiaceae				
<i>Champia</i> sp [†]		X		
Lomentariaceae				
<i>Ceratodictyon</i> sp [†]	X	X	X	
<i>Ceratodictyon</i> sp1 [<i>Ceratodictyon</i> cf. <i>variable</i> (J.Agardh) R.E.Norris [†]]	X		X	
<i>Ceratodictyon</i> sp2 [<i>Ceratodictyon</i> cf. <i>scoparium</i> (Montagne & Millardet) R.E.Norris [†]]	X			
<i>Ceratodictyon</i> sp3 [<i>Ceratodictyon</i> cf. <i>planicaule</i> (W.R.Taylor) M.J.Wynne [†]]	X			
Ceramiales				
Ceramiaceae				
<i>Ceramium</i> sp [†]	X		X	X
<i>Corallophila</i> sp [†]			X	
Wrangeliaceae				
<i>Anotrichium</i> sp. [<i>Anotrichium</i> cf. <i>tenue</i> (C.Agardh) Nägeli [†]]	X	X	X	
<i>Griffithsia</i> sp. [<i>Griffithsia</i> cf. <i>schousboei</i> Montagne [†]]	X [‡]	X	X	
<i>Lejolisia</i> sp.	X		X	
Delesseriaceae				
<i>Martensia</i> sp.		X		X
Rhodomelaceae				
<i>Chondria</i> sp1	X [‡]		X	
<i>Chondria</i> sp2	X [‡]			
<i>Chondria</i> sp3 [†]			X	
<i>Herposiphonia</i> sp.	X		X	
<i>Melanothamnus</i> sp.	X		X	
<i>Polysiphonia</i> sp1 [<i>Polysiphonia</i> cf. <i>howei</i> Hollenberg [†]]			X	
<i>Polysiphonia</i> sp2 [†]	X		X	

Taxa	Arrecife/Fecha / Reef/Date			
	Granate		Nenguange	
	Nov-16	Mar-17	Feb-17	May-17
Delesseriaceae				
<i>Taenioma</i> sp [†]			X	
Phaeophyceae				
Ectocarpales				
Ectocarpaceae				
<i>Ectocarpus</i> sp [†]	X		X	
Sphacelariales				
Sphacelariaceae				
<i>Sphacelaria</i> sp1 [<i>Sphacelaria</i> cf. <i>rigidula</i> Kützinger [†]]	X		X	
<i>Sphacelaria</i> sp2 [†]	X		X	
Dictyotales				
Dictyotaceae				
<i>Dictyota</i> sp1 [†]	X [†]			
<i>Dictyota</i> sp2		X		
<i>Dictyota</i> sp3 [<i>Dictyota</i> cf. <i>bartayresiana</i> J.V.Lamouroux [†]]		X		
<i>Dictyota</i> sp4		X		X
<i>Dictyota</i> sp5 [<i>Dictyota</i> cf. <i>hamifera</i> Setchell [†]]		X		
Fucales				
Sargassaceae				
<i>Sargassum</i> sp [†]		X		
Chlorophyceae				
Ulvales				
Ulviceae				
<i>Ulva</i> sp. [<i>Ulva</i> cf. <i>flexuosa</i> Wulfen [†]]	X	X	X	
Cladophorales				
Cladophoraceae				
<i>Cladophora</i> sp.	X	X	X	
<i>Bryobesia</i> sp.		X		
<i>Chaetomorpha</i> sp [†]			X	
Bryopsidales				
Bryopsidaceae				
<i>Bryopsis</i> sp [†]	X		X	

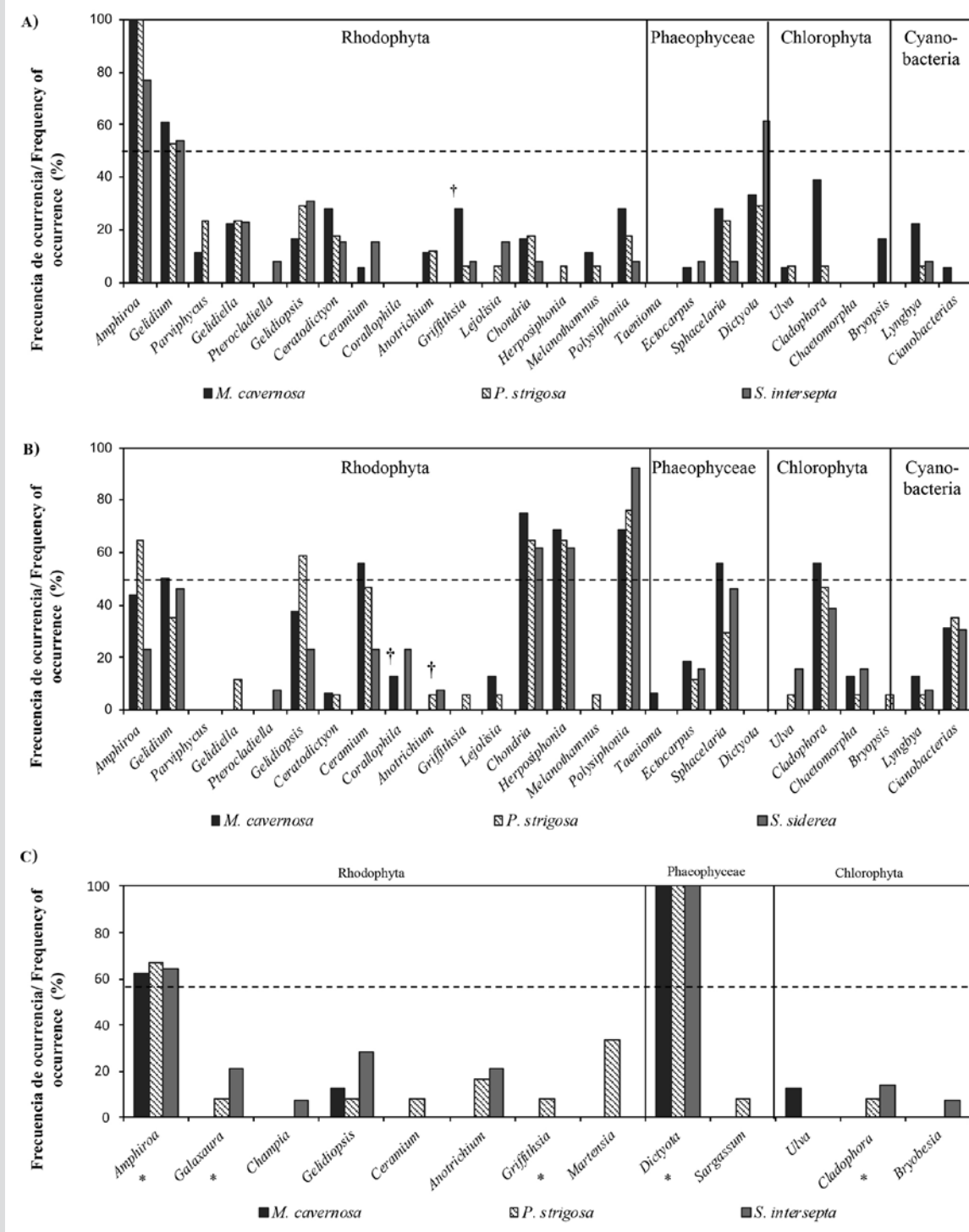


Figura 2. Frecuencia de ocurrencia (%) de los géneros que componen los ensamblajes algales que crecen sobre esqueletos de coral, en los arrecifes **A)** Granate (n = 48 colonias; nov de 2016); **B)** Nenguange (n = 46; feb de 2017) y **C)** Granate (n = 33; mar de 2017). **A)** y **B)** corresponden a los céspedes encontrados en los núcleos, y **C)** a las macroalgas recolectadas manualmente que recubrirán los bordes de interacción durante el florecimiento macroalgal (Nenguange no se incluye porque el florecimiento macroalgal allí fue mínimo). Las cruces (†) indican taxa reconocidos como perjudiciales para los corales y los asteriscos (*) los géneros encontrados solamente durante el florecimiento macroalgal. La línea punteada representa el corte de la frecuencia al 50 %.

Figure 2. Frequency of occurrence (%) of the genera that make up the algal assemblages that grow on coral skeletons, in the reefs **A)** Garnet (n = 48 colonies; Nov 2016); **B)** Nenguange (n = 46; Feb 2017) and **C)** Garnet (n = 33; Mar 2017). **A)** and **B)** correspond to the turfs found in the cores, and **C)** to the manually collected macroalgae that covered the interaction edges during the macroalgal bloom (Nenguange is not included because the macroalgal bloom there was minimal). The crosses (†) indicate taxa recognized as damaging to corals and the asterisks (*) the genera found only during macroalgal bloom. The dotted line represents the frequency cutoff at 50 %.

El ANOSIM mostró que entre arrecifes existen diferencias en la cobertura (%) de los géneros que componen los ensamblajes de céspedes (núcleos), pero con superposición de grupos ($R_{\text{global}} = 0,46$; nivel de significancia 0,1 %), mientras que entre sustratos no existen diferencias estadísticas ($R_{\text{global}} = 0,12$; nivel de significancia 0,1 %).

El SIMPER por arrecife (Tabla 3) mostró que en Granate los ensamblajes de céspedes estuvieron conformados en más del 80 % por algas foliáceas (*Dictyota*), erectas corticadas (Gelidiales) y calcáreas articuladas (*Amphiroa*), pero de tamaño pequeño (Figura 2A). Por el contrario, en Nenguange el principal aporte lo hicieron algas filamentosas (*Polysiphonia*, *Herposiphonia* y *Sphacelaria*) y pequeñas erectas corticadas (*Chondria* y Gelidiales) (Figura 2B). Además, se identificó que 10 géneros contribuyeron con más de 50 % de la disimilitud entre estaciones (Tabla 3).

Tabla 3. Géneros de algas del césped que definen la similitud dentro y disimilitud entre estaciones. Resultados obtenidos del SIMPER. Convenciones: AP = abundancia promedio. SP = similitud promedio. Sim=Similitud. SD = Desviación estándar. CTB = Contribución porcentual. ACM = Porcentaje acumulado.

The SIMPER per reef (Table 3), showed that in Granate the turf assemblages were made up of more than 80 % of foliaceous (*Dictyota*), erect corticated (Gelidiales), and articulated calcareous (*Amphiroa*) algae, but of small size (Figure 2A). On the contrary, in Nenguange the main contribution was made by filamentous algae (*Polysiphonia*, *Herposiphonia*, and *Sphacelaria*) and small erect corticates (*Chondria* and Gelidiales) (Figure 2B). Also, it was identified that 10 genera contributed more than 50 % of the dissimilarity between stations (Table 3).

In 2017, during and immediately after the months of the coastal outcrop (March to May), when a visual inspection of the marked colonies was made and the macroalgae that covered the interface with living coral tissue were manually collected, only in Granate a transition from turfs to macroalgae beds. This new assemblage in

Table 3. Turf algae genera that define similarity within and dissimilarity between seasons. Results obtained from SIMPER. Conventions: AP = average abundance. SP = average similarity. Sim = Similarity. SD = Standard deviation. CTB = Percentage contribution. ACM = Accumulated percentage.

	AP	SP	Sim/SD	CTB %	ACM %
Similitud dentro de los arrecifes/Similarity within reefs					
Granate (30.46 %)					
<i>Amphiroa</i>	23.95	15.22	1.83	49.98	49.98
<i>Gelidium</i>	18.98	6.70	0.60	21.99	71.97
<i>Dictyota</i>	10.57	2.53	0.40	8.31	80.28
<i>Gelidiella</i>	9.27	1.26	0.20	4.13	84.41
<i>Gelidiopsis</i>	8.33	1.20	0.23	3.94	88.35
<i>Ceratodictyon</i>	7.68	1.00	0.18	3.27	91.63
Nenguange (38.86 %)					
<i>Polysiphonia</i>	23.88	10.83	1.09	27.87	27.87
<i>Chondria</i>	15.37	6.05	0.86	15.57	43.44
<i>Herposiphonia</i>	13.68	5.11	0.80	13.15	56.60
<i>Sphacelaria</i>	12.69	2.80	0.43	7.20	63.80
<i>Gelidiopsis</i>	11.15	2.75	0.43	7.08	70.87
<i>Gelidium</i>	10.11	2.58	0.46	6.65	77.53
<i>Cladophora</i>	8.83	2.45	0.52	6.30	83.83
<i>Amphiroa</i>	8.98	2.31	0.48	5.94	89.77
<i>Ceramium</i>	8.88	2.16	0.46	5.57	95.33

	AP	SP	Sim/SD	CTB %	ACM %
Dissimilarity between reefs (80.94 %)					
	Granate	Nenguange			
<i>Polysiphonia</i>	5.02	23.88	9.17	1.33	11.33
<i>Gelidium</i>	18.98	10.11	7.48	1.07	9.24
<i>Amphiroa</i>	23.95	8.98	7.26	1.38	8.97
<i>Gelidiopsis</i>	8.33	11.15	5.87	0.89	7.25
<i>Chondria</i>	2.88	15.37	5.75	1.22	7.11
<i>Sphacelaria</i>	5.62	12.69	5.71	0.80	7.05
<i>Herposiphonia</i>	0.27	13.68	5.33	1.16	6.59
<i>Dictyota</i>	10.57	0.00	4.19	0.66	5.18
<i>Gelidiella</i>	9.27	1.38	4.18	0.50	5.16
<i>Cladophora</i>	3.27	8.83	3.77	0.86	4.66
<i>Ceramium</i>	1.04	8.88	3.57	0.73	4.41
<i>Ceratodictyon</i>	7.68	1.23	3.43	0.50	4.24
Cianobacterias	0.27	6.28	2.47	0.66	3.05
<i>Parviphycus</i>	4.32	0.00	1.68	0.33	2.07
<i>Ectocarpus</i>	0.94	3.31	1.58	0.43	1.96
<i>Malanothamnus</i>	3.36	0.40	1.53	0.26	1.89

En 2017, durante e inmediatamente después de los meses de afloramiento costero (marzo a mayo), cuando se realizó una inspección visual de las colonias marcadas y se recolectaron manualmente las macroalgas que recubrían la interface con tejido vivo coralino, solo en Granate se evidenció una transición de céspedes a lechos de macroalgas. Este nuevo ensamblaje en Granate estuvo conformado por 13 taxa (Tabla 2), de los cuales 8 géneros ya se habían encontrado en las muestras del césped, pero ahora con crecimiento frondoso; se registraron cinco géneros adicionales (*Galaxaura*, *Champia*, *Martensia*, *Sargassum* y *Bryobesia*), y se confirmó que *Dictyota* y *Amphiroa* son los géneros dominantes (Figura 2C). Se aclara que en septiembre de 2017 estas macroalgas desaparecieron, volviendo a dominar los céspedes algales (que no se cuantificaron nuevamente). En Nenguange, en cambio, solo una colonia de *P. strigosa* fue colonizada por macroalgas en mayo de 2017, siendo los céspedes el ensamblaje dominante durante todo el periodo de investigación (febrero a septiembre de 2017).

Granate consisted of 13 taxa (Table 2), of which 8 genera had already been found in the turf samples, but now with bushy growth; five additional genera were recorded (*Galaxaura*, *Champia*, *Martensia*, *Sargassum*, and *Bryobesia*), and *Dictyota* and *Amphiroa* were confirmed to be the dominant genera (Figure 2C). It is clarified that in September 2017 these macroalgae disappeared, re-dominating the algal turfs (which were not quantified again). In Nenguange, on the other hand, only one colony of *P. strigosa* was colonized by macroalgae in May 2017, with turfs being the dominant assemblage throughout the research period (February to September 2017).

Canopy height

No significant differences were found in canopy height between reefs (M-W U = 8575.0; $n_{\text{Granate}} = 144$; $n_{\text{Nenguange}} = 138$; $P < 0.05$). In Granate the average height of the turf was 5.1 ± 0.20 mm (variations between 2.0 and 16.0 mm), and in Nenguange it was 4.5 ± 0.17 mm (variations between 1.0 and 12.0 mm).

Altura del dosel

No se encontraron diferencias significativas en la altura del dosel entre arrecifes (M-W $U = 8575,0$; $n_{\text{Granate}} = 144$; $n_{\text{Nenguange}} = 138$; $P < 0,05$). En Granate la altura promedio del césped fue de $5,1 \pm 0,20$ mm (variaciones entre 2,0 y 16,0 mm), y en Nenguange de $4,5 \pm 0,17$ mm (variaciones entre 1,0 y 12,0 mm).

Según los sustratos, en Granate no se encontraron diferencias (K-W = 0,6; $P > 0,05$), pero en Nenguange sí (K-W = 14,1; $P < 0,05$), ya que los céspedes sobre esqueletos de *P. strigosa* fueron estadísticamente más altos que sobre esqueletos de *M. cavernosa* y *S. siderea* (Figure 3).

According to the substrates, in Granate, no differences were found (KW = 0.6; $P > 0.05$), but in Nenguange there were (KW = 14.1; $P < 0.05$), since the turfs on skeletons *P. strigosa* were statistically higher than on skeletons of *M. cavernosa* and *S. siderea* (Figure 3).

Coverage and apparent density of filaments

In general, the percentage of coverage in the cores of the three categories defined a priori (algae turfs, crusted algae and bare skeleton) varied between reefs ($\text{Chi}^2 = 6061.5$; $P < 0.05$; GL = 186) and between substrates (Granate: $\text{Chi}^2 = 3110.4$; $P < 0.05$; GL = 94 and Nenguange: $\text{Chi}^2 = 1888.8$; $P < 0.05$; GL = 90).

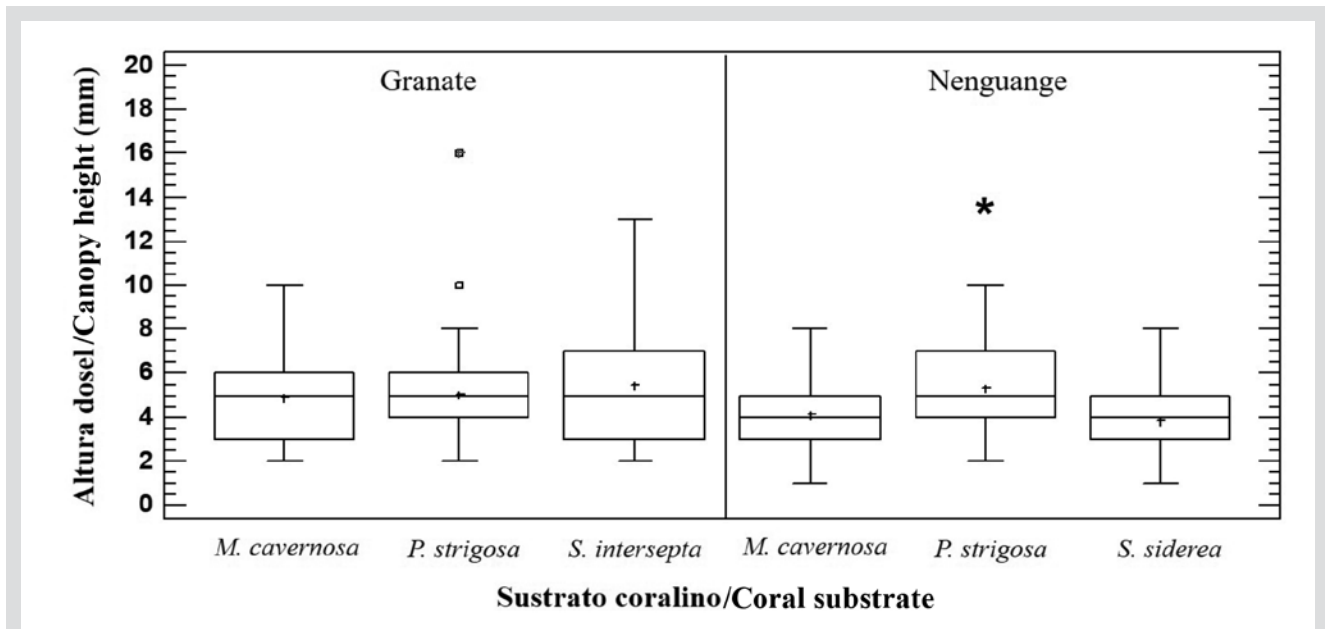


Figura 3. Altura del dosel (mm) de los céspedes que crecen sobre esqueletos coralinos en porciones adyacentes a interacciones con tejido vivo coralino, en los arrecifes de Granate y Nenguange (PNN Tayrona). Las barras horizontales indican las medianas, las cajas el primer y tercer cuartil, los bigotes el rango de datos, la cruz (+) el promedio, los cuadrados los valores extremos y el asterisco (*) indica cual sustrato tuvo promedio significativamente diferente.

Figure 3. Canopy height (mm) of turfs growing on coral skeletons in portions adjacent to interactions with living coral tissue, in the Granate and Nenguange reefs (PNN Tayrona). The horizontal bars indicate the medians, the boxes the first and third quartiles, the whiskers the data range, the cross (+) the average, the squares the extreme values, and the asterisk (*) indicates which substrate had a significantly different average.

Cobertura y densidad aparente de filamentos

En general, el porcentaje de cobertura en los núcleos de las tres categorías definidas *a priori* (céspedes algales, algas costrosas y esqueleto desnudo) varió entre arrecifes ($\text{Chi}^2 = 6061,5$; $P < 0,05$; GL = 186) y entre sustratos (Granate: $\text{Chi}^2 = 3110,4$; $P < 0,05$; GL = 94 y Nenguange: $\text{Chi}^2 = 1888,8$; $P < 0,05$; GL = 90).

No obstante, el análisis individual por categorías mostró que la cobertura de céspedes, aunque si varía

However, the individual analysis by categories showed that the turf cover, although it varies between reefs (KW = 23.4; $P < 0.05$) does not vary between substrates (Granate: KW = 1.8; $P > 0.05$ and Nenguange: KW = 0.7; $P > 0.05$). In Nenguange, turfs occupied 84.3 ± 2.3 % (*M. cavernosa* = 78.8 ± 5.3 %, *P. strigosa* = 87.1 ± 2.7 % and *S. siderea* = 87.1 ± 2.6 %), while, in Granate, they represented 61.9 ± 3.5 % (*M. cavernosa* = 61.7 ± 5.8 %; *P. strigosa* = 67.1 ± 5.7 % and *S. intersepta* = 55.4 ± 6.8 %) (Figure 4A).

entre arrecifes (K-W = 23,4; $P < 0,05$) no varía entre sustratos (Granate: K-W = 1,8; $P = > 0,05$ y Nenguange: K-W = 0,7; $P = > 0,05$). En Nenguange, los céspedes ocuparon $84,3 \pm 2,3$ % (*M. cavernosa* = $78,8 \pm 5,3$ %, *P. strigosa* = $87,1 \pm 2,7$ y *S. siderea* = $87,1 \pm 2,6$ %), mientras que en Granate representaron $61,9 \pm 3,5$ % (*M. cavernosa* = $61,7 \pm 5,8$ %; *P. strigosa* = $67,1 \pm 5,7$ % y *S. intersepta* = $55,4 \pm 6,8$ %) (Figura 4A).

Para las algas costrosas también se encontraron diferencias entre arrecifes (K-W = 10,4; $P < 0,05$). Entre sustratos solo se hallaron diferencias en Granate (K-W = 6,8; $P = < 0,05$), donde esta cobertura representó $24,2 \pm 4,1$ %, siendo significativamente mayor sobre esqueletos de *S. intersepta* ($36,2 \pm 8,2$ %), respecto a *M. cavernosa* ($25,0 \pm 6,4$ %) y *P. strigosa* ($14,1 \pm 6,3$ %). En Nenguange no se encontraron diferencias entre sustratos (K-W = 1,7; $P = 0,05$), y estas algas representaron solo $6,5 \pm 1,9$ % de la cobertura de los núcleos (*M. cavernosa* = $10,6 \pm 4,2$ %; *P. strigosa* = $4,7 \pm 2,7$ % y *S. siderea* = $3,8 \pm 1,8$ %) (Figura 4A).

Para la categoría esqueleto desnudo, no se encontraron diferencias entre arrecifes (K-W = 0,9; $P > 0,05$) ni entre sustratos (Granate: K-W = 3,7; $P = > 0,05$ y Nenguange: K-W = 0,9; $P = > 0,05$). En Granate, esta categoría representó $14,0 \pm 2,7$ % de la cobertura de los núcleos (*M. cavernosa* = $13,3 \pm 5,2$ %; *P. strigosa* = $18,8 \pm 4,6$ % y *S. intersepta* = $8,5 \pm 3,6$ %), y en Nenguange $9,1 \pm 1,7$ % (*M. cavernosa* = $10,6 \pm 3,8$ %; *P. strigosa* = $8,2 \pm 2,1$ % y *S. siderea* = $8,5 \pm 2,7$ %) (Figura 4A).

Las pruebas de independencia mostraron que la densidad de filamentos depende del arrecife ($\text{Chi}^2 = 296,5$; $P < 0,05$; GL = 10) y el sustrato coralino (Granate: $\text{Chi}^2 = 36,2$; $P < 0,05$; GL = 4 y Nenguange: $\text{Chi}^2 = 82,4$; $P < 0,05$; GL = 4). En Granate, dominaron los tapetes moderadamente tupidos (45,8 %) y dispersos altos (39,6 %), mientras que los tapetes densos y cortos solo representaron 14,6 %. Por el contrario, en Nenguange dominaron los céspedes densos y cortos (65,2 %), mientras que los tapetes moderadamente tupidos y dispersos altos representaron solo 21,7 % y 13,0 %, respectivamente (Figura 4B).

Biomasa algal

No se encontraron diferencias significativas en la biomasa algal entre arrecifes (M-WU = 1120,0; $n_{\text{Granate}} = 49$; $n_{\text{Nenguange}} = 46$; $P > 0,05$), pero si entre sustratos (Granate:

Differences between reefs were also found for crusted algae (K-W = 10,4; $P < 0,05$). Between substrates, differences were only found in Granate (KW = 6,8; $P = < 0,05$), where this coverage represented $24,2 \pm 4,1$ %, being significantly higher on skeletons of *S. intersepta* ($36,2 \pm 8,2$ %), compared to *M. cavernosa* ($25,0 \pm 6,4$ %) and *P. strigosa* ($14,1 \pm 6,3$ %). In Nenguange no differences were found between substrates (KW = 1,7; $P = > 0,05$), and these algae represented only $6,5 \pm 1,9$ % of the nuclei coverage (*M. cavernosa* = $10,6 \pm 4,2$ %; *P. strigosa* = $4,7 \pm 2,7$ % and *S. siderea* = $3,8 \pm 1,8$ %) (Figure 4A).

For the bare skeleton category, no differences were found between reefs (KW = 0,9; $P > 0,05$) or between substrates (Granate: KW = 3,7; $P = > 0,05$ and Nenguange: KW = 0,9; $P = > 0,05$). In Granate, this category represented $14,0 \pm 2,7$ % of the nuclei coverage (*M. cavernosa* = $13,3 \pm 5,2$ %; *P. strigosa* = $18,8 \pm 4,6$ % and *S. intersepta* = $8,5 \pm 3,6$ %), and in Nenguange $9,1 \pm 1,7$ % (*M. cavernosa* = $10,6 \pm 3,8$ %; *P. strigosa* = $8,2 \pm 2,1$ % and *S. siderea* = $8,5 \pm 2,7$ %) (Figure 4A).

The independence tests showed that the filament density depends on the reef ($\text{Chi}^2 = 296,5$; $P < 0,05$; GL = 10) and the coral substrate (Granate: $\text{Chi}^2 = 36,2$; $P < 0,05$; GL = 4 and Nenguange: $\text{Chi}^2 = 82,4$; $P < 0,05$; GL = 4). In Granate, moderately dense rugs (45,8 %) and tall scattered rugs (39,6 %) dominated, while dense and short rugs only represented 14,6 %. In contrast, in Nenguange dense and short turfs dominated (65,2 %), while moderately dense and sparse tall rugs accounted for only 21,7 % and 13,0 %, respectively (Figure 4B).

Algal biomass

No significant differences were found in algal biomass between reefs (M-WU = 1120,0; $n_{\text{Granate}} = 49$; $n_{\text{Nenguange}} = 46$; $P > 0,05$), but there were between substrates (Granate: KW = 10,9; $P < 0,05$ and Nenguange: KW = 19,5; $P < 0,05$). In Granate, the algal biomass was higher on skeletons of *P. strigosa*, and in Nenguange it was significantly lower on skeletons of *S. siderea* (Figure 5).

In Granate, the average algal biomass was $0,012 \pm 0,002$ g·cm⁻² with variations between 0,077 and 0,002 g·cm⁻² (*M. cavernosa* = $0,007 \pm 0,001$ g·cm⁻²; *P. strigosa* = $0,021 \pm 0,005$ g·cm⁻² and *S. intersepta* = $0,008 \pm 0,003$ g·cm⁻²), and in Nenguange it was $0,010 \pm 0,001$ g·cm⁻² with variations between 0,036 and 0,002 g·cm⁻² (*M. cavernosa* = $0,012 \pm 0,002$ g·cm⁻²;

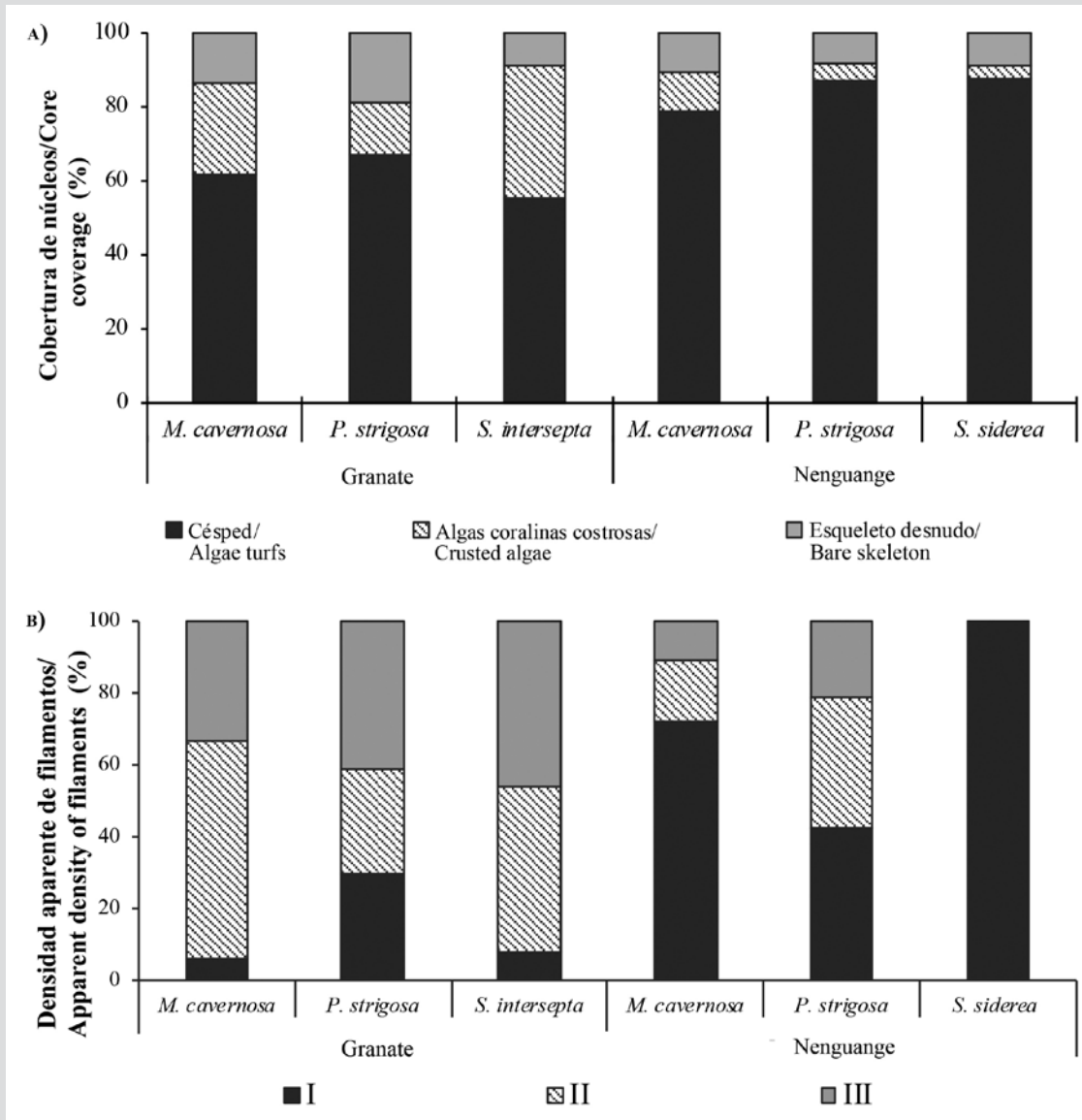


Figura 4. A) Cobertura (%) de céspedes algales, algas costrosas y esqueleto desnudo y **B)** densidad de filamentos algales (%) en núcleos recolectados cerca de interfaces coral-césped, en los arrecifes de Granate y Nenguange (PNN Tayrona). Convenciones para densidad: I - filamentos cortos y densamente agregados (~ < 2mm); II - filamentos moderadamente largos y tupidos (~ 2-5 mm) y III - filamentos altos y dispersos (~ > 5 mm). El % de cobertura corresponde al valor combinado para todos los núcleos por sustrato (especie coralina). El % de densidad es resultado del número de núcleos designados en cada categoría en relación con el total de núcleos por sustrato.

Figure 4. A) Cover (%) of algae turfs, crusted algae, and bare skeleton, and **B)** density of algae filaments (%) in cores collected near coral-turf interfaces, in the Granate and Nenguange reefs (Tayrona PNN). Conventions for density: I - short and densely aggregated filaments (~ < 2mm); II - moderately long and bushy filaments (~ 2-5 mm), and III - tall and sparse filaments (~ > 5 mm). The % coverage corresponds to the combined value for all nuclei per substrate (coral species). The % density is the result of the number of designated nuclei in each category concerning the total of nuclei per substrate.

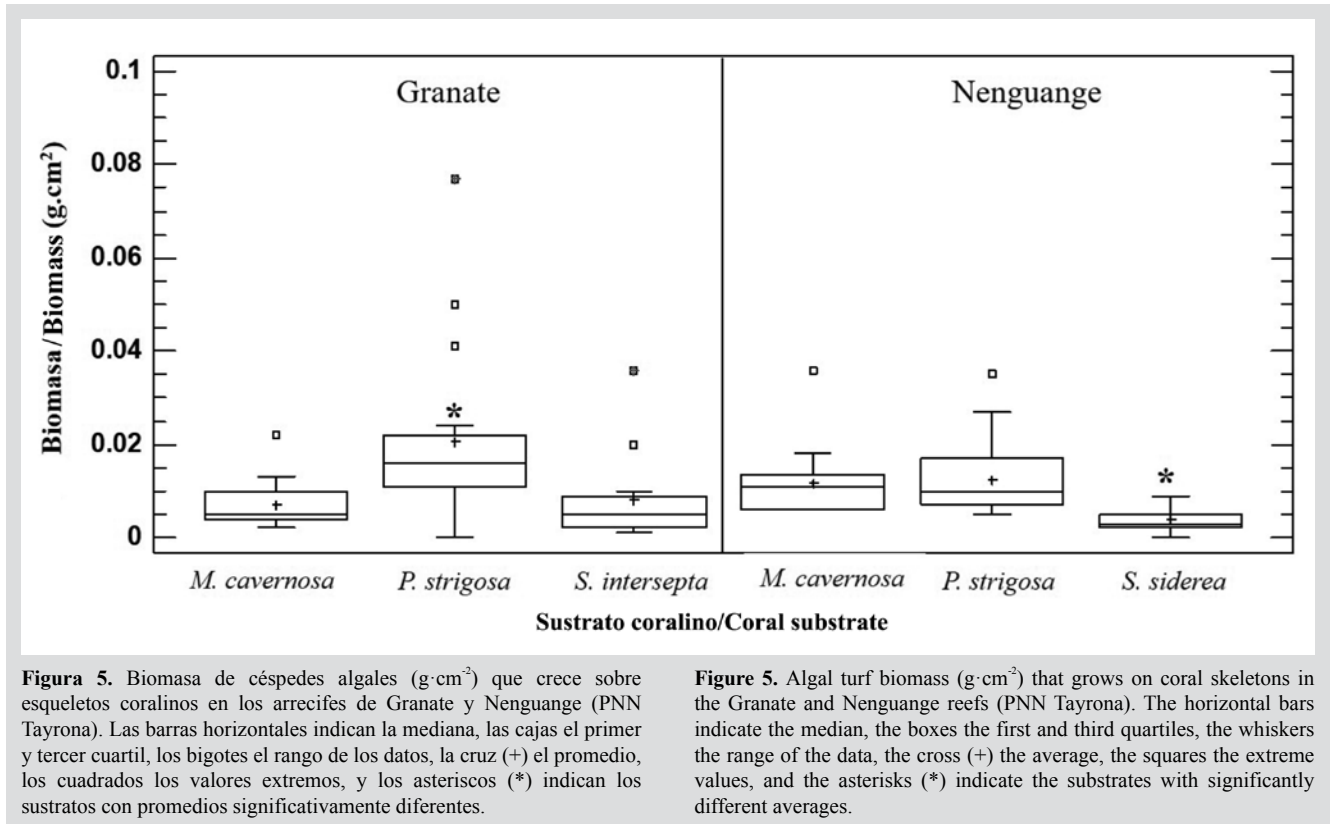
K-W = 10,9; P < 0,05 y Nenguange: K-W = 19,5; P < 0,05). En Granate la biomasa algal fue mayor sobre esqueletos de *P. strigosa*, y en Nenguange fue significativamente menor sobre esqueletos de *S. siderea* (Figura 5).

En Granate, la biomasa algal promedio fue de 0,012 ± 0,002 g·cm⁻² con variaciones entre 0,077 y 0,002 g·cm⁻² (*M. cavernosa* = 0,007 ± 0,001 g·cm⁻²; *P. strigosa* = 0,021

P. strigosa = 0.013 ± 0.002 g·cm⁻² and *S. siderea* = 0.004 ± 0.001 g·cm⁻²) (Figure 5).

Sediment accumulated at the edges of coral-turf interaction

Statistical differences were found in the total amount of accumulated sediments between reefs



$\pm 0,005 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-2}$, y *S. intersepta* = $0,008 \pm 0,003 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-2}$), y en Nenguange fue de $0,010 \pm 0,001 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-2}$ con variaciones entre $0,036$ y $0,002 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-2}$ (*M. cavernosa* = $0,012 \pm 0,002 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-2}$; *P. strigosa* = $0,013 \pm 0,002 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-2}$, y *S. siderea* = $0,004 \pm 0,001 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-2}$) (Figura 5).

Sedimentos acumulados en bordes de interacción coral-césped

Se encontraron diferencias estadísticas en la cantidad total de sedimentos acumulados entre arrecifes (M-WU = 777,5; $n_{\text{Granate}} = 60$; $n_{\text{Nenguange}} = 58$; $P < 0,05$) y sustratos (Granate: K-W = 20,9; $P < 0,05$ y Nenguange: K-W = 6,3; $P < 0,05$), siendo en promedio mayor en Granate ($0,075 \pm 0,003 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-2}$, con variaciones entre $0,045$ y $0,173 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-2}$) que en Nenguange ($0,056 \pm 0,003 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-2}$, con variaciones entre $0,020$ y $0,147 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-2}$), y significativamente más abundantes sobre esqueletos de *P. strigosa* (Granate = $0,094 \pm 0,007 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-2}$; Nenguange = $0,065 \pm 0,006 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-2}$) que de *M. cavernosa* (Granate = $0,067 \pm 0,003 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-2}$; Nenguange = $0,053 \pm 0,003 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-2}$), *S. intersepta* (Granate = $0,062 \pm 0,003 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-2}$) y *S. siderea* (Nenguange = $0,049 \pm 0,002 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-2}$) (Figura 6A).

Según el tamaño del grano, la prueba de independencia determinó que la proporción entre fracciones

(M-WU = 777.5; $n_{\text{Granate}} = 60$; $n_{\text{Nenguange}} = 58$; $P < 0.05$) and substrates (Granate: KW = 20.9; $P < 0.05$ and Nenguange: KW = 6.3; $P < 0.05$), being on average higher in Granate ($0.075 \pm 0.003 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-2}$, with variations between 0.045 and $0.173 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-2}$) than in Nenguange ($0.056 \pm 0.003 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-2}$, with variations between 0.020 and $0.147 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-2}$), and significantly more abundant on *P. strigosa* skeletons (Granate = $0.094 \pm 0.007 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-2}$; Nenguange = $0.065 \pm 0.006 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-2}$) than on skeletons of *M. cavernosa* (Granate = $0.067 \pm 0.003 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-2}$; Nenguange = $0.053 \pm 0.003 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-2}$), *S. intersepta* (Granate = $0.062 \pm 0.003 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-2}$) and *S. siderea* (Nenguange = $0.049 \pm 0.002 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-2}$) (Figure 6A).

According to the grain size, the independence test determined that the proportion between fractions also depends on the reef ($\text{Chi}^2 = 1172.2$; $P < 0.05$; GL = 117) and the substrate (Granate: $\text{Chi}^2 = 506.1$; $P < 0.05$; GL = 59 and Nenguange: $\text{Chi}^2 = 633.5$; $P < 0.05$; GL = 57). On average, silt-clays are more abundant (Granate = $86.1 \pm 1.3 \%$; Nenguange = $83.0 \pm 1.6 \%$) than sands (Granate = $13.9 \pm 1.3 \%$; Nenguange = $17.0 \pm 1.6 \%$), and on skeletons of *S. intersepta* (Granate) and *S. siderea* (Nenguange) a lesser amount of coarse material accumulates compared to *M. cavernosa* and *P. strigosa* (Figure 6B).

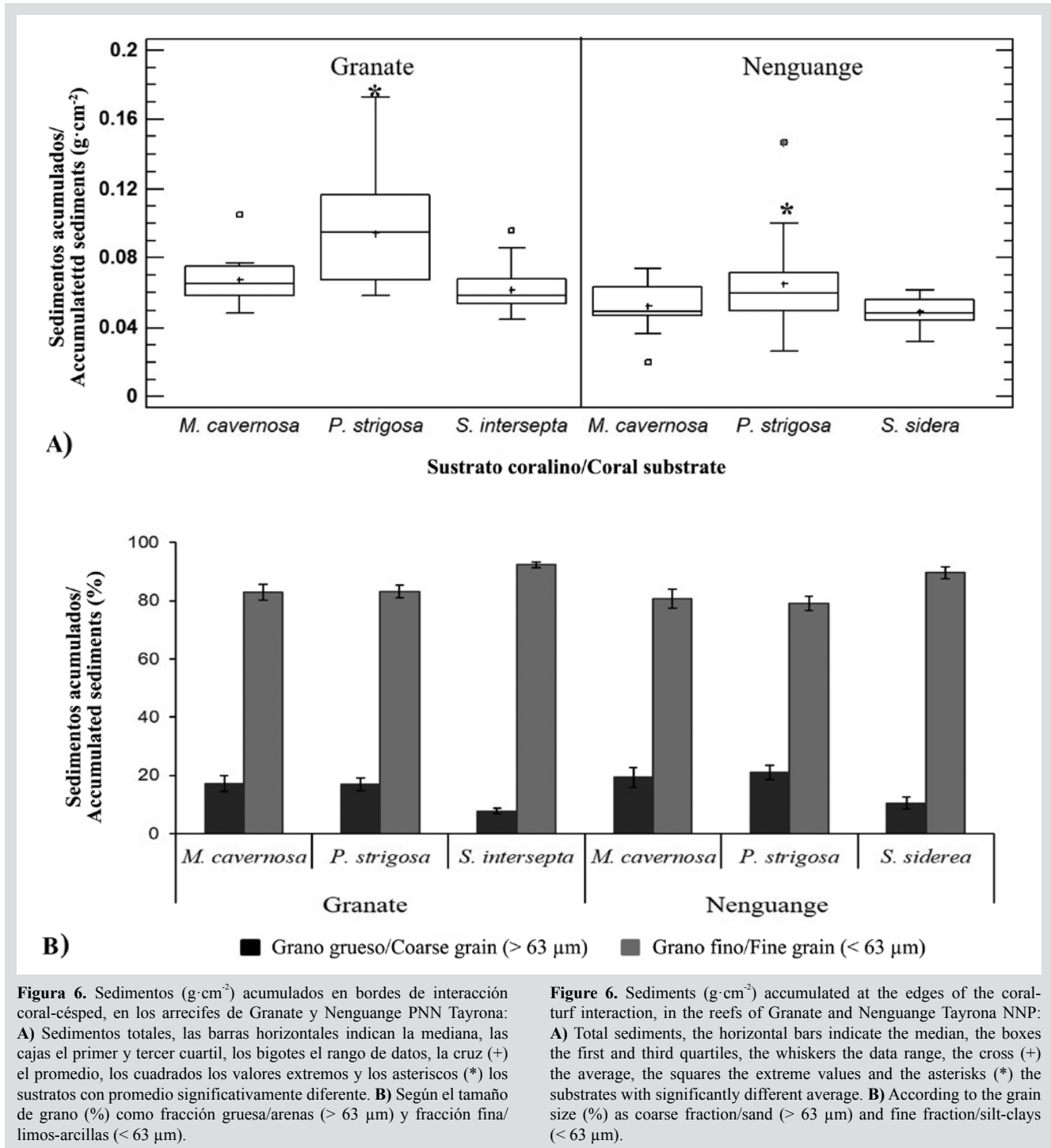


Figura 6. Sedimentos ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$) acumulados en bordes de interacción coral-césped, en los arrecifes de Granate y Nenguange PNN Tayrona: **A)** Sedimentos totales, las barras horizontales indican la mediana, las cajas el primer y tercer cuartil, los bigotes el rango de datos, la cruz (+) el promedio, los cuadrados los valores extremos y los asteriscos (*) los sustratos con promedio significativamente diferente. **B)** Según el tamaño de grano (%) como fracción gruesa/arenas ($> 63 \mu\text{m}$) y fracción fina/limos-arcillas ($< 63 \mu\text{m}$).

Figure 6. Sediments ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$) accumulated at the edges of the coral-turf interaction, in the reefs of Granate and Nenguange Tayrona NNP: **A)** Total sediments, the horizontal bars indicate the median, the boxes the first and third quartiles, the whiskers the data range, the cross (+) the average, the squares the extreme values and the asterisks (*) the substrates with significantly different average. **B)** According to the grain size (%) as coarse fraction/sand ($> 63 \mu\text{m}$) and fine fraction/silt-clays ($< 63 \mu\text{m}$).

también depende del arrecife ($\text{Chi}^2 = 1172,2$; $P < 0,05$; $\text{GL} = 117$) y del sustrato (Granate: $\text{Chi}^2 = 506,1$; $P < 0,05$; $\text{GL} = 59$ y Nenguange: $\text{Chi}^2 = 633,5$; $P < 0,05$; $\text{GL} = 57$). En promedio, los limos-arcillas son más abundantes (Granate = $86,1 \pm 1,3 \%$; Nenguange = $83,0 \pm 1,6 \%$) que las arenas (Granate = $13,9 \pm 1,3 \%$; Nenguange = $17,0 \pm 1,6 \%$), y sobre esqueletos de *S. intersepta* (Granate) y *S. sidera*

Association between accumulated sediments with the structure of turfs

In general, it was found that there is a positive correlation between the total amount of sediments accumulated at the edges of coral-turf interaction with the algal biomass ($r = 0,23$; $P < 0,05$; $n = 91$), particularly when the fraction of the sediment is fine ($r = 0,32$; $P < 0,05$; $n = 91$).

(Nenguange) se acumula una menor cantidad de material grueso respecto a *M. cavernosa* y *P. strigosa* (Figura 6B).

Asociación entre los sedimentos acumulados con la estructura de los céspedes

En general, se encontró que existe correlación positiva entre la cantidad total de sedimentos acumulados en bordes de interacción coral-césped con la biomasa algal ($r = 0,23$; $P < 0,05$; $n = 91$), particularmente cuando la fracción del sedimento es fina ($r = 0,32$; $P < 0,05$; $n = 91$).

Según el arrecife, en Granate se encontró correlación positiva entre la biomasa con la cantidad total de sedimentos ($r = 0,34$; $P < 0,05$; $n = 47$) y la cantidad de limos-arcillas ($r = 0,31$; $P < 0,05$; $n = 47$), pero en Nenguange las variables que se correlacionaron positivamente fueron la altura del dosel con los limos-arcillas acumuladas ($r = 0,31$; $P < 0,05$; $n = 44$).

Según la cobertura por género, en los dos arrecifes se encontró que la cantidad de sedimentos totales tiene correlación positiva con la cobertura de algas calcáreas articuladas y corticadas ($r_{Amphiroa} = 0,24$; $r_{Geliella} = 0,24$; $P < 0,05$; $n = 91$), pero tiene correlación negativa con la cobertura de algas filamentosas ($r_{Ceranium} = -0,23$; $r_{Polysiphonia} = -0,26$; $P < 0,05$; $n = 91$) y cianobacterias ($r = -0,31$; $P < 0,05$; $n = 91$).

Según el tamaño del grano, se encontró que una mayor acumulación de sedimentos finos tiene correlación positiva con una mayor cobertura de *Ceranium* ($r = 0,24$; $P < 0,05$; $n = 91$), mientras que una mayor acumulación de sedimentos gruesos tienen correlación positiva con una mayor cobertura de algas calcáreas articuladas, corticadas y frondosas ($r_{Amphiroa} = 0,25$; $r_{Geliella} = 0,31$; $r_{Dityota} = 0,23$; $P < 0,05$; $n = 91$), pero tiene correlación negativa con la cobertura de algunos géneros filamentosos ($r_{Ceranium} = -0,39$; $r_{Herposiphonia} = -0,37$; $r_{Chondria} = -0,42$; $r_{Polysiphonia} = -0,37$; $r_{Cladophora} = -0,22$; $P < 0,05$; $n = 91$) y cianobacterias ($r = -0,35$; $P < 0,05$; $n = 91$).

DISCUSIÓN

Aunque a simple vista los céspedes algales tienen apariencia homogénea, existen evidencias que estos ensamblajes son altamente variables a escala espacial (Harris *et al.*, 2015), según la ubicación, profundidad y perturbaciones que afectan al arrecife (Bonaldo y Bellwood, 2001); variables que en conjunto son determinantes para los procesos de sucesión en estas comunidades (Díaz-Pulido y McCook, 2002; Fricke *et al.*, 2011). Aunque Harris

According to the reef, in Granate a positive correlation was found between the biomass with the total amount of sediments ($r = 0.34$; $P < 0.05$; $n = 47$) and the amount of silt-clays ($r = 0.31$; $P < 0.05$; $n = 47$), but in Nenguange, the variables that were positively correlated were the height of the canopy with the accumulated silt-clays ($r = 0.31$; $P < 0.05$; $n = 44$).

According to the cover by genus, in the two reefs it was found that the amount of total sediments has a positive correlation with the cover of articulated and corticated calcareous algae ($r_{Amphiroa} = 0.24$; $r_{Geliella} = 0.24$; $P < 0.05$; $n = 91$), but it has a negative correlation with the cover of filamentous algae ($r_{Ceranium} = -0.23$; $r_{Polysiphonia} = -0.26$; $P < 0.05$; $n = 91$) and cyanobacteria ($r = -0.31$; $P < 0.05$; $n = 91$).

According to the grain size, it was found that a greater accumulation of fine sediments has a positive correlation with a greater coverage of *Ceranium* ($r = 0.24$; $P < 0.05$; $n = 91$), while a greater accumulation of coarse sediments have a positive correlation with a greater coverage of articulated, corticated and leafy calcareous algae ($r_{Amphiroa} = 0.25$; $r_{Geliella} = 0.31$; $r_{Dityota} = 0.23$; $P < 0.05$; $n = 91$), but it has negative correlation with the coverage of some filamentous genera ($r_{Ceranium} = -0.39$; $r_{Herposiphonia} = -0.37$; $r_{Chondria} = -0.42$; $r_{Polysiphonia} = -0.37$; $r_{Cladophora} = -0.22$; $P < 0.05$; $n = 91$) and cyanobacteria ($r = -0.35$; $P < 0.05$; $n = 91$).

DISCUSSION

Although algae turfs appear homogeneous at first glance, there is evidence that these assemblages are highly variable on a spatial scale (Harris *et al.*, 2015), depending on the location, depth, and disturbances that affect the reef (Bonaldo and Bellwood, 2001); variables that together are determinants for the succession processes in these communities (Díaz-Pulido and McCook, 2002; Fricke *et al.*, 2011). Although Harris *et al.* (2015) suggest that this structural variability is greater on a small scale (cm) than between separate reefs (from m to km). This research showed that between stations (separated by km) and type of colonized substrate (colonies separated by m), There are important structural differences and that this variability, expressed in terms of structural complexity, gives algal turfs certain competitive advantages in interactions with living coral tissue, such as, for example, a greater capacity to retain and accumulate sediments in their fronds.

Among reefs, the most important structural variables were the composition and cover of the algal

et al. (2015) sugieren que esta variabilidad estructural es mayor a pequeña escala (cm) que entre arrecifes separados (desde m a km). Esta investigación demostró que entre estaciones (separadas por km) y tipo de sustrato colonizado (colonias separadas por m), existen diferencias estructurales importantes, y que esta variabilidad expresada en términos de complejidad estructural les confiere a los céspedes algales ciertas ventajas competitivas en interacciones con tejido vivo coralino como, por ejemplo, una mayor capacidad para retener y acumular sedimentos en sus frondas.

Entre arrecifes, las variables estructurales más importantes fueron la composición y cobertura de los géneros algales, la cobertura relativa por categorías (céspedes, algas costrosas y esqueleto desnudo), la densidad de filamentos, y la cantidad total y por fracción de sedimentos. Mientras que, entre sustratos colonizados, varió la cobertura por categorías, particularmente de algas costrosas, la densidad de filamentos, la biomasa, y la cantidad total y por fracción de sedimentos.

En general, los céspedes que colonizan esqueletos de corales masivos en Granate forman tapetes discontinuos de algas cespitosas que comparten el sustrato con parches de algas costrosas. Estos céspedes están conformados por ramas altas erectas y postradas de algas calcáreas articuladas, pequeñas corticadas y juveniles de frondosas, especialmente de *Dictyota*. Este género determina el carácter transicional de estos ensamblajes, ya que durante los meses de afloramiento costero se desarrollan y forman tapetes con doseles altos y densos, que invaden los bordes de interacción coral-césped, hasta que las condiciones ambientales favorecen nuevamente el dominio de los céspedes. En contraste, los céspedes algales en Nenguange al parecer son perennes o permanentes en el tiempo, se desarrollan como tapetes cortos, muy tupidos y densos, con escasa presencia de algas costrosas, y están conformados por algas filamentosas y pequeñas corticadas.

Inicialmente, estas diferencias pueden atribuirse a las características topográficas de cada arrecife, a su cercanía al área de influencia de la zona urbana/portuaria de Santa Marta y a la profundidad de muestreo. Según Fricke *et al.* (2011), a medida que aumenta la profundidad los ensamblajes de céspedes tienden a ser estructuralmente más complejos. Sin embargo, Harris *et al.* (2015) argumentan que la herbivoría es el proceso que ejerce mayor control sobre la abundancia y distribución de estas comunidades algales.

Al respecto, Burkepile y Hay (2010) mencionan que los céspedes compuestos por taxa simples, generalmente las formas filamentosas que son de fácil digestión, indican

genera, the relative cover by categories (turfs, crusted algae, and bare skeleton), the density of filaments, and the total amount and by a fraction of sediments. While, among colonized substrates, the coverage by categories, particularly of crusted algae, the density of filaments, biomass, and the total amount and by a fraction of sediments varied.

In general, the turfs that colonize massive coral skeletons in Granate form discontinuous mats of tussock algae that share the substrate with patches of crusty algae. These turfs are made up of tall, erect, and prostrate branches of articulated calcareous algae, small corticates, and juvenile hardwoods, especially *Dictyota*. This genus determines the transitional character of these assemblages, since, during the months of the coastal outcrop, mats with high and dense canopies develop and form, which invade the edges of coral-turf interaction, until environmental conditions again favor the dominance of the turfs. In contrast, the algal turfs in Nenguange appear to be perennial or permanent over time, they develop as short, very dense, and dense mats, with little presence of crusted algae, and are made up of filamentous and small corticates algae.

Initially, these differences can be attributed to the topographic characteristics of each reef, its proximity to the area of influence of the urban/port area of Santa Marta and the depth of sampling. According to Fricke *et al.* (2011), as the depth increases the assemblages of turfs tend to be structurally more complex. However, Harris *et al.* (2015) argue that herbivory is the process that exercises the greatest control over the abundance and distribution of these algal communities.

In this regard, Burkepile and Hay (2010) mention that turfs made up of simple taxa, generally filamentous forms that are easily digested, indicate strong grazing pressure, a process that keeps turfs in early stages of succession, a hypothesis that would explain why in Nenguange the turfs are shorter, dense and dominated by small filamentous algae. For their part, Díaz-Pulido and McCook (2002) and Fricke *et al.* (2011) argue that in reefs with reduced herbivory, turfs increase in coverage and biomass, and tend to progress towards more complex morphological assemblages, including macroalgal juvenile stages. This assumption would support the results found in Granate, where mats dominated discontinuous of tall turfs between crusted algae, formed by articulated calcareous algae, small corticates, and juvenile hardwoods. These hypotheses coincide with the results obtained by Díaz-Ruiz (2010), who affirms that in the reefs of the Tayrona

una fuerte presión de pastoreo, proceso que mantiene a los céspedes en etapas tempranas de sucesión, hipótesis que explicaría por qué en Nenguange los céspedes son más cortos, densos y dominados por pequeñas algas filamentosas. Por su parte, Díaz-Pulido y McCook (2002) y Fricke *et al.* (2011) argumentan que en arrecifes con herbivoría reducida, los céspedes aumentan en cobertura y biomasa y tienden a progresar hacia ensamblajes morfológicamente más complejos, llegando a incluir etapas juveniles de macroalgas. Este supuesto respaldaría los resultados encontrados en Granate, donde dominaron los tapetes discontinuos de céspedes altos entre algas costrosas, formados por algas calcáreas articuladas, pequeñas corticadas y juveniles de frondosas. Estas hipótesis coinciden con los resultados obtenidos por Díaz-Ruíz (2010), quien afirma que en los arrecifes del PNN Tayrona, la herbivoría es un factor clave que regula la cobertura, composición y sucesión de las comunidades algales, y que particularmente en Granate una mayor abundancia de céspedes obedece a una menor presión de pastoreo.

Si bien este estudio se limitó a evaluar la estructura de los céspedes que interactúan con tejido vivo coralino, es importante mencionar que en todos los muestreos se realizaron anotaciones sobre la presencia de territorios de peces damisela del género *Stegastes* en las 120 colonias evaluadas, encontrando que estos territorios son más frecuentes en Nenguange (59 %) que en Granate (16 %), y que estos peces prefieren cultivar sus jardines sobre colonias de *S. siderea* y *S. intersepta* (Gómez-Cubillos, 2018).

Este hallazgo sugiere que la presencia de territorios de damiselas es un factor clave que modula la complejidad estructural de los céspedes. Al respecto, Jones *et al.* (2006) y Harris (2015) indican que estos peces seleccionan para sus jardines los taxa filamentosos de fácil digestión sobre las algas calcificadas y juveniles de macroalgas, y que generalmente estos céspedes se mantienen recortados y en etapas tempranas o intermedias de sucesión (Fong y Paul, 2011). Además, la presencia en los dos arrecifes de esqueleto desnudo o roca caliza visible en los núcleos analizados, se pueden interpretar como mordeduras recientes de herbívoros, lo que según Wanders (1976) refleja una presión selectiva de pastoreo hacia ciertos taxa, tal vez dirigido hacia las formas filamentosas que crecen debajo de frondas altas, complejas y menos apetecibles.

Para el PNN Tayrona, Acosta *et al.* (2018) reportan un descenso anual progresivo en la biomasa de peces (g/m^2), particularmente en los arrecifes de Granate y Nenguange. Por

NNP, herbivory is a key factor that regulates the coverage, composition, and succession of the algal communities, and that particularly in Granate a greater abundance of turfs is due to lower grazing pressure.

Although this study was limited to evaluating the structure of the turfs that interact with living coral tissue, it is important to mention that, in all the samplings, annotations were made on the presence of damselfish territories of the genus *Stegastes* in the 120 evaluated colonies, finding that these territories are more frequent in Nenguange (59 %) than in Granate (16 %) and that these fish prefer to cultivate their gardens on colonies of *S. siderea* and *S. intersepta* (Gómez-Cubillos, 2018).

This finding suggests that the presence of damsel territories is a key factor that modulates the structural complexity of turfs. In this regard, Jones *et al.* (2006) and Harris (2015) indicate that these fish select easily digestible filamentous taxa for their gardens on calcified algae and juvenile macroalgae, and that generally these turfs are kept trimmed and in early or intermediate stages of succession (Fong and Paul, 2011). Furthermore, the presence in the two reefs of a bare skeleton or limestone rock visible in the nuclei analyzed, can be interpreted as recent herbivore bites, which according to Wanders (1976) reflects a selective grazing pressure towards certain taxa, perhaps directed towards the filamentous forms that grow under tall, complex and less palatable fronds.

For the Tayrona NNP, Acosta *et al.* (2018) report a progressive annual decline in fish biomass (g/m^2), particularly in the Granate and Nenguange reefs. Therefore, it is expected that the potential effect of these changes in the structure of fish communities, especially in the abundance of herbivores, can promote faster successions in turfs, making them less palatable and resistant to grazing, denser and morphologically more complex, and gives them a greater capacity to accumulate and retain sediments, probably with higher microbial loads (Morrison, 1988; Harris, 2015), which in sum would make these turfs more damaging in interactions with living coral tissue.

On grazing dynamics, Arthur *et al.* (2005), argue that turfs exposed to low herbivory may eventually be replaced by macroalgae. However, this research confirms that in Granate the genus *Dictyota* in its juvenile stage is an important component in the assemblages of turf, but once the water temperature decreases during the coastal outcrop (Bula-Meyer, 1990), these algae develop and form

lo tanto, se espera que el efecto potencial de estos cambios en la estructura de las comunidades de peces, especialmente en la abundancia de herbívoros, puede promover sucesiones más rápidas en los céspedes, haciéndolos menos apetecibles y resistentes al pastoreo, más densos y morfológicamente más complejos, y les confiera una mayor capacidad para acumular y retener sedimentos, probablemente con mayores cargas microbianas (Morrison, 1988; Harris, 2015), lo que en suma haría que estos céspedes sean más lesivos en interacciones con tejido vivo coralino.

Sobre la dinámica de pastoreo, Arthur *et al.* (2005) argumentan que los céspedes expuestos a baja herbivoría pueden ser eventualmente reemplazados por macroalgas. No obstante, con esta investigación se confirma que en Granate el género *Dictyota* en su etapa juvenil es un componente importante en los ensamblajes de céspedes, pero una vez que disminuye la temperatura del agua durante el afloramiento costero (Bula-Meyer, 1990), estas algas se desarrollan y forman tapetes densos. Por lo tanto, el carácter transicional de estos ensamblajes no se debe asumir como indicador de baja presión por pastoreo, sino como una respuesta estacional de las algas frente a los cambios oceanográficos durante estos meses. Por el contrario, en Nenguange, la condición permanente de los céspedes en el tiempo, la ausencia de macroalgas durante todo el periodo de investigación y la baja cobertura de algas costosas sobre los esqueletos coralinos sugiere que en este arrecife existen ciertas condiciones ambientales y/o biológicas, aún desconocidas, que están limitando el reclutamiento y asentamiento de macroalgas y algas costosas, y que probablemente los céspedes o ciertas taxa que lo conforman actúan como inhibidores para el desarrollo de algas de dosel y con crecimiento costoso, fenómeno ya descrito por Kennelly (1987) y Airoidi (2003) en ambientes subtropicales.

Otra variable importante en la diferenciación de los céspedes es su capacidad de crecimiento vegetativo (Harris *et al.*, 2015). En este estudio, solo en 6 % de las muestras analizadas se observaron estructuras reproductivas en algas de los géneros *Griffithsia*, *Chondria*, *Sphacelaria* y *Dictyota*. Esto indica que, en los dos arrecifes, la propagación vegetativa fue el mecanismo de crecimiento más frecuente de los céspedes durante el periodo evaluado, sin desconocer que puede existir estacionalidad reproductiva mediada por el afloramiento costero. Según Sousa (1979) y Airoidi *et al.* (1995), esta forma de propagación es una importante ventaja competitiva, porque los céspedes pueden defender el territorio ganado, al impedir el desarrollo de otras algas y

dense mats. Therefore, the transitional character of these assemblages should not be assumed as an indicator of low pressure due to grazing, but rather as a seasonal response of the algae to oceanographic changes during these months. On the contrary, in Nenguange, the permanent condition of the turfs over time, the absence of macroalgae during the entire research period, and the low cover of crusted algae on the coral skeletons suggest that certain environmental conditions exist on this reef and/or biological, still unknown, that are limiting the recruitment and settlement of macroalgae and crusted algae, and that probably the turfs or certain taxa that comprise it, act as inhibitors for the development of canopy algae and with crusty growth, a phenomenon already described by Kennelly (1987) and Airoidi (2003) in subtropical environments.

Another important variable in the differentiation of turfs is their capacity for vegetative growth (Harris *et al.*, 2015). In this study, only 6 % of the samples analyzed had reproductive structures observed in algae of the genera *Griffithsia*, *Chondria*, *Sphacelaria*, and *Dictyota*. This indicates that, in the two reefs, vegetative propagation was the most frequent growth mechanism of the turfs during the evaluated period, without ignoring that there may be reproductive seasonality mediated by the coastal outcrop. According to Sousa (1979) and Airoidi *et al.* (1995), this form of propagation is an important competitive advantage, because turfs can defend the territory gained, by preventing the development of other algae and organisms that colonize with spores and planula, allowing them to capture a greater amount of sediment, which in turn, would serve as a substrate to anchor and advance laterally, covering the adjacent polyps, and allows them to tolerate physical stress due to burial and abrasion, recovering and persisting despite disturbances.

Although there are no quantitative references in the literature on the amount of sediment that turfs accumulate at the edges of interaction with living coral tissue, this study showed that the turfs in reefs of the Tayrona NNP can accumulate up to 0.173 g cm⁻² of total sediments, a figure that represents on average up to 21 and 14 times its biomass in Granate and Nenguange, respectively. Also, it is confirmed that there is a strong association between these two variables, that is, the higher the biomass, the greater the amount of retained sediments, particularly fine sediments. This great capacity that turfs have to retain sediments may be the main competitive advantage in interactions with living coral tissue, as stated by Zhiheng *et al.* (2019), given

organismos que colonizan con esporas y plánulas, les permite capturar mayor cantidad de sedimento, el que a su vez les serviría de sustrato para anclarse y avanzar lateralmente llegando a cubrir los pólipos adyacentes, y les permite tolerar el estrés físico por enterramiento y abrasión, recuperándose y persistiendo a pesar de las perturbaciones.

Aunque en la literatura no existen referencias cuantitativas de la cantidad de sedimentos que acumulan los céspedes en bordes de interacción con tejido vivo coralino, este estudio demostró que los céspedes en arrecifes del PNN Tayrona pueden acumular hasta $0,173 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-2}$ de sedimentos totales, cifra que representa en promedio hasta 21 y 14 veces su biomasa en Granate y Nenguange, respectivamente. Además, se confirma que existe una fuerte asociación entre estas dos variables, es decir que a mayor biomasa mayor es la cantidad de sedimentos retenidos, particularmente de sedimentos finos. Esta gran capacidad que tienen los céspedes de retener sedimentos, puede ser la principal ventaja competitiva en interacciones con tejido coralino vivo, como lo afirman Zhiheng *et al.* (2019), dado que las partículas de sedimentos que atrapan los filamentos algales al mezclarse con detritus y el moco que producen los corales forman masas que dificultan la actividad fotosintética de las zooxantelas de los pólipos del borde (Hauri *et al.*, 2010), provocando así muerte progresiva del tejido coralino adyacente (Jompa y McCook, 2003b; Roy, 2004).

Según Casey *et al.* (2014) y Harris (2015), los céspedes compuestos por taxa morfológicamente más complejos y resistentes a la herbivoría y con abundantes sedimentos finos acumulados en sus frondas crean en la interface coral-césped ambientes hipóxicos que generan estrés en el tejido coralino y favorecen la colonización de microorganismos, algunos de ellos asociados con enfermedades coralinas. Por lo tanto, el seguimiento temporal de signos como la pérdida de la continuidad tegumentaria, decoloración y necrosis de los pólipos adyacentes facilita evaluar una condición de estrés en la interface coral-césped (Gómez-Cubillos, 2018), provocada probablemente por céspedes cargados con sedimentos. Finalmente, se aclara que según los resultados de este estudio y de otras investigaciones que adelantan los autores, se estima que la capacidad deletérea de los céspedes con sedimentos en bordes de interacción con corales depende no solo de la cantidad de sedimentos acumulados, sino también del tipo de sedimento, ya que las tasas anuales de pérdida lateral de tejido coralino se incrementan significativamente cuando la carga de sedimentos finos ($< 63 \mu$) con material orgánico aumenta.

that the sediment particles that trap the algal filaments when mixing with detritus and the mucus produced by the corals, form masses that hinder the photosynthetic activity of the zooxanthellae of the border polyps (Hauri *et al.*, 2010), thus causing progressive death of the adjacent coral tissue (Jompa and McCook, 2003b; Roy, 2004).

According to Casey *et al.* (2014) and Harris (2015), turfs composed of morphologically more complex taxa and resistant to herbivory, and with abundant fine sediments accumulated in their fronds, creating hypoxic environments in the coral-turf interface that generate stress in the coral tissue, and they favor the colonization of microorganisms, some of them associated with coral diseases. Therefore, the temporary monitoring of signs such as loss of integumentary continuity, discoloration, and necrosis of adjacent polyps, facilitates the evaluation of a stress condition in the coral-turf interface (Gómez-Cubillos, 2018), probably caused by loaded turfs with sediment. Finally, it is clarified that according to the results of this study and other investigations carried out by the authors, it is estimated that the deleterious capacity of turfs with sediments at the edges of interaction with corals depends not only on the number of accumulated sediments but also on the sediment type since the annual rates of lateral loss of coral tissue increase significantly when a load of fine sediments ($< 63 \mu$) with organic material increases.

In sum, the structural description of the algal turfs that interact with massive corals on reefs of the Tayrona NNP provided valuable ecological information, because it allowed demonstrating that the structure of these assemblages is variable in space-time (seasonal replacement by macroalgal growth in Granate), facilitated making inferences about grazing pressure and allowed to quantify the capacity of turfs to accumulate sediments.

This information collectively highlights the competitive advantages of these assemblages in interactions with living coral tissue. Therefore, it is suggested to consider the abundance of algal turfs as an independent indicator in the methodology of the Indicator Protocol Condition Trend of Coral Areas in Colombia (Ramírez-Rincón *et al.*, 2014), to provide useful information in understanding the current state of reef systems, make Spatio-temporal comparisons and show changes in reef communities, due to the dynamics of these assemblages.

En suma, la descripción estructural de los céspedes algales que interactúan con corales masivos en arrecifes del PNN Tayrona suministró información ecológica valiosa, porque permitió demostrar que la estructura de estos ensamblajes es variable en el espacio-tiempo (reemplazo estacional por crecimiento macroalgal en Granate), facilitó realizar inferencias sobre la presión de pastoreo y permitió cuantificar la capacidad que tienen los céspedes para acumular sedimentos.

Esta información en conjunto relleva las ventajas competitivas de estos ensamblajes en interacciones con tejido vivo de coral. Por ello, se sugiere considerar la abundancia de céspedes algales como un indicador independiente en la metodología del Protocolo Indicador Condición Tendencia de Áreas Coralinas en Colombia (Ramírez-Rincón *et al.*, 2014) para aportar información útil en la comprensión del estado actual de los sistemas arrecifales, realizar comparaciones espaciotemporales y evidenciar cambios en las comunidades de arrecife, en virtud a la dinámica de estos ensamblajes.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación se realizó con el apoyo y recursos financieros de la Universidad Nacional de Colombia, Sede Caribe y el Instituto de Estudios en Ciencias del Mar (Cecimar), a través de fondos obtenidos en la Convocatoria Nacional “Apoyo a proyectos de investigación y creación artística de la Universidad Nacional de Colombia 2017-2018” (código Hermes 39161). Igualmente se agradece a la UAESPNN - PNN Tayrona por incluir este proyecto dentro de su portafolio. Los resultados son parte de la tesis de MCGC con la que obtuvo su título de magister en Ciencias-Biología, línea Biología Marina, de la UNAL, sede Caribe. Contribución 509 del Cecimar.

ACKNOWLEDGEMENTS

This research was carried out with the support and financial resources of the National University of Colombia, Caribbean Headquarters and the Institute of Studies in Marine Sciences (Cecimar), through funds obtained in the National Call “Support for Research Projects and Artistic Creation of the National University of Colombia 2017-2018” (Hermes code 39161). The UAESPNN - Tayrona NNP is also thanked for including this project in its portfolio. The results are part of the MCGC thesis with which he obtained his Master’s degree in Sciences-Biology, Marine Biology Line from UNAL-Caribbean Headquarters. Contribution 509 of Cecimar.

BIBLIOGRAFÍA/LITERATURE CITED

- Acosta, A., D. González, E. Navas y L. Sánchez. 2018. Estado de las formaciones coralinas del Parque Nacional Natural Tayrona años 2008-2018. Informe técnico de monitoreo ecosistémico ITF # 1. Invemar. Santa Marta. 94 p.
- Agresti, A. 2002. Categorical data analysis. Wiley-Interscience a John Wiley y Sons, inc., Publication (Eds.). 2 editions. Florida. 721 p.
- Airoidi, L. 2003. The effects of sedimentation on rocky coast assemblages. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.*, 41: 161-236.
- Airoidi, L. and M. Virgilio. 1998. Responses of turf-forming algae to spatial variations in the deposition of sediments. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 165: 271-282.
- Airoidi, L., F. Rindi, and F. Cinelli, F. 1995. Structure, seasonal dynamics and reproductive phenology of a filamentous turf assemblage on a sediment influenced, rocky subtidal shore. *Bot. Mar.*, 38(3): 227-237.
- Arthur, R., T.J., Done, and H. Marsh. 2005. Benthic recovery four years after an El Niño-induced coral mass mortality in the Lakshadweep atolls. *Curr. Sci.*, 89(4): 694-699.
- Barott, K.L., G.J. Williams, M.J.A. Vermeij, J. Harris, J.E. Smith, F.L. Rohwer, and S.A. Sandin. 2012. Natural history of coral-algae competition across a gradient of human activity in the Line Islands. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 460: 1-12.



- Bayraktarov, E. and C. Wild. 2014. Spatiotemporal variability of sedimentary organic matter supply and recycling processes in coral reefs of Tayrona National Natural Park, Colombian Caribbean. *Biogeosciences*, 11: 2977-2990.
- Bellwood, D.R., T.P. Hughes, C. Folke, and M. Nystrom. 2004. Confronting the coral reef crisis. *Nature*, 429: 827-833.
- Bender-Champ, D., G. Díaz-Pulido, and S. Dove. 2014. Warming and acidification promote cyanobacterial dominance in turf algal assemblages. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 517: 271-284.
- Birrell, Ch.L., L.J. McCook and B.L. Willis. 2005. Effects of algal turfs and sediment on coral settlement. *Mar. Pollut. Bull.*, 51: 408-414.
- Birrell, Ch.L., L.J. McCook, B.L. Willis and G. Díaz-Pulido. 2008. Effects of benthic algae on the replenishment of corals and the implications for the resilience of coral reefs. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.*, 46: 25-63.
- Bonaldo, R.M. and D.R. Bellwood. 2011. Spatial variation in the effects of grazing on epilithic algal turfs on the Great Barrier Reef, Australia. *Coral Reefs*, 30: 381-390.
- Bula-Meyer, G. 1990. Altas temperaturas estacionales del agua como condición disturbadora de las macroalgas del Parque Nacional Tairona, Caribe colombiano: una hipótesis. *An. Inst. Invest. Mar. Punta Betín*, 19-20: 9-21.
- Burkepile, D.E. and M.E. Hay. 2010. Impact of herbivore identity on algal succession and coral growth on a Caribbean reef. *PLoSOne*, 5(1): 10.
- Carpenter, R. and S. Williams. 2007. Mass transfer limitation of photosynthesis of coral reef algal turfs. *Mar. Biol.*, 151, 435-450.
- Casey, J. M., T.D. Ainsworth, J.H. Choat and S.R. Connolly. 2014. Farming behaviour of reef fishes increases the prevalence of coral disease associated microbes and black band disease. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281: 1-9.
- Cetz-Navarro, N.P., L.I., Quan-Young, and J. Espinoza-Avalos. 2015. Morphological and community changes of turf algae in competition with corals. *Sci. Rep.*, 5: 1-12.
- Clarke, K. R. and R.M. Warwick. 2001. *Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation*. Primer-E, United Kingdom. 174 p.
- Connell, S. D., M.S. Foster, and L. Airoidi. 2014. What are algal turfs? Towards a better description of turfs. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 495: 299-307.
- Copertino, M., S.D. Connell, and A., Cheshire. 2005. The prevalence and production of turf-forming algae on a temperate subtidal coast. *Phycologia*, 44: 241-248.
- Díaz-Pulido, G. and J. Garzón-Ferreira. 2002. Seasonality in algal assemblages on up welling-influenced coral reefs in the Colombian Caribbean. *Bot. Mar.*, 45: 284-292.
- Díaz-Pulido, G. and L.J. McCook. 2002. The fate of bleached corals: patterns and dynamics of algal recruitment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 232: 115-128.
- Díaz-Pulido, G. and M. Díaz-Ruiz. 2003. Diversity of benthic marine algae of the Colombian Atlantic. *Biota Colomb.*, 4(2): 203-246.
- Díaz-Ruiz, M. 2010. El papel de la densidad de propágulos algales, la herbivoría y la sedimentación en la estructura de la comunidad de macroalgas en los arrecifes coralinos del Caribe colombiano. Tesis M.Sc., Ciencias-Biología, Línea Biología Marina, Universidad Nacional de Colombia, sede Caribe.
- Fong, P. and V.J. Paul. 2011. Coral reef algae. 242-272. In: Dubinsky, Z. and N. Stambler (Eds). *Coral Reefs: an ecosystem in transition*. Springer Netherlands, Dordrecht.
- Fricke, A., M. Teichberg, S. Beilfuss, and K. Bischof. 2011. Succession patterns in algal turf vegetation on a Caribbean coral reef. *Bot. Mar.*, 54(2): 111-126.
- Friedlander, A., R. Navas, M. Prada, A. Rodríguez-Ramírez, and S. Zea. 2014. Part II. Reports for individual countries and territories - Colombia. 196-201. In: Jackson J.B.C., M.K. Donovan, K.L. Kramer, and V.V. Lam (Eds.). 2014. *Status and trends of Caribbean coral reefs: 1970-2012*. Global Coral Reef Monitoring Network, IUCN, Gland, Switzerland. Washington. 306 p.
- Garzón-Ferreira, J., M.C. Reyes-Nivia y A. Rodríguez-Ramírez. 2002. Manual de métodos del SIMAC (Sistema Nacional de Monitoreo de Arrecifes Coralinos) en Colombia. Informe final. Invermar, Santa Marta. 61 p.
- Gómez-Cubillos, C. 2018. Interacciones coral-césped de algas y sus efectos en la comunidad coralina en el área de Santa Marta, Caribe colombiano. Tesis M.Sc., Ciencias-Biología, Línea Biología Marina, Universidad Nacional de Colombia, Sede Caribe.
- Gómez-Cubillos, C., C.A. Daza-Guerra, B. Gavio y S. Zea. En prensa. Interacción coral-céspedes algales y su efecto sobre la comunidad arrecifal de isla Cayos de Albuquerque, Reserva de la Biosfera Seaflower. En: CCO (Eds). *Resultados de la expedición científica Seaflower 2018, islas Cayo de Albuquerque*.
- Gómez-Cubillos, C., M.C. Gómez-Cubillos, A. Sanjuan-Muñoz y S. Zea. 2019. Interacciones de corales masivos con céspedes algales y otros organismos en arrecifes del Parque Nacional Natural Tayrona. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 48(2): 143-171.
- González, M.T. y A. Pérez. 2009. *Estadística aplicada. Una visión experimental*. Díaz de Santos, Bogotá. 786 p.
- Gorgula, S.K. and S.D. Connell. 2004. Expansive covers of turf-forming algae on human-dominated coast: The relative effects of increasing nutrient and sediment loads. *Mar. Biol.*, 145(3): 613-619.
- Gowan, J.C., J.S. Tootell, and R.C. Carpenter. 2014. The effects of water flow and sedimentation on interactions between massive *Porites* and algal turf. *Coral Reefs*, 33(3): 651-663.
- Harris, J.L. 2015. *The ecology of turf algae on coral reefs*. PhD Thesis, University of California. 201 p.
- Harris, J.L., L.S. Lewis, and J.E. Smith. 2015. Quantifying scales of spatial variability in algal turf assemblages on coral reefs. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 532, 41-57.

- Hauri, C., K.E. Fabricius, B. Schaffelke, and C. Humphrey. 2010. Chemical and physical environmental conditions underneath mat- and canopy-forming macroalgae, and their effects on understory corals. *PLoS ONE*, 5: 10.
- Hay, M. 1981. The functional morphology of turf-forming seaweeds: persistence in stressful marine habitats. *Ecology*, 62(3): 739-750.
- Hughes, T.P. 1996. Demographic approaches to community dynamics: a coral reef example. *Ecology*, 77: 2256-2260.
- Hughes, T.P., M.J. Rodriguez, D.R. Bellwood, D. Ceccarelli, O. Hoegh-Guldberg, L. McCook, N. Molschaniwskyj, M.S. Pratchett, R.S. Steneck, and B. Willis. 2007. Phase shifts, herbivory and the resilience of coral reefs to climate change. *Curr. Biol.*, 17: 360-365.
- Jackson J.B.C., M.K. Donovan, K.L. Kramer, and V.V. Lam (Eds). 2014. Status and trends of Caribbean coral reefs: 1970-2012. Global Coral Reef Monitoring Network, IUCN, Gland, Switzerland. 306 p.
- Johnson, M.D., S. Comeau, C.A. Lantz, and J.E. Smith. 2017. Complex and interactive effects of ocean acidification and temperature on epilithic and endolithic coral-reef turf algal assemblages. *Coral reefs*, 36(4): 1-12.
- Jompa, J. and L.J. McCook. 2003a. Coral-algal competition: macroalgae with different properties have different effects on corals. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 258: 87-95.
- Jompa, J. and L.J. McCook. 2003b. Contrasting effects of turf algae on corals: massive *Porites spp.* are unaffected by mixed-species turfs, but killed by the red alga *Anotrichium tenue*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 258: 79-86.
- Jones, G., L. Santana, L. McCook, and M. McCormick. 2006. Resource use and impact of three herbivorous damselfishes on coral reef communities. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 328: 215-224.
- Kennelly, S. J. 1987. Inhibition of kelp recruitment by turfing algae and consequences for an Australian kelp community. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 112: 49-60.
- Kroeker, K., F. Micheli, and C. Gambi. 2013. Ocean acidification causes ecosystem shifts via altered competitive interactions. *Nat. Clim. Change*, 3: 156-159.
- Littler, D.S. and Littler, M.M. 2000. Caribbean reef plants. *Offshore Graphics*, Washington. 247 p.
- Littler, M.M., D.S. Littler and B.L. Brooks. 2006. Harmful algae on tropical coral reefs: bottom-up eutrophication and top-down herbivory. *Harmful Algae*, 5: 565-585.
- Márquez, J.C. and S. Zea. 2012. Parrotfish mediation in coral mortality and bioerosion by the encrusting, excavating sponge *Cliona tenuis*. *Mar. Ecol.*, 33: 417-426.
- McManus, J.W. and J.F. Polenberg. 2004. Coral-algal phase shifts on coral reefs: ecological and environmental aspects. *Prog. Oceanogr.*, 60: 263-279.
- Morrison, D. 1988. Comparing fish and urchin grazing in shallow and deeper coral reef algal communities. *Ecology*, 69: 1367-1382.
- Nugues, M.M. and C.M. Roberts. 2003. Coral mortality and interaction with algae in relation to sedimentation. *Coral Reefs*, 22: 507-516.
- Ober, G.T., G. Díaz-Pulido, and C. Thornber. 2016. Ocean acidification influences the biomass and diversity of reef-associated turf algal communities. *Mar. Biol.*: 163-204.
- Purcell, S.W. and D.R. Bellwood. 2001. Spatial patterns of epilithic algal and detrital resources on a windward coral reef. *Coral Reefs*, 20: 117-125.
- Roy, R.E. 2004. Turf algal/sediment (TAS) Mats: a chronic stressor on scleractinian corals. PhD Thesis, University of Texas at Austin. 191 p.
- Sokal, R.R. and F.J. Rohlf. 1981. *Biometry. The principles and practice of statistics in biological research.* 2nd Ed. W.H. Freeman and Co., San Francisco, 867 p.
- Sousa, W.P. 1979. Experimental investigations of disturbance and ecological succession in a rocky intertidal algal community. *Ecol. Monogr.*, 49(3): 227-254.
- Swierts, T. and M.J.A. Vermeij. 2016. Competitive interactions between corals and turf algae depend on coral colony form. *PeerJ*, 4: e1984. <https://doi.org/10.7717/peerj.1984>
- Taylor, W. 1960. *Marine algae of the eastern tropical and subtropical coast of the Americas.* Lord Baltimore Press/Universidad de Michigan, Michigan. 870 p.
- Underwood, A. 1997. *Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance.* Cambridge University Press, New York. 504 p.
- Vega-Sequeda, J., A. Rodríguez-Ramírez y M.C. Reyes-Nivia. 2008. Formaciones coralinas del área de Santa Marta: Estado y patrones de distribución espacial de la comunidad bentónica. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 37(2): 87-105.
- Wanders, J.B.W. 1976. The role of benthic algae in the shallow reef of Curaçao (Netherlands Antilles). I: primary productivity in the coral reef. *Aquat. Bot.*, 2: 235-270.
- Wynne, M. 2011. A check-list of benthic marine algae of the tropical and subtropical western Atlantic: third revision. *Nova Hedwigia*, 140: 1-166.
- Wynne, M. 2017. A checklist of benthic marine algae of the tropical and subtropical western Atlantic: fourth revision. *Nova Hedwig. Beih.*, 145: 1-202.
- Zea, S. 1994. Patterns of coral and sponge abundance in stressed coral reefs at Santa Marta, Colombian Caribbean. 257-264. In: Van Soest, R., Van Kempen, T., and J. C. Brackman (Eds.), *Proceedings of the 4th international Porifera Congress.* Amsterdam, Netherlands. 544 p.
- Zhiheng, L., Y. Kefu, Y. Wang, X. Huang, and L. X. 2019. Coral-algal interactions at Weizhou Island in the northern South China sea: variations by taxa and the exacerbating impact of sediments trapped in turf algae. *PeerJ*, 7: e6590. <https://doi.org/10.7717/peerj.6590>



Distribución y abundancia de las aves playeras en planos intermareales del Parque Nacional Natural Sanquianga y la bocana de Iscuandé, Nariño (Colombia), entre 2009 y 2020

Distribution and abundance of shorebirds in tidal flats of Sanquianga National Natural Park and the mouth of Iscuandé, Nariño (Colombia), between 2009 and 2020

Richard Johnston-González^{1,2*}, Diana Eusse-González² y Natasha Valencia-Martínez³

0000-0002-1365-8261

0000-0001-8845-5904

0000-0002-7535-3228

1. Coastal Solutions Fellows Program, Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, New York, USA/Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (Invemar), Santa Marta, Colombia/Center for Wildlife Ecology, Simon Fraser University, Vancouver, Canadá. richard.johnston@cornell.edu*
2. Asociación para el Estudio y Conservación de las Aves Acuáticas en Colombia (Calidris), Colombia. deusse@calidris.org.co
3. Grupo de investigación en Ecología de Estuarios y Manglares (Ecomanglares), Universidad del Valle, Cali, Colombia. natasha.valencia@correounivalle.edu.co
4. Autor de correspondencia.

RESUMEN

11 % de las aves playeras del corredor migratorio del Pacífico americano están disminuyendo y otro 46 % no cuenta con información para estimar su estado poblacional. Para entender la magnitud y las causas de estos cambios, se requiere información de sitios de concentración como la bocana de Iscuandé (IS) y el Parque Nacional Natural Sanquianga (PNNS). Para caracterizar la composición de las comunidades de aves playeras en estos sitios, se analizaron diez años de conteo. A partir de la abundancia proporcional, la prevalencia y la densidad media de cada localidad, se evaluó si existían diferencias entre sitios con diferente influencia marina y del río Patía. IS aportó el 63 % de la abundancia promedio, siendo el 80 % aves playeras pequeñas. En PNNS, la abundancia se repartió 40-60 % entre aves grandes y pequeñas, y la contribución de cada bocana fue proporcional al área muestreada. Estos resultados muestran que los dos sitios tienen comunidades diferentes de aves playeras. Esta heterogeneidad espacial tiene importantes implicaciones ecológicas y de conservación. El recambio en la composición taxonómica y por grupos de tamaño de aves playeras sugiere diferencias en el hábitat intermareal y en los organismos que lo habitan, lo que ofrece alternativas para la conservación de diferentes especies.

PALABRAS CLAVE: aves playeras, planos intermareales, variación espacial, Pacífico colombiano

ABSTRACT

11 % of shorebirds using the American Pacific Flyway are declining and an additional 46 % have no information to estimate their population status. To understand the magnitude of these changes and their causes, baseline information is required especially at sites of concentration like the mouth of Iscuandé River (IS) and the Sanquianga National Natural Park (SNNP). To characterize the composition of shorebird communities there, ten years of standardized counts were analyzed. Using proportional abundance, prevalence and mean density of each location, it was evaluated differences between sites with a different marine influence of the Patía River. IS contributed to 63 % of the average abundance in the study area, where 80 % were small shorebirds. Shorebird abundance in SNNP was 40-60 % among large and small birds, and the contribution of each mouth was proportional to the area sampled. These results show that IS and SNNP host different communities of shorebirds. This spatial heterogeneity has important ecological and conservation implications. The change in their taxonomic and size group composition suggests important differences in intertidal habitat and the organisms who inhabit it and also offers alternatives for the conservation of different assemblages of species.

.KEY WORDS: shorebirds, tidal flats, spatial variation, Colombian Pacific

DOI: <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2020.49.SuplEsp.1094>

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 norte de la costa de Nariño es reconocido como un sitio de gran riqueza de aves (Calderón-Leytón *et al.*, 2011) y alberga dos áreas reconocidas por su importancia para este grupo. El Parque Nacional Natural Sanquianga (PNNS), un área importante para la conservación de las aves (AICA), y la bocana de Iscuandé (IS), una reserva de aves playeras de la red hemisférica de reservas (RHRAP), son sitios de importancia para la conservación de las aves playeras en la ruta migratoria del Pacífico americano (Senner *et al.*, 2017) y presentan la mayor concentración de aves playeras no reproductivas en Colombia (Johnston-González y Eusse-González, 2009a). Las aves playeras son aves acuáticas que dependen de humedales en algún momento de su ciclo de vida (Ruiz-Guerra, 2013). Son un componente faunístico muy importante en la región de manglares del norte de Nariño (Calderón-Leytón *et al.*, 2011), donde se han registrado 34 especies, 32 de ellas migratorias (Ruiz-Guerra, 2011). Para el área de estudio se citan alrededor de 10 000 aves playeras en un sólo evento de conteo en el PNNS y se estima una población de cerca de 50 000 individuos en IS (Asociación Calidris, 2009; Johnston-González *et al.*, 2010; Zamudio *et al.*, 2013; Asociación Calidris y PNN Sanquianga, datos sin publicar). Estas grandes concentraciones corresponden a porcentajes significativos (entre 1 y 10 %) de las poblaciones biogeográficas de al menos cuatro especies, *Actitis macularius*, *Numenius phaeopus*, *Charadrius wilsonia* y *Pluvialis squatarola* (Ruiz-Guerra *et al.*, 2007; Johnston-González y Eusse-González, 2009a, 2009b).

A pesar de su importancia, la zona se enfrenta a diversas amenazas. La dinámica del estuario-delta del río Patía-Sanquianga se ha modificado en los últimos 40 años como consecuencia del aumento en los caudales, la sedimentación en los cauces, los efectos de maremotos, el fenómeno de El Niño y el aumento en el nivel del mar. Particularmente, el desvío del río Patía en 1973 generó procesos acelerados de erosión y sedimentación en la línea de costa, alteraciones en los ecosistemas estuarinos, incursión de agua dulce y sedimento en el sistema, aumentando la extensión de los planos intermareales (Restrepo y Cantera, 2011). Se conocen algunos efectos de este "colapso ambiental" (Parra y Restrepo, 2014), pero se desconocen los impactos sobre la biodiversidad asociada con los planos intermareales, en particular sobre las aves playeras.

Debido a la situación ambiental que enfrenta la región, en el Plan de Manejo del Parque Nacional Natural Sanquianga 2018-2023, los planos intermareales fueron

INTRODUCTION

The north of the coast of Nariño is recognized as a site of great bird richness (Calderón-Leytón *et al.*, 2011) and is home to two areas recognized for their importance for this group. The Sanquianga National Natural Park (SNNP), an important area for the conservation of birds (AICA), and the mouth of Iscuandé (IS), a shorebird reserve of the Western Hemisphere Shorebird Reserve Network (WHSRN), are sites of importance for the conservation of shorebirds in the American Pacific flyway (Senner *et al.*, 2017) and harbor the highest concentration of non-breeding shorebirds in Colombia (Johnston-González and Eusse-González, 2009a). Shorebirds are waterbirds that depend on wetlands at some point in their life cycle (Ruiz-Guerra, 2013). They are a very important faunal component in the mangrove region of northern Nariño (Calderón-Leytón *et al.*, 2011), where 34 species have been recorded, 32 of them migratory (Ruiz-Guerra, 2011). For the study area, around 10 000 shorebirds are reported in a single counting event in the SNNP and a population of about 50 000 individuals is estimated in IS (Asociación Calidris, 2009; Johnston-González *et al.*, 2010; Zamudio *et al.*, 2013; Asociación Calidris and Sanquianga NNP (unpublished data). These large concentrations correspond to significant percentages (between 1 and 10 %) of the biogeographic populations of at least four species, *Actitis macularius*, *Numenius phaeopus*, *Charadrius wilsonia*, and *Pluvialis squatarola* (Ruiz-Guerra *et al.*, 2007; Johnston-González and Eusse-González, 2009a, 2009b).

Despite its importance, the area faces various threats. The dynamics of the estuary-delta of the Patía-Sanquianga River has changed in the last 40 years as a consequence of the increase in the flow, the sedimentation in the channels, the effects of tidal waves, the El Niño phenomenon, and the increase in the level of the sea. In particular, the diversion of the Patía River in 1973 generated accelerated erosion and sedimentation processes on the coastline, alterations in estuarine ecosystems, the incursion of fresh water and sediment in the system, increasing the extension of the tidal flats (Restrepo and Cantera, 2011). Some effects of this "environmental collapse" are known (Parra and Restrepo, 2014), but the impacts on biodiversity associated with tidal flats are unknown, particularly on shorebirds.

Due to the environmental situation facing the region, in the Sanquianga National Natural Park Management Plan 2018-2023, tidal flats were selected as



seleccionados como Valores Objeto de Conservación (VOC) (PNN Sanquianga, 2017), y se han clasificado como zonas de conservación en el Acuerdo de Zonificación del consejo comunitario Esfuerzo Pescador, al que pertenece la IS (Asociación Calidris y consejo comunitario Esfuerzo Pescador, 2017). Para evaluar el progreso de los acuerdos de manejo del PNNS y de IS, desde 2012 se realizan monitoreos de varios elementos de la biodiversidad, entre ellos las aves playeras en los planos lodosos intermareales.

Estos programas de monitoreo se articularon al proyecto de Aves Playeras Migratorias (MSP) del Pacífico americano, en el que se hace seguimiento a poblaciones de aves playeras en su área de invernada, que abarca sitios desde el sur de Canadá hasta Chile (Reiter *et al.*, 2020). Este programa, que abarca cerca de 100 sitios en los 13 países de la costa americana, contribuye en la identificación de múltiples causas y tasas de cambio local y regional de las aves playeras (Butler *et al.*, 2004). Esto es clave si se considera que 40 % de las poblaciones de aves playeras en el Pacífico americano se encuentran en disminución y 41 % adicional no tienen datos suficientes para estimar su tendencia poblacional (Senner *et al.*, 2017). Entender la magnitud de estos cambios, requiere esfuerzos coordinados que documenten la cantidad y distribución de aves playeras, considerando múltiples escalas espaciales.

En este sentido, las diferencias ecológicas que presentan las especies, deben ser consideradas para entender los patrones espaciales que presentan. Por ejemplo, la distancia migratoria y el tamaño corporal, entre otros factores, han sido evaluados como determinantes de la disminución poblacional de diferentes especies (Thomas *et al.*, 2006). Las aves playeras de tamaño pequeño, como algunas del género *Calidris*, presentan patrones de distribución contrastantes a los de aves de mayor tamaño (Kauffman *et al.*, 2018). Al menos parte de estas diferencias podrían estar asociadas a repertorios de estrategias antidepredatorias (Lank *et al.*, 2003) que incluyen por ejemplo la selección de hábitats más seguros (Hope, 2018; Johnston-González, 2019) o la disponibilidad localizada de recursos específicos como biopelículas (Jiménez, 2013). Sin embargo, se desconocen los efectos de estas diferencias ecológicas sobre los patrones de distribución de aves de diferente tamaño.

En el presente estudio, se describe la composición de la comunidad de aves playeras en planos intermareales del PNNS y IS en relación con diferencias en el tamaño corporal, además se evalúa la variación espacial al interior de las seis bocanas con influencia diferencial del río Patía-

Conservation Objective Values (COV) (PNN Sanquianga, 2017), and were classified as conservation areas in the Zoning Agreement of the Esfuerzo Pescador Community Council, to which the IS belongs (Asociación Calidris and consejo comunitario Esfuerzo Pescador, 2017). To evaluate the progress of the SNNP and IS management agreements, since 2012 several elements of biodiversity have been monitored, including shorebirds in the tidal flats.

These monitoring programs were articulated with the American Pacific Migratory Shorebird Project (MSP), in which shorebird populations are monitored in their wintering area, which includes sites from southern Canada to Chile (Reiter *et al.*, 2020). This program, which encompasses nearly 100 sites in the 13 countries along the American coast, contributes to the identification of multiple causes and rates of local and regional change in shorebirds (Butler *et al.*, 2004). This is key considering that 11 % of shorebird populations in the American Pacific are in decline and an additional 46 % do not have enough data to estimate their population trend (Senner *et al.*, 2017). Understanding the magnitude of these changes requires coordinated efforts to document the number and distribution of shorebirds, considering multiple spatial scales.

In this sense, the ecological differences that the species present must be considered to understand the spatial patterns that they present. For example, migratory distance and body size, among other factors, have been evaluated as determinants of the population decline of different species (Thomas *et al.*, 2006). Small shorebirds, such as some species of the genus *Calidris*, present contrasting distribution patterns to larger birds (Kauffman *et al.*, 2018). At least part of these differences could be associated with repertoires of anti-predatory strategies (Lank *et al.*, 2003) that include, for example, the selection of safer habitats (Hope, 2018; Johnston-González, 2019) or the localized availability of specific resources such as biofilms (Jiménez, 2013). However, the effects of these ecological differences on the distribution patterns of birds of different sizes are unknown.

In the present study, the composition of the shorebird community in tidal flats of the SNNP and IS is described in relation to differences in body size; also, the spatial variation within the six mouths with the differential influence of the Patía-Sanquianga River is evaluated. The results of these analyzes will be useful to guide management actions in the territories and to have a baseline of the

Sanquianga. Los resultados de estos análisis serán útiles para guiar acciones de manejo de los territorios y tener una línea de referencia de la variabilidad natural de la comunidad de aves playeras en relación con cambios ambientales en la zona de estudio.

ÁREA DE ESTUDIO

La zona de estudio se ubica en el norte de Nariño, en la costa sur del Pacífico colombiano ($2^{\circ} 40' - 2^{\circ} 23' N$ y $78^{\circ} 28' - 77^{\circ} 55' W$) (Figura 1). La región corresponde al sistema Sanquianga, un complejo deltaico en el que confluyen los ríos Patía, Sanquianga, Satinga, Tapaje, Iscuandé y otros cursos menores (Alonso *et al.*, 2008). En este complejo, el bosque de mangle ocupa una franja ancha que alcanza 30 km en el PNNS por efecto del delta-estuario Patía-Sanquianga y es considerado uno de los más extensos de Suramérica (Restrepo y Kettner, 2012). La zona tiene clima tropical, con temperaturas medias de $26^{\circ} C$ y abundantes precipitaciones de entre 3 000-3 500 mm, ya que está ubicada en una de las regiones más lluviosas de la tierra (Fick y Hijmans, 2017). Presenta un régimen de marea semidiurno que inunda gran parte del área dos veces al día, con una altura de marea mensual que alcanza hasta 4,6 m (IDEAM, 2016).

Los ecosistemas del PNNS y la IS comprenden aproximadamente 94 000 ha de hábitats costeros (Asociación Calidris y consejo comunitario Esfuerzo Pescador, 2017; PNN Sanquianga, 2017), con bosques de manglar, estuarios, fondos móviles, playas de arena, planos intermareales (Alonso *et al.*, 2008) y asentamientos humanos.

Este estudio se enfocó en los planos intermareales, el principal hábitat de alimentación para aves playeras (Senner *et al.*, 2017). Estos abarcan más de 12 000 ha en la costa norte de Nariño (IDEAM *et al.*, 2007; Murray *et al.*, 2019). Son reconocidos como uno de los ecosistemas más importantes de la región, al ofrecer recursos temporales que determinan el comportamiento de las especies asociadas y la oferta de recursos provenientes de los otros ecosistemas (von Prahll y Cantera, 1990; Ruiz, 2004). También resaltan por ser ecosistemas de alta productividad (Murray *et al.*, 2019) y un hábitat importante para la alimentación, refugio y reproducción de aves acuáticas, en especial para aves playeras (Johnston-González y Eusse-González, 2009a). Así mismo son un ecosistema importante para las comunidades humanas, ya que proveen alimento y ayudan a la regulación de la erosión costera de la región (Fundación Natura e Invemar, 2019).

natural variability of the shorebird community associated with environmental changes in the study area.

STUDY AREA

The study area is located in the north of Nariño, on the southern coast of the Colombian Pacific ($2^{\circ} 40' - 2^{\circ} 23' N$ and $78^{\circ} 28' - 77^{\circ} 55' W$) (Figure 1). The region corresponds to the Sanquianga system, a delta complex in which the rivers Patía, Sanquianga, Satinga, Tapaje, Iscuandé, and other smaller courses converge (Alonso *et al.*, 2008). In this complex, the mangrove forest occupies a wide strip that reaches 30 km in the SNNP as a result of the Patía-Sanquianga delta-estuary and is considered one of the most extensive in South America (Restrepo and Kettner, 2012). The area has a tropical climate, with average temperatures of $26^{\circ} C$ and abundant rainfall of between 3 000-3 500 mm, as it is located in one of the rainiest regions on earth (Fick and Hijmans, 2017). It has a semi-diurnal tidal regime that floods a large part of the area twice a day, with a monthly tidal height that reaches up to 4.6 m (IDEAM, 2016).

The ecosystems of the SNNP and the IS comprise approximately 94,000 ha of coastal habitats (Asociación Calidris and consejo comunitario Esfuerzo Pescador, 2017; PNN Sanquianga, 2017), with mangrove forests, estuaries, mobile bottoms, sandy beaches, intertidal mud flats (Alonso *et al.*, 2008) and human settlements.

This study focused on tidal flats, the main foraging habitat for shorebirds (Senner *et al.*, 2017). These cover more than 12 000 ha on the north of Nariño coast (IDEAM *et al.*, 2007; Murray *et al.*, 2019). They are recognized as one of the most important ecosystems in the area, by offering temporary resources that determine the behavior of the associated species and the supply of resources from other ecosystems (von Prahll and Cantera, 1990; Ruiz, 2004). They also stand out for being highly productive ecosystems (Murray *et al.*, 2019) and an important habitat for feeding, refuge, and reproduction of waterbirds, especially for shorebirds (Johnston-González and Eusse-González, 2009a). Likewise, they are an important ecosystem for human communities that provide food and help to regulate coastal erosion in the region (Fundación Natura and Invemar, 2019).

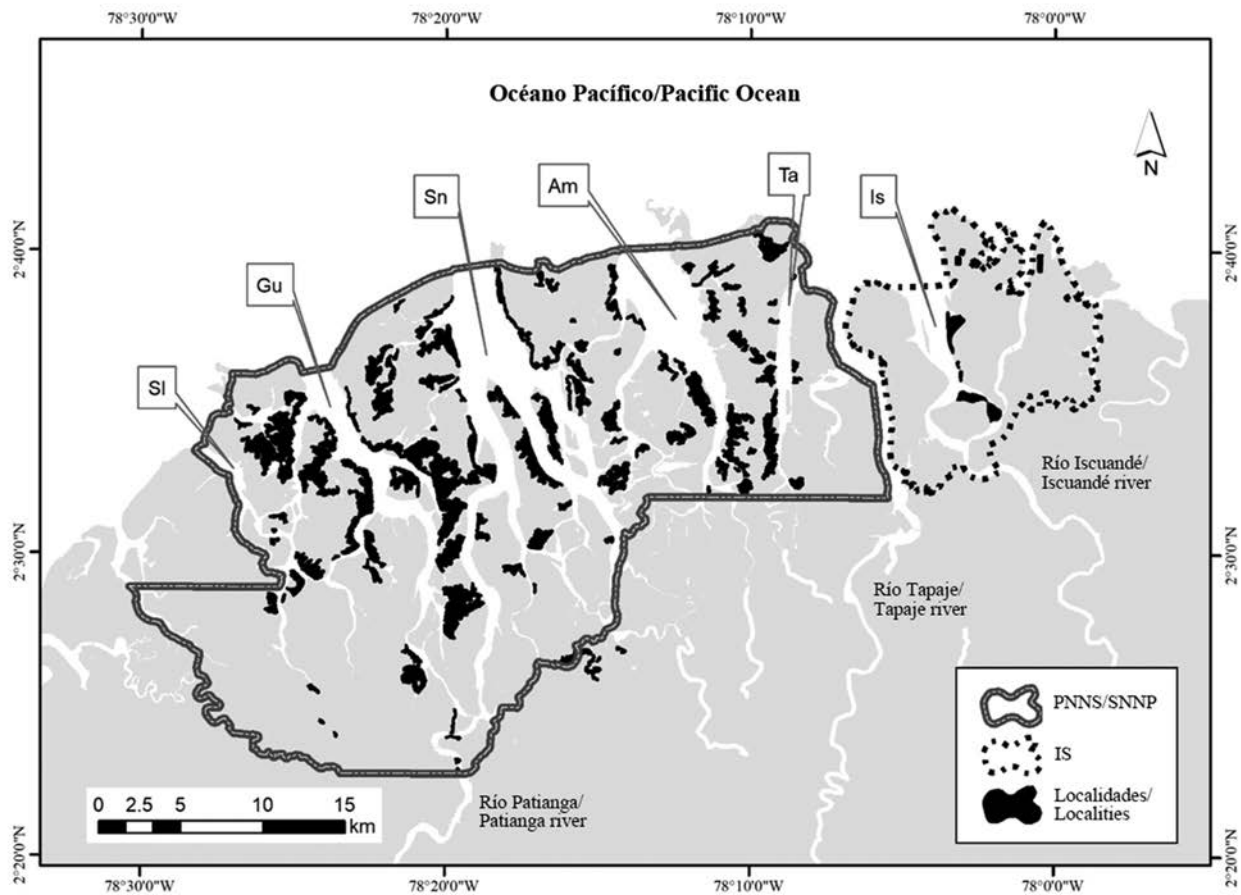
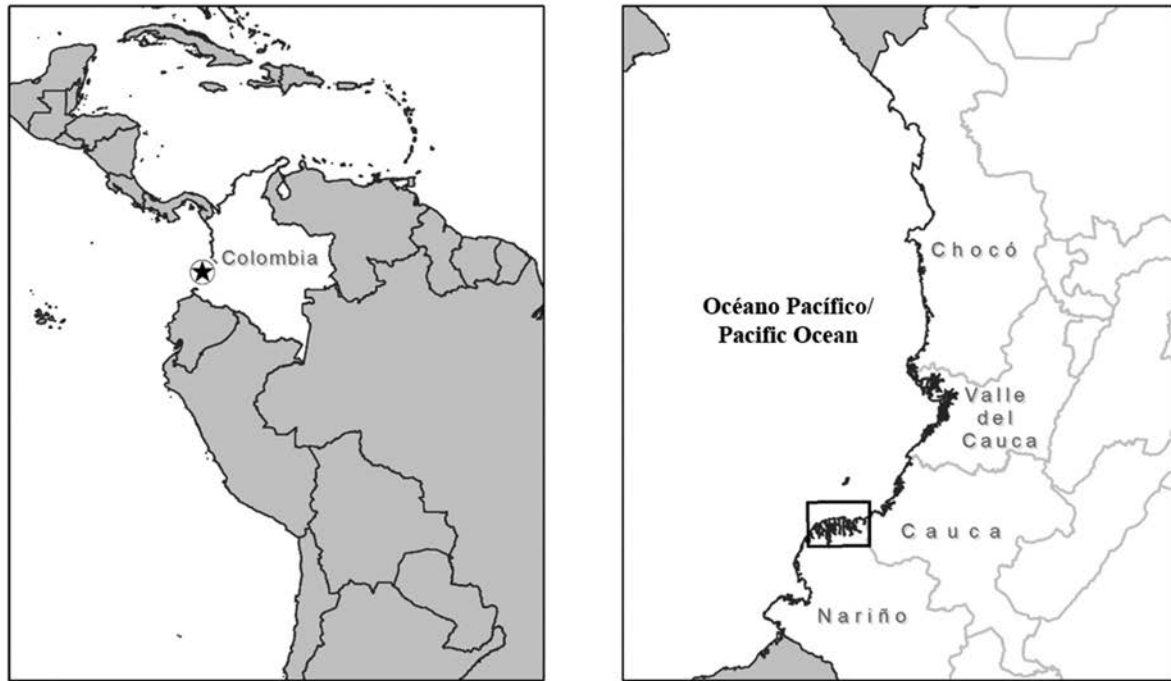


Figura 1. Área de estudio. Ubicación de los planos lodosos intermareales en PNNS y IS en el Pacífico colombiano: SI = Salango. Gu = Guascama. Sn = Sanquianga. Am = Amarales. Ta = Tapaje. Is = Iscuandé.

Figure 1. Study area. Location of the tidal flats in PNNS and IS in the Colombian Pacific: SI = Salango. Gu = Guascama. Sn = Sanquianga. Am = Amarales. Ta = Tapaje. Is = Iscuandé.

Para el PNNS se usó el mapa de ecosistemas del área (Unidad Administrativa Especial del Sistema de PNN, 2007), que incluye 946 planos intermareales (polígonos), los cuales ocupan 10 190 ha (Alonso *et al.*, 2008) en las cinco bocanas principales del PNNS. Las bocanas del PNNS muestran diferencias en caudal, ancho del delta, tasa de sedimentación en los canales transversales y retroceso de la cuña salina en el estuario fluvial. Estas diferencias entre las bocanas, parecen ser efecto del río Patía-Sanquianga y van desde un nivel medio en la bocana de Salango al occidente, alta en las bocanas de Guascama y Sanquianga y de media a baja en Amarales y Tapaje en el oriente del PNNS (Parra y Restrepo, 2014). Adicionalmente cerca de 2000 ha adicionales de este hábitat se encuentran en la IS, la cual se seleccionó como una sexta bocana. En IS el área de planos intermareales está concentrada en la boca del río, donde se forman islas barreras en constante cambio debido a la erosión intensa por efecto del mar y la sedimentación del río Iscuandé (Posada *et al.*, 2009).

MATERIALES Y MÉTODOS

Para entender el comportamiento de la comunidad de las aves playeras al interior del PNNS y en IS se delimitó el área de influencia de las seis bocanas en un mapa de ecosistemas de los sitios y se seleccionaron planos intermareales al interior de cada una. Se seleccionaron 155 planos intermareales en el PNNS y 7 en IS, como localidades de muestreo (Figura 1). La selección y distribución de localidades respondió a la disponibilidad de sitios en cada bocana y a la facilidad de acceso (navegabilidad y seguridad). El trabajo de campo se realizó en 2009 y entre 2012 a 2020 para un total de 10 años. Cada localidad se visitó una vez cada año entre el 15 de enero y el 15 de febrero, período en que las poblaciones migratorias de aves playeras se han establecido en sus áreas no reproductivas (Reiter *et al.*, 2020). Cada año se visitaron entre 58 y 96 localidades cubriendo entre 17-30 % (2485-4258 ha) del hábitat total de la zona de estudio (14 000 ha) (Anexo 1). Los conteos se realizaron desde embarcaciones y sólo dos localidades en IS, los bajos La Cunita y Quiñonez, se hicieron a pie debido a su gran extensión. Los conteos desde embarcaciones se realizaron entre dos a tres horas antes y después de la bajamar, mientras que los conteos a pie se realizaron dos horas después de la pleamar.

En PNNS los conteos se hicieron durante cuatro días consecutivos con pleamares máximas entre las 3:00 y 5:00 h, mientras que en IS se realizaron conteos en dos

The map of ecosystems of the area (Special Administrative Unit of the PNN System, 2007) was used for the SNNP, which reports 946 tidal flats (polygons), which occupy 10 190 ha (Alonso *et al.*, 2008) in the five mouths of the SNNP. The mouths of the SNNP show differences in flow, delta width, sedimentation rate in the transverse channels, and retreat of the saline wedge in the river estuary. These differences between the mouths seem to be an effect of the Patía-Sanquianga River and range from a medium level in the Salango mouth to the west, high in the Guascama and Sanquianga mouths, and from medium to low in Amarales and Tapaje in the east of the SNNP (Parra and Restrepo, 2014). Additionally, about 2000 additional ha of this habitat are found in the IS, which was selected as a sixth mouth. In IS, the area of muddy planes is concentrated at the mouth of the river, where barrier islands are formed in constant change due to intense erosion by the effect of the sea and the sedimentation of Iscuandé River (Posada *et al.*, 2009).

MATERIALS AND METHODS

To understand the behavior of the shorebird community within the SNNP and in IS, the area of influence of the six mouths was delimited on an ecosystem map of the sites and tidal flats were selected within each one. 155 tidal flats were selected in the SNNP and 7 in IS, as sampling locations (Figure 1). The selection and distribution of locations responded to the availability of sites in each entrance and ease of access (navigability and security). The fieldwork was carried out in 2009 and between 2012 and 2020 for a total of 10 years. Each locality was visited once each year between January 15 and February 15, a period in which migratory shorebird populations have become established in their non-breeding areas (Reiter *et al.*, 2020). Each year between 58 and 96 localities were visited, covering between 17-30 % (2485-4258 ha) of the total habitat of the study area (14 000 ha) (Appendix 1). The counts were made from boats and only two localities in IS, the La Cunita and Quiñonez, were made on foot due to their great extension. Counts from boats were made two to three hours before and after low tide, while counts on foot were made two hours after high tide.

In SNNP, the counts were made during four consecutive days with maximum high tides between 3:00 and 5:00 h, while in IS, counts were made on two consecutive days with maximum high tides between

días consecutivos con pleamares máximas entre las 5:00 y 6:00 h. La selección del horario y el tiempo mareal buscó que la exposición de los planos intermareales sea la máxima durante el conteo de aves playeras, pero que permita la navegación entre los esteros. En cada localidad se realizó un conteo e identificación de las aves playeras y se registraron características de cada localidad, cómo el estado de inundación, y proporción del hábitat visible. Otras variables de hábitat (presencia y altura de vegetación) y clima (nubosidad y precipitación), fueron registradas siguiendo las recomendaciones del proyecto MSP (Reiter *et al.*, 2020).

Para disminuir los sesgos asociados a la identificación y conteo de grandes bandadas sólo se contaron aves hasta 200 m de distancia de los observadores. Para bandadas de varios miles de individuos se hizo necesario la estimación (decenas, cientos, miles) y el conteo repetido (a veces con varios observadores) hasta lograr un consenso. En el caso de bandadas mixtas se hizo una primera estimación del tamaño de la bandada y luego de los porcentajes por especies de varios grupos seleccionados en el campo del telescopio o binocular. Especies similares como *Calidris mauri* y *C. pusilla* pueden distinguirse con una combinación de marcas de campo, en especial el tamaño del pico (Pyle, 2008). Sin embargo, en las situaciones mencionadas (bandadas grandes y mixtas) no siempre es fácil separar las especies, por lo que se decidió unir las para los análisis.

Composición de la comunidad de aves. Para caracterizar la composición taxonómica de la comunidad de aves playeras en PNNS y IS se evaluó la frecuencia como el número de localidades con registros/total de localidades y el número de registros/total de registros de todas las especies y abundancia de cada especie como el valor máximo anual en toda el área de estudio dividido por el total acumulado de todas las especies. Se compararon las proporciones de familias y de grupos de especies por tamaño con estadística descriptiva.

Variación espacial de la frecuencia. Para identificar si existen diferencias en la distribución espacial de las especies de aves playeras se comparó la probabilidad de registrar cada especie entre las seis bocanas que conforman el área de estudio. Para cada especie se construyó un modelo lineal generalizado mixto (GLMM) con distribución binomial. Este modelo usó el número de visitas con registros de la especie para estimar la probabilidad de presencia (variable respuesta) en función de la bocana donde se encuentra (variable explicativa). Se usó la localidad de muestreo como una variable aleatoria anidada dentro de cada bocana. Se

5:00 and 6:00 h. The selection of the time and tidal time sought to ensure that the exposure of the tidal flats is the maximum during the shorebird count, but that it allows navigation between the estuaries. In each locality, a count and identification of shorebirds were carried out and characteristics of each locality were recorded, such as the state of flooding, and the proportion of the visible habitat. Other habitat variables (presence and height of vegetation) and climate (cloudiness and precipitation) were recorded following the recommendations of the MSP project (Reiter *et al.*, 2020).

To reduce biases associated with the identification and counting of large flocks, only birds up to 200 m away from the observers were counted. For flocks of several thousand individuals, estimation (tens, hundreds, thousands) and repeated counting (sometimes with several observers) was necessary until consensus was reached. In the case of mixed flocks, a first estimate was made of the size of the flock and then of the percentages by species of several groups selected in the telescope or binocular field. Similar species such as *Calidris mauri* and *C. pusilla* can be distinguished with a combination of field markings, especially bill size (Pyle, 2008). However, in the mentioned situations (large and mixed flocks) it is not always easy to separate the species, so it was decided to unite them for the analyzes.

Composition of the bird community. To characterize the taxonomic composition of the shorebird community in SNNP and IS, the frequency was evaluated as the number of locations with records /total locations and the number of records/total records of all species and abundance of each species as the maximum annual value in the entire study area divided by the accumulated total of all species. The proportions of families and groups of species by size were compared using descriptive statistics.

Spatial variation of frequency. To identify if there are differences in the spatial distribution of shorebird species, the probability of registering each species among the six mouths that form the study area were compared. For each species, a mixed generalized linear model (GLMM) with binomial distribution was fitted. This model used the number of visits with records of the species to estimate the probability of presence (response variable) as a function of the river mouth (explanatory variable). The sampling location was used as a random variable nested within each mouth. The fit of the model was evaluated with the quotient of its statistical deviation divided by the statistical

evaluó el ajuste del modelo con el cociente de su desviación estadística dividido por la desviación estadística del modelo nulo (H_0 : la probabilidad media de registrar la especie no difiere entre bocanas). Para determinar la significancia de la prueba se usó el estadístico Z y el test Wald chi-test, y se hicieron pruebas posteriores de Tukey para determinar entre cuáles pares de bocanas existe evidencia de diferencia de la probabilidad de presencia de cada especie.

Variación espacial de la densidad. Se evaluó la variación espacial en la abundancia mediante un modelo lineal con la densidad (individuos/ha) como variable respuesta y la bocana como variable explicativa. Por la escasez de datos para Salango, se decidió no incluir esta bocana en el análisis. Se hicieron pruebas posteriores de Tukey para determinar entre cuáles pares de bocanas existe evidencia de diferencia de la densidad de cada especie. Se usó el estadístico F con un nivel de significancia de $P = 0,05$. Los modelos para frecuencia y densidad fueron implementados con el paquete *lsmeans* (Lenth, 2016) en el programa estadístico R (R Core Team, 2020).

RESULTADOS

Las aves playeras estuvieron presentes en 158 de 162 de las localidades visitadas en el conteo de IS y PNNS entre 2009 y 2020. Scolopacidae fue la familia más frecuente, con al menos un registro en todas las localidades con aves playeras, mientras Charadriidae fue registrada en poco más de la mitad de las localidades y Haematopodidae en solo cuatro (Figura 2A). Las especies grandes contribuyeron con 55 % de los registros de aves playeras acumulados en 10 años de conteo (Anexo 2). Este aporte fue mayor en la familia Haematopodidae y Scolopacidae, que en Charadriidae (Figura 2B, Anexo 2). Tres de las cuatro especies más comunes fueron aves grandes (*N. phaeopus*, *T. semipalmata* y *T. melanoleuca*) y en su conjunto contribuyeron con 42 % de todos los registros acumulados en 10 años de conteo (Figura 2C, Anexo 2). *Numenius phaeopus* y *Actitis macularius* tienen la distribución más amplia (Figura 2C), presentes en 95 % de las localidades visitadas mientras que *C. mauri* y *C. pusilla* contribuyeron con dos terceras partes de la abundancia total anual (Figura 2D). En conjunto estos resultados muestran que las aves playeras son ubicuas en el paisaje costero de IS y PNNS, ya que ocupan casi todas las localidades de hábitat intermareal. Adicionalmente las aves grandes tienen una mayor distribución (más localidades y registros acumulados), mientras unas pocas especies de aves pequeñas dominan numéricamente.

deviation of the null model (H_0 : the mean probability of registering the species does not differ between mouths). To determine the significance of the test, the Z statistic and the Wald chi-test were used, and subsequent Tukey tests were performed to determine between which pairs of mouths there is evidence of a difference in the probability of the presence of each species.

Spatial variation of density. The spatial variation in abundance was evaluated using a linear model with density (individuals/ha) as the response variable and the mouth as the explanatory variable. Due to the scarcity of data for Salango, it was decided not to include this mouth in the analysis. Subsequent Tukey tests were performed to determine between which pairs of mouths there is evidence of a difference in the density of each species. The F statistic was used with a level of significance of $P = 0.05$. The models for frequency and density were implemented with the *lsmeans* package (Lenth, 2016) in the R statistical program (R Core Team, 2020).

RESULTS

Shorebirds were present in 158 out of 162 of the localities visited in the IS and SNNP count between 2009 and 2020. Scolopacidae was the most frequent family, with at least one record in all localities with shorebirds, while Charadriidae was recorded in little more than half of the localities and Haematopodidae in only four (Figure 2A). Large species contributed 55 % of the accumulated shorebird records in 10 counting years (Appendix 2). This contribution was greater in the families Haematopodidae and Scolopacidae than in Charadriidae (Figure 2B, Appendix 2). Three of the four most common species were large birds (*N. phaeopus*, *T. semipalmata* and *T. melanoleuca*) and together they contributed 42 % of all records accumulated in 10 years (Figure 2C, Appendix 2). *Numenius phaeopus* and *Actitis macularius* have the widest distribution (Figure 2C), present in 95 % of the localities visited while *C. mauri* and *C. pusilla* contributed two-thirds of the total annual abundance (Figure 2D). Together these results show that shorebirds are ubiquitous in the IS and SNNP coastal landscape since they occupy almost all intertidal habitat locations. Additionally, large birds have a greater distribution (more locations and accumulated records), while a few small bird species dominate numerically.

Al interior del PNNS el aporte de la abundancia fue proporcional a su área muestreada, contrario a lo observado en la bocana de Iscuandé, que aportó un promedio de 63 % de la abundancia anual, 21 veces más de lo esperado por su área muestreada, que es apenas 3,4 % del total en el área de estudio (Figura 3). Las bocanas Sanquianga y Guascama,

Within the SNNP the contribution of abundance was proportional to its sampled area, contrary to what was observed in the mouth of Iscuandé, which contributed an average of 63 % of the annual abundance, 21 times more than expected for its sampled area, which is only 3.4 % of the total in the study area (Figure 3). The Sanquianga and

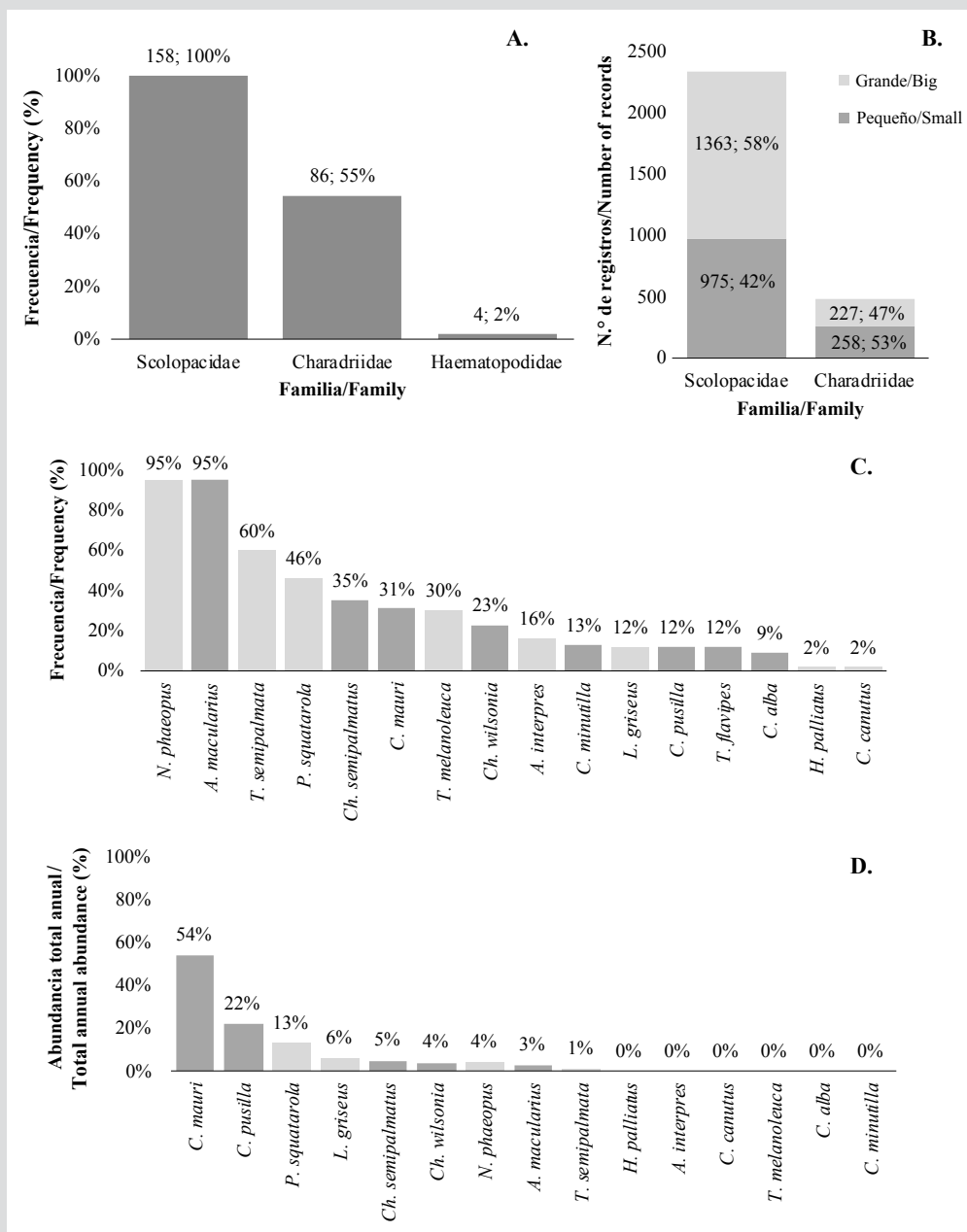


Figura 2. Frecuencia (proporción de localidades con registros), registros y abundancia de aves playeras por familia en PNNS y IS. **A)** Frecuencia por familia. **B)** Registros por familia y categoría de tamaño (*H. palliatus*, única especie de Haematopodidae, solo cuenta con 25 registros y no se muestra en la figura). **C)** Frecuencia (%) por especie. **D)** Abundancia total anual máxima. En **B)**, **C)** y **D)** las especies pequeñas se representan con gris oscuro y las grandes con gris más claro. Ver Anexo 2 para valores absolutos y detalles adicionales.

Figure 2. Frequency (proportion of localities with records), records, and abundance of shorebirds by family in PNNS and IS. **A)** Frequency by family. **B)** Records by family and size category (*H. palliatus* only species of Haematopodidae, only has 25 records and is not shown in the Figure). **C)** Frequency (%) by species. **D)** Maximum annual total abundance. In **B)**, **C)** and **D)** the small species are represented with dark gray and the large ones with the lighter gray. See Annex 2 for absolute values and additional details.

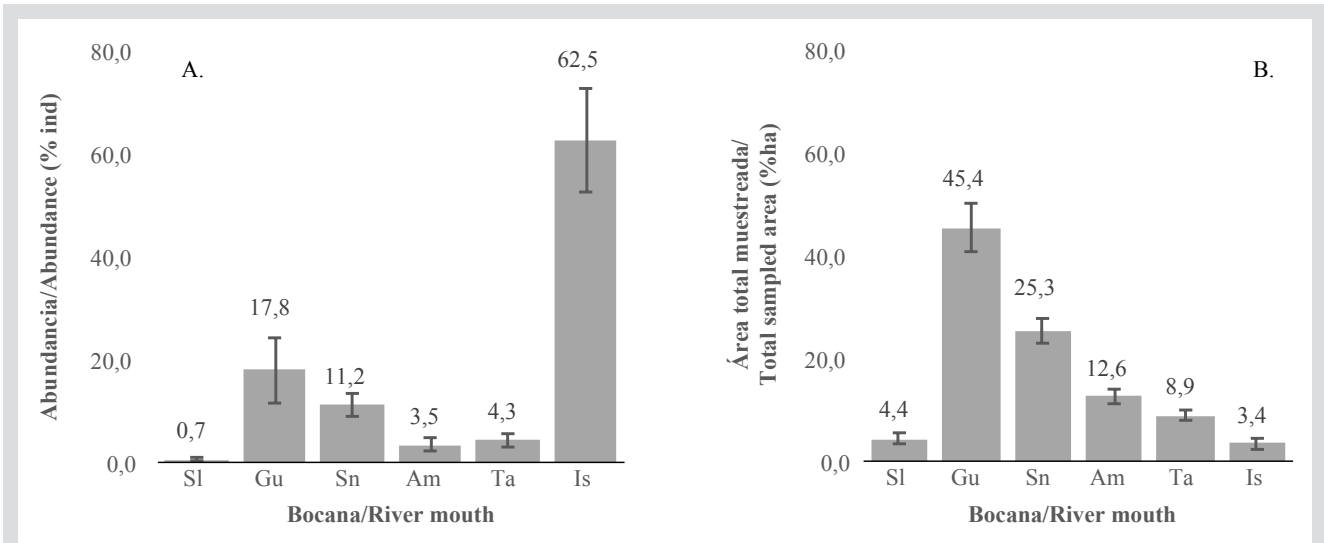


Figura 3. Contribución de cada bocana a **A)** abundancia total de aves playeras y **B)** área muestreada durante 10 años de conteo. (Las barras indican el promedio y las líneas un error estándar). Los datos para cada año se encuentran en el Anexo 3. Bocanas: SI = Salango. Gu = Guascama. Sn = Sanquianga. Am = Amarales. Ta = Tapaje. Is = Iscuandé.

Figure 3. Contribution of each river mouth to **A)** Total abundance of shorebirds and **B)** Area sampled during 10 counting years. (The bars indicate the average and the lines a standard error). The data for each year are found in Annex 3. Mouths: SI = Salango. Gu = Guascama. Sn = Sanquianga. Am = Amarales. Ta = Tapaje. Is = Iscuandé.

contribuyeron con un promedio de 29 % de la abundancia anual y 70 % del área muestreada, mientras las bocanas restantes (Amarales, Tapaje y Salango) aportaron 9 % restante con 26 % del área muestreada (Anexo 3).

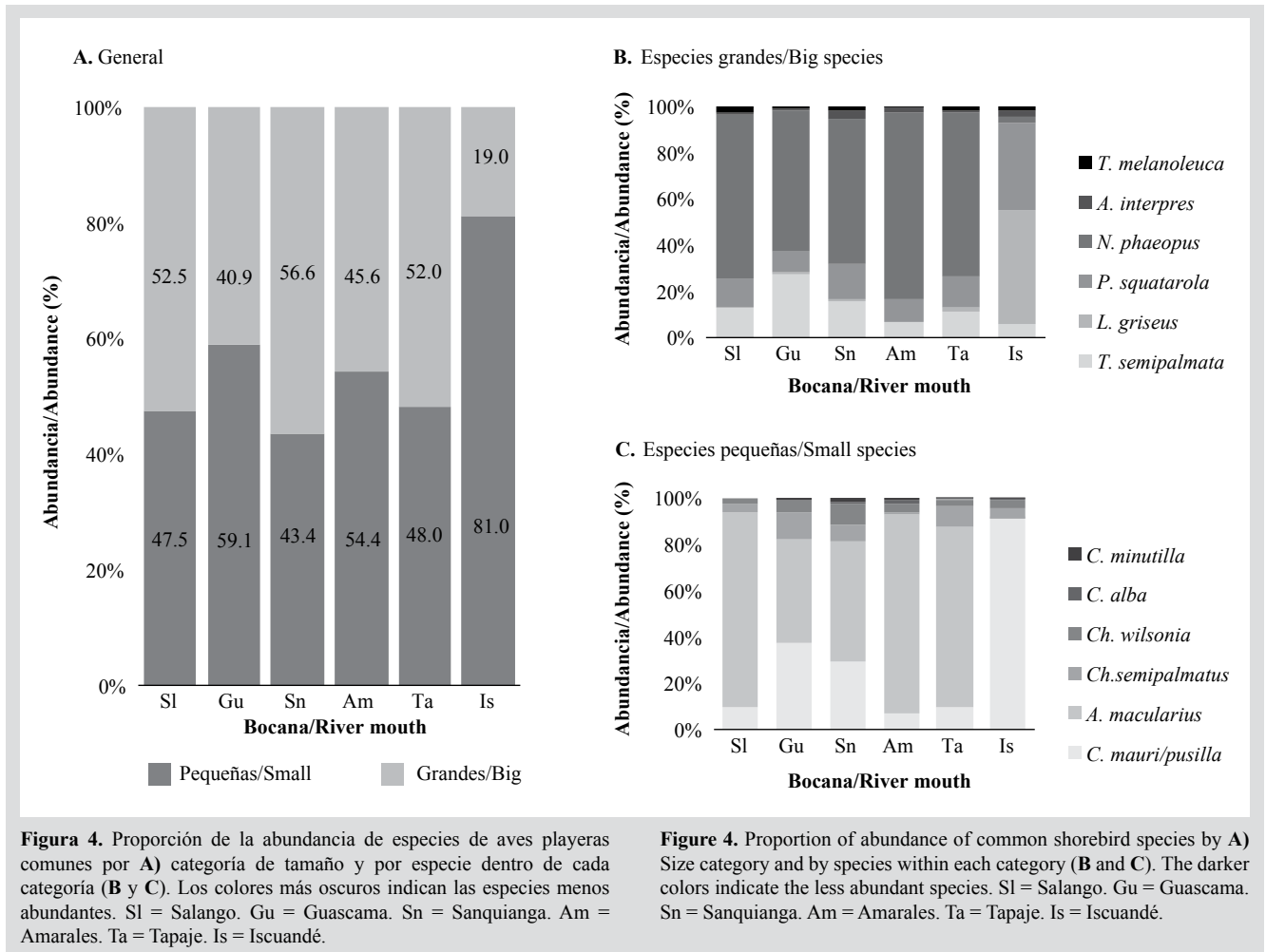
Se encontraron diferencias en la composición por categorías de tamaño entre IS y PNNS. Dentro de PNNS la composición entre aves grandes y pequeñas fue similar variando proporcionalmente entre 40 y 50 %, mientras que en IS predominaron las aves pequeñas sobre las grandes con 81 % de la abundancia (Figura 4A). También en IS, 87 % la abundancia de playeras grandes fue contribuida por *P. squatarola* y *L. griseus* (Figura 4B), mientras que 90 % de aves pequeñas fue aportado por *C. mauri/pusilla* (Figura 4C). Por su parte, en PNNS *N. phaeopus* contribuyó con 65 % de la abundancia de aves grandes y *A. macularius* con 55 % de aves pequeñas. Adicionalmente, la composición de las bocanas Guascama y Sanquianga difiere de las otras bocanas en PNNS, con una mayor de abundancia de *T. semipalmata* y *C. mauri/pusilla*. En conjunto estos resultados muestran que la composición, medida como el aporte porcentual a la abundancia total, fue muy diferente entre IS y PNNS y que en este último las bocanas con mayor influencia del Patía (Guascama y Sanquianga) presentan una composición ligeramente diferente del resto del parque.

Seis de ocho especies presentaron mayor probabilidad de presencia en la bocana de Iscuandé

Guascama mouths contributed an average of 29 % of the annual abundance and 70 % of the sampled area, while the remaining mouths (Amarales, Tapaje, and Salango) contributed the remaining 9 % with 26 % of the sampled area (Appendix 3).

Differences were found in the composition by size categories between IS and SNNP. Within SNNP, the composition between large and small birds was similar, varying proportionally between 40 and 50%, while in IS, small birds predominated over large birds with 81% of the abundance (Figure 4A). Also in IS 87% of the abundance of large shorebirds was contributed by *P. squatarola* and *L. griseus* (Figure 4B), while 90% of small birds were contributed by *C. mauri/pusilla* (Figure 4C). On the other hand, in SNNP *N. phaeopus* contributed 65% of the abundance of large birds and *A. macularius* 55% of small birds. Additionally, the composition of the Guascama and Sanquianga mouths differs from the other mouths in SNNP, with a higher abundance of *T. semipalmata* and *C. mauri/pusilla*. Together these results show that the composition, measured as the percentage contribution to the total abundance, was very different between IS and SNNP and that in the latter the mouths with the greatest influence from Patía (Guascama and Sanquianga) present a slightly different composition from the rest of the park.

Six out of eight species had a higher probability of presence in the Iscuandé mouth (Figure 5), *N.*



(Figura 5), *N. phaeopus* presentó una probabilidad similar en todas las bocanas y *A. macularia* una probabilidad menor en las bocanas Salango e Iscuandé. Al interior del PNNS las seis especies (*T. semipalmata*, *T. melanoleuca*, *P. squatorola*, *C. mauri/pusilla*, *Ch. wilsonia* y *Ch. semipalmatus*) muestran diferencias entre las bocanas. En general, en las bocanas de Guascama y Sanquianga la probabilidad de presencia es mayor para las seis especies, aunque solo para *T. semipalmata* la diferencia entre estas bocanas es significativa. *Charadrius wilsonia* tienen una probabilidad de presencia significativamente menor al promedio. En la Tabla 1 se muestran los valores promedio de la probabilidad de presencia con su error estándar de las ocho especies.

En cuanto a densidad (Figura 6, Tabla 2), seis especies (*T. semipalmata*, *T. melanoleuca*, *P. squatorola*, *C. mauri/pusilla*, *Ch. wilsonia* y *Ch. semipalmatus*) tienen una densidad significativamente más alta en la bocana de Iscuandé, mientras que en las bocanas del PNNS la densidad

phaeopus had a similar probability in all the mouths, and *A. macularia* a lower probability in the Salango and mouth of Iscuandé. Within the SNNP the six species (*T. semipalmata*, *T. melanoleuca*, *P. squatorola*, *C. mauri/pusilla*, *Ch. Wilsonia*, and *Ch. Semipalmatus*) show differences between the mouths. In general, in the Guascama and Sanquianga mouths the probability of presence is higher for the six species, although only for *T. semipalmata* the difference between these mouths is significant. *Charadrius wilsonia* has a significantly lower than average probability of presence. Table 1 shows the average values of the probability of presence with its standard error of the eight species.

Regarding density (Figure 6, Table 2), six species (*T. semipalmata*, *T. melanoleuca*, *P. squatorola*, *C. mauri/pusilla*, *Ch. wilsonia*, and *Ch. semipalmatus*) have a significantly higher density in the mouth of Iscuandé, while in the mouths of the SNNP the density is lower than average. *Numenius phaeopus* and *A. macularius* do not

es menor al promedio. *Numenius phaeopus* y *A. macularius* no presentan diferencias significativas en las seis bocanas estudiadas, aunque esta última sí muestra una densidad más alta que el promedio en la bocana de Tapaje.

show significant differences in the six mouths studied, although the latter does show a higher density than the average in the Tapaje mouth.

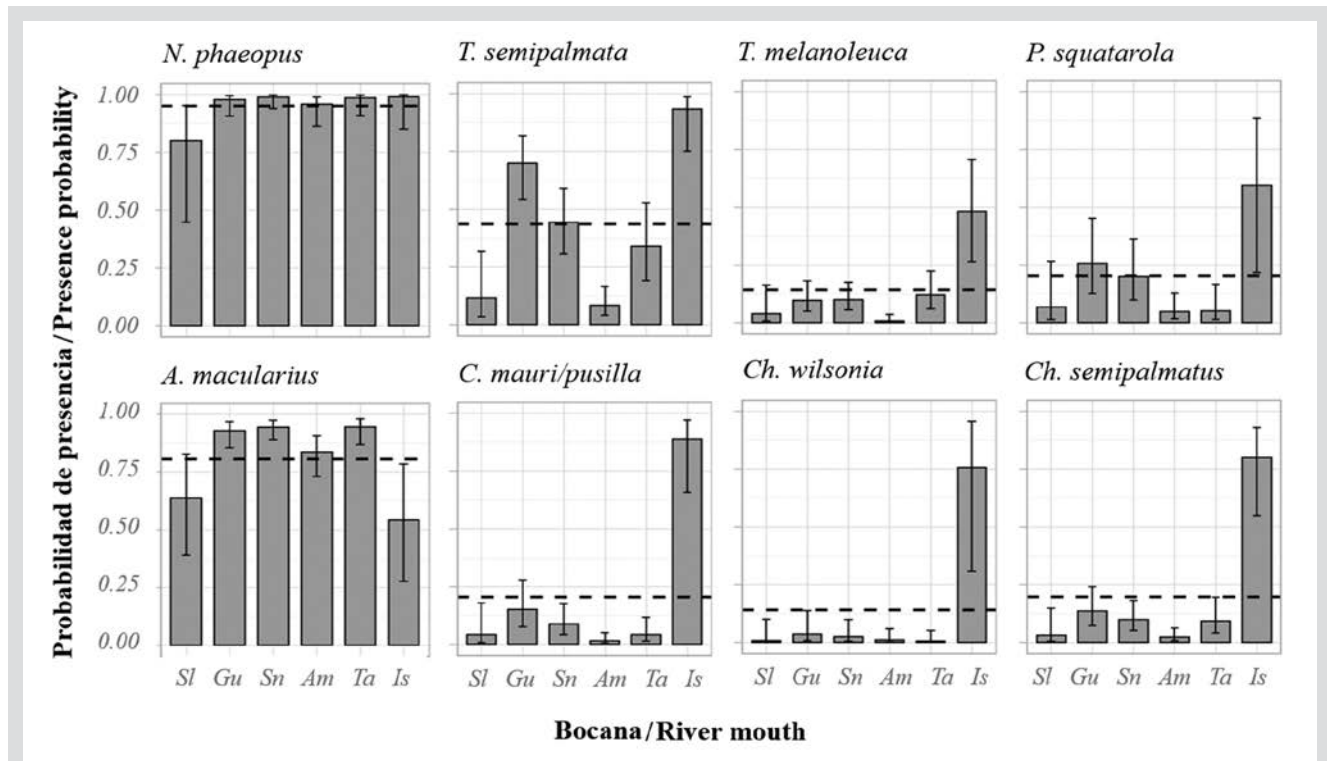


Figura 5. Variación espacial en la probabilidad de presencia de ocho especies de aves playeras en cinco bocanas del PNNS (SI = Salango, Gu = Guascama, Sn = Sanquianga, Am = Amarales y Ta = Tapaje) e IS (Iscuandé). Los puntos representan el promedio de cada bocana y las barras los intervalos de confianza de 95 %. La línea punteada y el número debajo de cada especie es el promedio global de probabilidad de presencia para toda el área de estudio.

Figure 5. Spatial variation in the probability of the presence of eight species of shorebirds in five mouths of the PNNS (SI = Salango, Gu = Guascama, Sn = Sanquianga, Am = Amarales, and Ta = Tapaje) and IS (Iscuandé). The points represent the average of each mouth and the bars the 95% confidence intervals. The dotted line and the number below each species is the global average probability of occurrence for the entire study area.

Tabla 1. Probabilidad promedio y error estándar (SE) en la presencia de ocho especies de aves playeras comunes en cinco bocanas del Parque Nacional Natural Sanquianga (SI = Salango, Gu = Guascama, Sn = Sanquianga, Am = Amarales y Ta = Tapaje) y la bocana de Iscuandé (Is).

Table 1. Average probability and standard error (SE) of the presence of eight species of common shorebirds in five mouths of the Sanquianga National Natural Park (SI = Salango, Gu = Guascama, Sn = Sanquianga, Am = Amarales, and Ta = Tapaje) and the mouth of Iscuandé (Is).

Spp/Bocana	SI	Gu	Sn	Am	Ta	Is
<i>N. phaeopus</i>	0.8 (0.13)	0.98 (0.02)	0.99 (0.01)	0.96 (0.03)	0.99 (0.01)	0.99 (0.01)
<i>T. semipalmata</i>	0.12 (0.07)	0.7 (0.07)	0.44 (0.07)	0.08 (0.03)	0.34 (0.09)	0.93 (0.05)
<i>T. melanoleuca</i>	0.04 (0.03)	0.1 (0.03)	0.1 (0.03)	0.01 (0.01)	0.12 (0.04)	0.48 (0.12)
<i>P. squatarola</i>	0.07 (0.05)	0.26 (0.08)	0.2 (0.07)	0.05 (0.02)	0.05 (0.03)	0.59 (0.2)
<i>A. macularius</i>	0.64 (0.12)	0.93 (0.03)	0.94 (0.02)	0.84 (0.04)	0.95 (0.03)	0.54 (0.14)
<i>C. mauri/pusilla</i>	0.04 (0.03)	0.15 (0.05)	0.09 (0.03)	0.02 (0.01)	0.04 (0.02)	0.89 (0.07)
<i>Ch. wilsonia</i>	0.01 (0.01)	0.04 (0.03)	0.02 (0.02)	0.01 (0.01)	0.01 (0.01)	0.76 (0.18)
<i>Ch. semipalmatus</i>	0.03 (0.03)	0.14 (0.04)	0.1 (0.03)	0.02 (0.01)	0.09 (0.04)	0.8 (0.1)

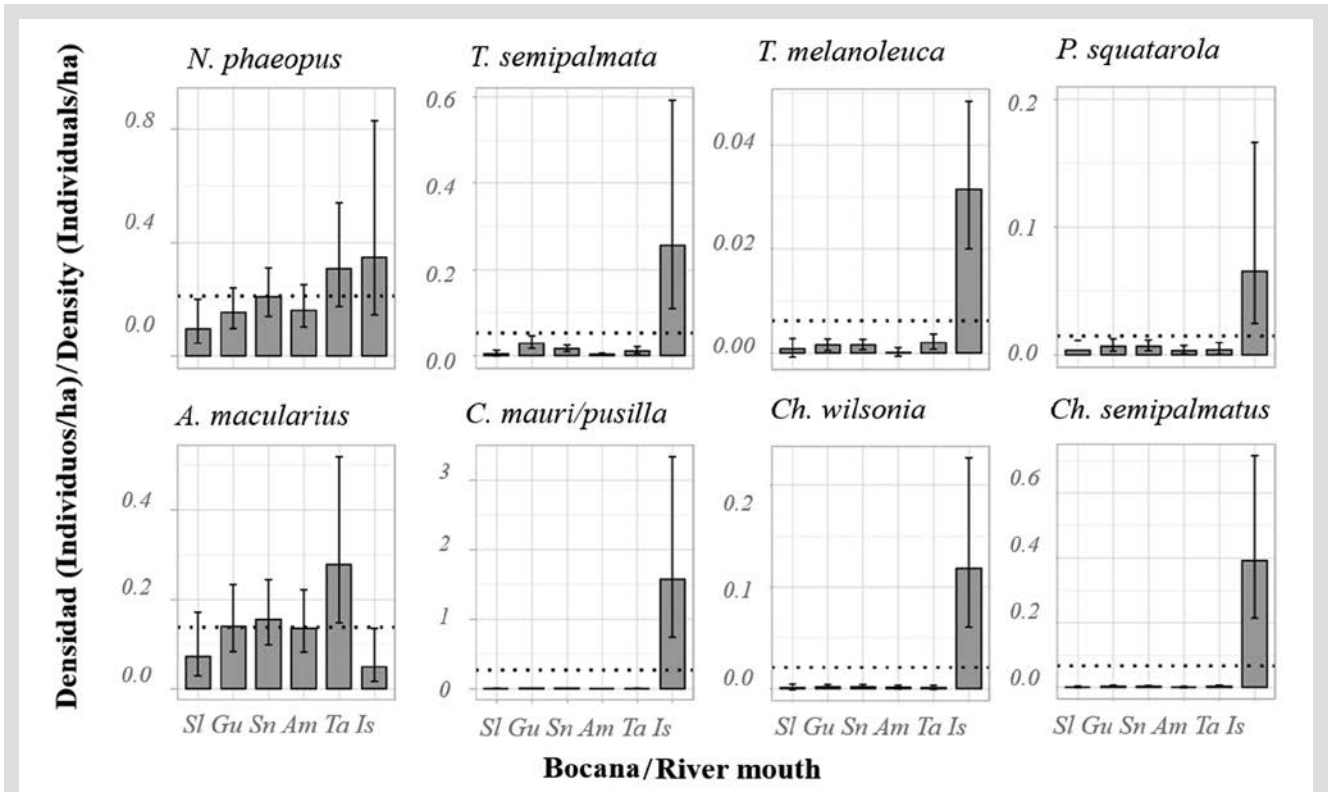


Figura 6. Variación espacial en la densidad de ocho especies de aves playeras en cinco bocanas del PNNS (SI = Salango, Gu = Guascama, Sn = Sanquianga, Am = Amarales y Ta = Tapaje) e IS (Iscuandé). Los puntos representan el promedio de cada bocana y las barras los intervalos de confianza de 95 %. La línea punteada y el número debajo de cada especie es el promedio global de densidad para toda el área de estudio

Figure 6. Spatial variation in the density of eight species of shorebirds in five mouths of the SNNP (SI = Salango, Gu = Guascama, Sn = Sanquianga, Am = Amarales, and Ta = Tapaje) and IS (Iscuandé). The points represent the average of each mouth and the bars the 95 % confidence intervals. The dotted line and the number below each species is the overall average density for the entire study area.

Tabla 2. Promedio y error estándar (SE) en la densidad de ocho especies de aves playeras comunes en cinco bocanas del Parque Nacional Natural Sanquianga (SI = Salango, Gu = Guascama, Sn = Sanquianga, Am = Amarales y Ta = Tapaje) y la bocana de Iscuandé (Is).

Table 2. Average and standard error (SE) of the density of eight species of common shorebirds in five mouths of the Sanquianga National Natural Park (SI = Salango, Gu = Guascama, Sn = Sanquianga, Am = Amarales, and Ta = Tapaje) and the mouth of Iscuandé (Is).

Spp/Bocana/Spp/mouth	SI	Gu	Sn	Am	Ta	Is
<i>N. phaeopus</i>	0.09 (0.04)	0.15 (0.04)	0.21 (0.04)	0.16 (0.04)	0.31 (0.09)	0.35 (0.15)
<i>T. semipalmata</i>	0.05 (0.16)	0.29 (0.09)	0.12 (0.08)	0.03 (0.09)	0.1 (0.11)	1.37 (0.18)
<i>T. melanoleuca</i>	0 (0.1)	0.01 (0.06)	0.01 (0.05)	0 (0.05)	0.01 (0.06)	0.78 (0.1)
<i>P. squatarola</i>	0.04 (5.66)	0.07 (3.04)	0.08 (2.66)	0.05 (2.73)	0.08 (3.35)	25.15 (5.6)
<i>A. macularius</i>	0.59 (0.24)	0.67 (0.15)	0.43 (0.13)	0.57 (0.15)	0.75 (0.19)	0.94 (0.29)
<i>C. mauri/pusilla</i>	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	1.57 (0.6)
<i>Ch. wilsonia</i>	0.02 (0.85)	0.04 (0.47)	0.06 (0.41)	0.02 (0.43)	0.02 (0.54)	6.21 (0.88)
<i>Ch. semipalmatus</i>	0.01 (0.67)	0.22 (0.38)	0.04 (0.33)	0.01 (0.35)	0.08 (0.43)	6.2 (0.7)

DISCUSIÓN

La conservación de especies migratorias requiere de conjuntos de sitios que puedan ofrecer hábitat para múltiples especies (Senner *et al.*, 2017). 10 años de conteo en dos sitios importantes en el corredor migratorio del Pacífico Americano: el Parque Nacional Natural Sanquianga y la bocana de Iscuandé muestran que, aunque son cuencas contiguas, la composición de aves playeras en estos dos sitios es muy diferente. Seis de ocho especies comunes tuvieron mayor probabilidad de ser registradas y una mayor densidad en Iscuandé, mientras que las dos especies restantes, *A. macularius* y *N. phaeopus* presentaron mayor probabilidad de presencia y densidad al interior del PNNS. Además del recambio de especies, la abundancia acumulada de individuos de aves playeras mostró un mayor aporte de las aves pequeñas en Iscuandé, principalmente *Calidris mauri* y *C. pusilla*. Estos resultados muestran que PNNS y IS ofrecen hábitat para comunidades compuestas por distintas especies y tamaños de aves playeras y que su papel en la conservación de sitios sería complementario.

Otros estudios también han encontrado patrones diferenciales para la distribución espacial de tamaños de este grupo de aves. Por ejemplo, en la bahía de Panamá, las especies del género *Calidris* tienden a concentrarse en los sectores más externos de la bahía (Kauffman *et al.*, 2018), mientras las aves grandes pueden ocupar áreas más próximas al manglar. Los resultados del presente estudio sugieren que estos patrones de distribución diferencial de especies pequeñas también se cumplen en el norte de Nariño con una distribución más equitativa de aves grandes y pequeñas en PNNS y predominancia de aves pequeñas en IS. Las diferencias en la composición de la comunidad de aves playeras entre PNNS y IS pueden ser ocasionadas por múltiples factores, incluyendo aquellos propios de la historia de vida de especies, que incluyen su tamaño, modo de alimentación, y vulnerabilidad a depredadores (Johnston-González, 2019) y las condiciones de hábitat, en particular el tamaño de los sitios y disponibilidad de recursos en el hábitat (Jiménez, 2013), el riesgo de depredación (Martins *et al.*, 2015; Hope, 2018) y su proximidad al océano (Martínez-Curci *et al.*, 2015). Por ejemplo, durante la migración posreproductiva, *Calidris mauri* selecciona áreas con menor proximidad a la vegetación (Hope, 2018), algo que se interpreta como la selección de área con menor riesgo de depredación. En este sentido, la predominancia de aves playeras pequeñas en IS podría ser resultado de la selección de localidades grandes, de más de 500 ha, que ofrecen mayor área contigua de hábitat

DISCUSSION

The conservation of migratory species requires sets of sites that can offer habitat for multiple species (Senner *et al.*, 2017). 10 years of counting at two important sites in the Pacific Americas Flyway: the Sanquianga National Natural Park and the mouth of Iscuandé River show that although they are contiguous basins, the composition of shorebirds in these two sites is very different. Six out of eight common species had a higher probability of being recorded and a higher density in Iscuandé, while the remaining two species, *A. macularius* and *N. phaeopus*, had a higher probability of presence and density within the SNNP. In addition to species turnover, the accumulated abundance of shorebird individuals showed a greater contribution from small birds in Iscuandé, mainly *Calidris mauri* and *C. pusilla*. These results show that SNNP and IS offer habitat for communities composed of different shorebird species and sizes and that their role in site conservation would be complementary.

Other studies have also found differential patterns for the spatial size distribution of this group of birds. For example, in the Bay of Panama, the species of the genus *Calidris* tend to be concentrated in the outermost sectors of the Bay (Kauffman *et al.*, 2018), while large birds may occupy areas closer to the mangrove. The results of the present study suggest that these patterns of differential distribution of small species are also met in the north of Nariño with a more equitable distribution of large and small birds in SNNP and predominance of small birds in IS. The differences in the composition of the shorebird community between PNNS and IS can be caused by multiple factors, including those specific to the life history of species, including their size, feeding mode, and vulnerability to predators (Johnston-González, 2019) and habitat conditions, in particular the size of the sites and availability of resources in the habitat (Jiménez, 2013), the risk of predation (Martins *et al.*, 2015; Hope, 2018), and its proximity to the ocean (Martínez-Curci *et al.*, 2015). For example, during post-breeding migration, *Calidris mauri* selects areas with less proximity to vegetation (Hope, 2018), something that is interpreted as selecting the area with the lowest risk of predation. In this sense, the predominance of small shorebirds in IS could be the result of the selection of large localities, of more than 500 ha, that offer a greater contiguous area of habitat and concentration of resources in the same place as well as less vulnerability to predators. These conditions may attract the

y concentración de recursos en un mismo lugar, así como menor vulnerabilidad ante depredadores. Estas condiciones podrían atraer a grandes bandadas de aves como las que forman las especies pequeñas de *Calidris*.

Aunque no se evaluó cuantitativamente, la mayor proximidad geográfica de los planos intermareales a la línea costera en Iscuandé presentan mayor influencia marina, mientras que al interior del PNN, con localidades hasta 30 km río arriba presentan una influencia más estuarina e incluso de agua dulce. La influencia del tipo de hábitat y su proximidad al océano es uno de los mayores factores que explican las diferencias en la distribución de aves playeras en otras localidades tropicales (Ribeiro *et al.*, 2004; Martínez-Curci *et al.*, 2015). Aunque escapa el alcance de este estudio, es importante entender los patrones temporales interanuales y multianuales de la comunidad de aves playeras. Sin embargo, la serie de datos analizados en este estudio, muestra una variación natural de la comunidad de aves de la región del norte de Nariño, lo cual puede ser insumo para definir umbrales poblacionales requeridos para evaluar la efectividad de manejo del área protegida (PNN Sanquianga, 2017) o los logros de conservación del acuerdo del manglar (Asociación Calidris y consejo comunitario Esfuerzo Pescador, 2017).

Al interior del PNNS la influencia de la desembocadura del río Patía-Sanquianga, ha causado cambios en la hidrología y la tasa de sedimentación de las bocanas durante más de 30 años (Parra y Restrepo, 2014). Análisis morfológicos muestran que en las bocanas Sanquianga y Guascama se moviliza mayor caudal y sedimentos provenientes del río, y que la intrusión salina en el estuario cada vez es menor debido al avance del río hacia la costa, produciendo alteraciones hídricas y ecosistémicas significativas, mientras que las condiciones de la bocana de Amarales se han mantenido estables en este mismo periodo (Parra y Restrepo, 2014). Los resultados del presente estudio indican un patrón diferencial en la composición taxonómica y por categorías de tamaños de aves playeras en las bocanas con mayor influencia del Patianga. Sin embargo, la predicción sobre diferencias en la distribución y abundancia sectores centro-occidental (Guascama y Sanquianga) no fue apoyada por los datos de probabilidad de presencia y densidad de aves grandes o pequeñas. Una excepción es *Tringa semipalmata*, la cual presentó una alta ocupación de planos intermareales en las bocanas de Sanquianga y Guascama. De acuerdo con Reiter *et al.* (2020), esta especie también ha aumentado su distribución en otras áreas del Pacífico americano.

flocks of birds such as those formed by the small species of *Calidris*.

Although it was not quantitatively evaluated, the greater geographic proximity of the tidal flats to the coastline in Iscuandé presents greater marine influence, while within the PNN, with localities up to 30 km upriver, present a more estuarine and even freshwater influence. The influence of the type of habitat and its proximity to the ocean is one of the major factors that explain the differences in the distribution of shorebirds in other tropical locations (Ribeiro *et al.*, 2004; Martínez-Curci *et al.*, 2015). Although it is beyond the scope of this study, it is important to understand the interannual and multiyear temporal patterns of the shorebird community. However, the series of data analyzed in this study shows a natural variation of the bird community in the northern region of Nariño, which can be an input to define the population thresholds required to evaluate the effectiveness of management of the protected area (PNN Sanquianga, 2017), or the conservation achievements of the Mangrove Agreement (Asociación Calidris and consejo comunitario Esfuerzo Pescador, 2017).

Within the SNNP, the influence of the mouth of the Patía-Sanquianga river has caused changes in the hydrology and sedimentation rate of the mouths for more than 30 years (Parra and Restrepo, 2014). Morphological analyzes show that in the Sanquianga and Guascama mouths greater flow and sediments from the river are mobilized and that the saline intrusion in the estuary is lower due to the advance of the river towards the coast, producing significant hydric and ecosystem alterations, while the conditions of the Amarales mouth have remained stable in this same period (Parra and Restrepo, 2014). The results of the present study indicate a differential pattern in the taxonomic composition and by size categories of shorebirds in the mouths with the greatest influence of the Patianga. However, the prediction of differences in the distribution and abundance of central-western sectors (Guascama and Sanquianga) was not supported by the data on the probability of presence and density of large or small birds. An exception is *Tringa semipalmata*, which presented a high occupation of tidal flats in the Sanquianga and Guascama mouths. According to Reiter *et al.* (2020), this species has also increased its distribution in other areas of the American Pacific.

The marine-estuarine gradient can also influence the behavior of shorebird communities. In the case of

El gradiente marino-estuarino también puede influir en el comportamiento de las comunidades de aves playeras. En el caso del PNNS, este gradiente se extiende a lo largo de 30 km hacia el continente y puede incluir planos con influencia marina, estuarina o continental. En IS los planos intermareales están ubicados directamente sobre la línea de costa o a pocos kilómetros (< 5 km) de la misma (MADS *et al.*, 2015) por lo que se asumió una mayor influencia marina. Esta influencia podría ocasionar diferencias en la composición de sedimentos, aportes de materia orgánica y, en últimas, diferentes comunidades bentónicas que los habitan y conforman la dieta de aves playeras. En particular, especies del género *Calidris*, que se alimentan sobre biopelículas (Kuwaie *et al.*, 2012), un recurso de distribución localizada, que es un factor limitante para la distribución de las especies.

La complementariedad de las áreas muestra un gradiente de tamaños en sitios de alimentación, cercanía a parches de manglar y a poblados, entre otros, lo cual podría aportar un gradiente útil a estudios sobre los factores que condicionan el comportamiento de la composición y la distribución temporal y espacial de esta comunidad de aves. Entre estos factores se ha estudiado el efecto de la proximidad a vegetación o barreras que puedan obstruir la vigilancia de los alrededores (Ydenberg *et al.*, 2002; Pomeroy *et al.*, 2008; Martins *et al.*, 2015) y el comportamiento diferencial que presentan las especies según sus categorías de tamaño. Otro de los aspectos interesantes para próximos estudios es el uso que se le da a los sitios en diferentes escalas temporales, como a lo largo de un día o en las etapas del ciclo migratorio o reproductivo de las aves playeras (Cifuentes-Sarmiento y Ruiz-Guerra, 2009).

CONCLUSIONES

En este estudio se documenta la variación espacial de la abundancia de aves playeras durante 10 años (2009, 2012-2020) en planos intermareales en el extenso paisaje costero de 1 000 km² del norte de Nariño, Colombia. La composición y abundancia de aves playeras fue muy diferente entre IS y PNNS, lo que indica la complementariedad de estos sitios para la conservación del hábitat. En los planos costeros y más marinos de IS, las aves pequeñas contribuyeron con más de 80 % de la abundancia, con *C. mauri-pusilla* dominando numéricamente. En los planos pequeños y rodeados de manglar a lo largo del gradiente estuarino de PNNS, la abundancia se repartió de manera más equitativa entre especies pequeñas y grandes, al ser *A. macularia* (pequeña) y *N. phaeopus* (grande) las especies más frecuentes y abundantes. Estas diferencias

the SNNP, this gradient extends for 30 km towards the continent and can include planes with a marine, estuarine or continental influence. In IS, the tidal flats are located directly on the coastline or a few kilometers (< 5 km) from it (MADS *et al.*, 2015), for which a greater marine influence was assumed. This influence could cause differences in the composition of sediments, contributions of organic matter, and ultimately, different benthic communities that inhabit them and make up the diet of shorebirds. In particular, species of the genus *Calidris* spp. that feed on biofilms (Kuwaie *et al.*, 2012), a localized distribution resource, which is a limiting factor for the distribution of species.

The complementarity of the areas shows a size gradient in feeding sites, proximity to mangrove patches, and to towns, among others, which could provide a useful gradient for studies on the factors that condition the behavior of the composition and temporal distribution and space of this community of birds. Among these factors, the effect of proximity to vegetation or barriers that may obstruct surveillance of the surroundings (Ydenberg *et al.*, 2002; Pomeroy *et al.*, 2008; Martins *et al.*, 2015) and the differential response of species according to their size categories. Another interesting aspect for future studies is the use that is given to the sites in different temporal scales, such as throughout a day or in the stages of the migratory or reproductive cycle of shorebirds (Cifuentes-Sarmiento and Ruiz-Guerra, 2009).

CONCLUSIONS

This study documents the spatial variation of shorebird abundance over 10 years (2009, 2012-2020) in tidal flats in the extensive 1 000 km² coastal landscape of northern Nariño, Colombia. The composition and abundance of shorebirds were very different between IS and PNNS, indicating the complementarity of these sites for habitat conservation. In the coastal and more marine planes of IS, small birds contributed more than 80% of the abundance, with *C. mauri-pusilla* dominating numerically. In the small planes surrounded by mangroves along the estuarine gradient of PNNS, abundance was distributed more evenly between small and large species, with *A. macularia* (small) and *N. phaeopus* (large) being the most frequent species and abundant. These differences on a regional scale could be explained by variations in the size and configuration of tidal flats, differences in the marine gradient and in food resources, as well as differences in the natural history of the species, factors that require further



a escala regional podrían explicarse por variaciones en el tamaño y configuración de planos intermareales, diferencias en el gradiente marino y en recursos alimenticios, así como por diferencias en la historia natural de las especies, factores que requieren mayor investigación. Estos resultados contribuyen al establecimiento de la línea base sobre la variabilidad espacial de la abundancia de aves playeras, que puede usarse para el seguimiento de valores objeto de conservación como los planos intermareales al interior del Parque Nacional Natural Sanquianga y la bocana de Iscuandé. Al ser parte de un monitoreo coordinado a escala hemisférica, los conteos del norte de Nariño también contribuyen al conocimiento del estado de las poblaciones de este grupo de aves en la ruta del Pacífico americano.

AGRADECIMIENTOS

A los jefes y funcionarios del Parque Nacional Natural Sanquianga, con quienes se trabajó en el ajuste del protocolo de monitoreo y que permitieron las salidas de campo, en especial a los jefes Nianza Angulo, José Arvey Loaiza y Gustavo Mayor; a los funcionarios Leidy Diana Cifuentes, Edinson Anchico, Edwin Caicedo, Yerson Manuel Caicedo Anchico, Paula Casas Cortés, Darly Xiomara Estupiñán Payán, Diego Estupiñán, Julio Grueso Anchico, Wilfrido Ibarbo Biojó, Saturnino Montaña Solís, Víctor Hugo Estupiñán, Janner Rodríguez y Eder Torres de la Cruz, y a los representantes y comunidades de los consejos comunitarios asentados en el PNN Sanquianga. En la Dirección Territorial Pacífico, a José Luis García, Andrés Cuellar y Paula Giraldo. Al consejo comunitario Esfuerzo Pescador y sus representantes, en especial a Carlos Congolino, Wilmer Estupiñán, Ember Anchico, Carmelo Castillo y Jacinta Congolino. Al equipo de la Asociación Calidris, en especial a Fernando Castillo, Carlos Ruiz, Yanira Cifuentes, César Arango, Pedro Camargo, Jeisson Zamudio, Marlyn Zuluaga, Dina Estupiñán, Felipe Estela, Karolina Fierro, Eliana Fierro, Fernando Ortega y Alexander González por su apoyo en el trabajo de campo y la discusión de protocolos y de resultados. A la iniciativa Crimbi y sus socios y al proyecto de las aves playeras migratorias, su comité coordinador y sus socios, en especial a Matt Reiter y Catherine Hickey de Point Blue Conservation Science, a Eduardo Palacios del Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada y a Rob Clay de la oficina ejecutiva de la Red Hemisférica de Aves Playeras de Manomet. Durante la recolección y el análisis de información, RJG contó con el apoyo del Centro para la

investigation. These results contribute to establishing the baseline on the spatial variability of shorebird abundance that can be used to monitor conservation target values such as tidal flats within the Sanquianga National Natural Park and mouth of Iscuandé. As part of coordinated monitoring on a hemispheric scale, the counts from the north of Nariño also contribute to the knowledge of the status of the populations of this group of birds on the American Pacific flyway.

ACKNOWLEDGEMENTS

To the chiefs and officials of the Sanquianga National Natural Park who worked on adjusting the monitoring protocol and allowed field trips, especially chiefs Nianza Angulo, José Arvey Loaiza and Gustavo Mayor; officials Leidy Diana Cifuentes, Edinson Anchico, Edwin Caicedo, Yerson Manuel Caicedo Anchico, Paula Casas Cortés, Darly Xiomara Estupiñán Payán, Diego Estupiñán, Julio Grueso Anchico, Wilfrido Ibarbo Biojó, Saturnino Montaña Solís, Víctor Hugo Estupiñán, Janner Rodríguez and Eder Torres de la Cruz, and the representatives and communities of the Community Councils that settled in the PNN Sanquianga. In the Pacific Territorial Directorate, José Luis García, Andrés Cuellar and Paula Giraldo. To the Esfuerzo Pescador Community Council and its representatives, especially Carlos Congolino, Wilmer Estupiñán, Ember Anchico, Carmelo Castillo, and Jacinta Congolino. To the team of the Calidris Association, especially Fernando Castillo, Carlos Ruiz, Yanira Cifuentes, César Arango, Pedro Camargo, Jeisson Zamudio, Marlyn Zuluaga, Dina Estupiñán, Felipe Estela, Karolina Fierro, Eliana Fierro, Fernando Ortega, and Alexander González for their support in the field work and the discussion of protocols and results. To the Crimbi initiative and its partners and the Migratory Shorebirds Project, its coordinating committee and its partners, especially Matt Reiter and Catherine Hickey of Point Blue Conservation Science, Eduardo Palacios of the Ensenada Center for Scientific Research and Higher Education and to Rob Clay from the executive office of the Manomet Hemispheric Shorebird Network. During the collection and analysis of information, RJG had the support of the Center for Ecology and Wildlife (CWE) of Simon Fraser University (SFU), the Environment and Climate Change Service of Canada (ECC), the scholarship program of Coastal Solutions (CSF) of the Cornell Laboratory of Ornithology and the GEO program of Invenmar. To the

Ecología y Vida Silvestre (CWE) de la Universidad Simon Fraser (SFU), el Servicio del Ambiente y Cambio Climático de Canadá (ECC), el programa de becarios de Soluciones Costeras (CSF) del Laboratorio de Ornitología Cornell y el programa GEO del Invenmar. Al Servicio Forestal y al Servicio de Pesca y Vida Silvestre de los Estados Unidos por apoyar el trabajo de campo. Contribución 1288 del Invenmar.

Forest Service and the US Fish and Wildlife Service for supporting the fieldwork. Contribution 1288 of Invenmar.

BIBLIOGRAFÍA/LITERATURE CITED

- Alonso, D., L. Ramírez, C. Segura-Quintero, P. Castillo-Torres, J.M. Díaz y T. Walschburger. 2008. Prioridades de conservación *in situ* para la biodiversidad marina y costera de la plataforma continental del Caribe y Pacífico colombiano. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras, The Nature Conservancy and Unidad Administrativa de Parques Nacionales, Santa Marta. 20 p.
- Asociación Calidris. 2009. Aves marinas y playeras en el PNN Sanquianga y la bocana de Iscuandé entre 2007 y 2009, 1737 registros, aportados por Zamudio, J. (creador del recurso). http://ipt.sibcolombia.net/valle/archive.do?r=aves_pnnsanquianga_iscuande. 04/06/2013.
- Asociación Calidris y consejo comunitario Esfuerzo Pescador. 2017. La bocana de Iscuandé, un lugar que conservamos. Resultados del monitoreo participativo en el territorio colectivo del consejo comunitario Esfuerzo Pescador. Asociación Calidris, Cali. 36 p.
- Asociación Calidris y PNN Sanquianga. Datos inéditos. Monitoreo de aves playeras en los planos lodosos del PNN Sanquianga 2011-2020. SULA. Parques Naturales Nacionales de Colombia.
- Butler, R.W., R.C. Ydenberg, G.D. Donaldson, and S. Brown. 2004. Hypotheses to explain census declines in North American shorebirds. Shorebird Research Group of the Americas, Report 1. <http://www.shorebirdresearch.org/workinggroups.htm>. 01/10/2017.
- Calderón-Leytón, J.J., C. Flórez Paí, A. Cabrera-Finley e Y. Rosero Mora. 2011. Aves del departamento de Nariño, Colombia. *Biota Colomb.*, 12(1): 31-116. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=49122290003>
- Cifuentes-Sarmiento, Y. y C.J Ruiz-Guerra (Eds.). 2009. Planes de acción para nueve especies de aves acuáticas (marinas y playeras) de las costas colombianas. Asociación Calidris, Cali. 100 p.
- Fick, S.E. and R.J. Hijmans. 2017. WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *Int. J. Climatol.*, 37(12): 4302-4315. <https://doi.org/10.1002/joc.5086>
- Fundación Natura e Invenmar. 2019. Servicios ecosistémicos marinos y costeros de Colombia: énfasis en manglares y pastos marinos. Contrato de subvención n.º EU ENV/2016/380-526. Santa Marta, Colombia.
- Hope, D.D. 2018. The role of adaptive behaviour in migratory counts of shorebirds. Ph.D. Thesis. Simon Fraser Univ., Vancouver. 310 p.
- IDEAM. 2016. Pronóstico de pleamares y bajamares en la costa Pacífica colombiana año 2017. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales, Bogotá, D.C. 132 p.
- IDEAM, IGAC, IAvH, Invenmar, I. Sinchi, IIAP. 2007. Ecosistemas continentales, costeros y marinos de Colombia. Imprenta Nacional de Colombia, Bogotá. 276 p. + 37 hojas cartográficas.
- Jiménez, A. 2013. The “secret garden”: microphytobenthic biofilms and the foraging ecology of Calidridine sandpipers. Ph.D. Thesis, Simon Fraser Univ., Burnaby, Canadá. 158 p.
- Johnston-González, R. 2019. The influence of predation danger on the distribution of non-breeding shorebirds in a tropical estuary system. Ph.D. Thesis, Simon Fraser Univ., Burnaby, Canadá. 133 p.
- Johnston-González, R. y D. Eusse-González. 2009a. Sitios importantes para la conservación de las aves playeras en Colombia. Asociación Calidris, Cali. 34 p.
- Johnston-González, R. y D. Eusse-González. 2009b. Sitios importantes para la conservación de las aves playeras en Colombia. Informe Técnico. Asociación Calidris, Cali. 83 p. http://calidris.org.co/wp-content/uploads/2009/09/SitiosImportantes_Tecnico.pdf
- Johnston-González, R., C.J. 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.
- Kuwa, T., E. Miyoshi, S. Hosokawa, K. Ichimi, J. Hosoya, T. Amano, T. Moriya, M. Kondoh, R.C. Ydenberg, and R.W. Elner 2012. Variable and complex food web structures revealed by exploring missing trophic links between birds and biofilm. *Ecol. Lett.*, 15: 347-356. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2012.01744.x>



- Lank, D.B., R.W. Butler, J. Ireland, and R.C. Ydenberg. 2003. Effects of predation danger on migration strategies of sandpipers. *Oikos*, 103(2): 303-319.
- Lenth, R. 2016. Least-Squares means: The R package lsmeans. *J Stat Softw*, 69(1): 1-33. doi:10.18637/jss.v069.i01
- MADS, IDEAM, IAVH, SINCHI, INVEMAR, IAP, PNN e IGAC. 2015. Mapa de ecosistemas continentales, costeros y marinos de Colombia, escala 1:100.000. Convenio marco n.º 4206 de 2011 MADS (Issue 4206).
- Martínez-Curci, N.S., I.P. Isacch, and A.B. Azpiroz. 2015. Shorebird seasonal abundance and habitat-use patterns in Punta Rasa, Samborombón Bay, Argentina. *Waterbirds*, 38(1): 68-76. <https://doi.org/10.1675/063.038.0109>
- Martins, R.C., T. Cetry, R. Rebelo, S. Pardal, S.J.M. Palmeirim, and J.P. Granadeiro. 2015. Contrasting estuary-scale distribution of wintering and migrating waders: the potential role of fear. *Hydrobiologia*, 768: 211-222. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2549-x>
- Murray, N.J., S.R. Phinn, M. DeWitt, R. Ferrari, R. Johnston, M.B. Lyons, N. Clinton, D. Thau, and R.A. Fuller. 2019. The global distribution and trajectory of tidal flats. *Nature*, 565: 222-225. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0805-8>
- Parra, A.S. y J.D. Restrepo. 2014. El colapso ambiental en el río Patía, Colombia: variaciones morfológicas y alteraciones en los ecosistemas de manglar. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 42(1): 40-60. <http://dx.doi.org/103856/vol42-issue1-fulltext-4>
- Pomeroy, A.C., D.A.A Seaman, R.W. Butler, R.W. Elner, T.D. Williams and R.C. Ydenberg. 2008. Feeding–danger trade-offs underlie stopover site selection by migrants. *Avian Conserv. Ecol.*, 3(1): 7. <http://www.ace-eco.org/vol3/iss1/art7/>
- Posada, B.O., W. Henao y G. Guzmán. 2009. Diagnóstico de la erosión y sedimentación en la zona costera del Pacífico colombiano. Ser. Publ. Espec. Invemar, (17), Santa Marta. 148 p.
- Pyle, P. 2008. Identification guide to North American birds. Part II: Anatidae to Alcidae. Slate Creek Press, Point Reyes Station, California. 836 p.
- R Core Team. 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. <https://www.R-project.org/>
- Reiter, M.E., E. Palacios, D. Eusse-Gonzalez, R. Johnston González, P. Davidson, D.W. Bradley, R. Clay, K.M. Strum, J. Chu, B.A. Barbaree, C.M. Hickey, D.B. Lank, M. Drever, R.C. Ydenberg, and R. Butler. 2020. A monitoring framework for assessing threats to non-breeding shorebirds on the Pacific Coast of the Americas. *Avian Conserv. Ecol.*, 15(2): 7. <http://www.ace-eco.org/vol15/iss2/art7/>
- Restrepo, J.D. and J. Cantera. 2011. Discharge diversion in the Patía River delta, the Colombian Pacific: geomorphic and ecological consequences for mangrove ecosystems. *J South Am Earth Sci*, 46: 183-198. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2011.04.006>
- Restrepo, J.D. and A. Kettner. 2012. Human induced discharge diversion in a tropical delta and its environmental implications: The Patía River, Colombia. *J. Hydrol.*, 424-425: 124-142. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.12.037>
- Ribeiro, P.D., O.O. Iribarne, Navarro, and L. Jauregui. 2004. Environmental heterogeneity, spatial segregation of prey, and the utilization of southwest Atlantic mudflats by migratory shorebirds. *Ibis*, 146(4): 672-682.
- Ruiz-Guerra, C. 2011. Avifauna del complejo marino costero Iscuandé Sanquianga Gorgona (CISG). Calidris, Cali. <http://dx.doi.org/10.13140/2.1.1234.0007>
- Ruiz-Guerra, C. 2013. Lista de las aves acuáticas de Colombia, 284 registros. http://ipt.sibcolombia.net/valle/resource.do?r=aves_acuaticas_colombia.25/10/2013.
- Ruiz-Guerra, C., R. Johnston-González, Y. Cifuentes-Sarmiento, F. Estela, L.F. Castillo, C.E. Hernández-Corredor, and L.G. Naranjo. 2007. Noteworthy bird records from the southern Chocó of Colombia. *Bull. B.O.C.*, 127: 283-293.
- Senner, S.E., B.A. Andres y H.R. Gates (Eds.). 2017. Estrategia de conservación de las aves playeras de la ruta del Pacífico de Las Américas. National Audubon Society, Nueva York. <https://www.shorebirdplan.org/wp-content/uploads/2017/03/Pacific-Americas-Strategy-2016.pdf>
- Thomas, G. H., R.B. Lanctot, and T. Szekely. 2006. Can intrinsic factors explain population declines in North American breeding shorebirds? A comparative analysis. *Anim. Conserv.*, 9(3): 252-258. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2006.00029.x>
- von Prael, H., J. Cantera. y R. Contreras R. 1990. Manglares y hombres en el Pacífico colombiano. FEN, Bogotá. 198 p.
- Ydenberg, R.C., R.W. Butler, D.B. Lank, C.G. Guglielmo, M. Lemon, and N. Wolf. 2002. Trade-offs, condition dependence and stopover site selection by migrating sandpipers. *J. Avian Biol.*, 33(1): 47-55.
- Zamudio, J., R. Johnston y D. Eusse. 2013. Censo del zarapito trinador (*Numenius phaeopus*) y otras aves acuáticas en el Parque Nacional Natural Sanquianga. http://ipt.sibcolombia.net/valle/archive.do?r=censo_numenius_phaeopus_2009.31/07/2013.

ANEXOS/APPENDICES

Anexo 1. Número de localidades visitadas (N), área cubierta (ha), número de registros e individuos contados (abundancia) en 10 años de conteo de aves playeras del norte de Nariño (Colombia).

Appendix 1. Number of localities visited (N), the area covered (ha), number of records, and counted individuals (abundance) in 10 years of counting shorebirds from the north of Nariño (Colombia).

Año/Year	Localidades/Localities	Área	Registros/Records	Abundancia/Abundance
2009	62	3715	172	981
2012	83	2654	228	34382
2013	58	2485	199	31651
2014	96	4258	360	22230
2015	67	2428	150	9317
2016	86	5435	283	9287
2017	80	3874	302	8280
2018	80	3747	277	2900
2019	83	4921	296	7639
2020	65	3737	276	5753
Promedio/Average	76	3725.4	254.3	13242

Anexo 2. Frecuencia y abundancia máxima de especies comunes de aves playeras grandes (> 100 g) y pequeñas (< 100 g) entre 2009 y 2020 en 162 planos intermareales del norte de Nariño (Colombia). El número total de registros es de 2943 (95 registros corresponden a categorías agrupadas y a especies poco comunes). En cuatro localidades no se obtuvieron registros de aves o no se identificó el grupo.

Appendix 2. Frequency and maximum abundance of common large (> 100 g) and small (<100 g) shorebird species between 2009 and 2020 in 162 tidal flats of northern Nariño (Colombia). The total number of records is 2943 (95 records correspond to grouped categories and rare species). In four localities we did not have bird records or did not identify the group.

Taxón	Años/Years	Localidades con registros de aves/ Locations with bird records (%)	Registros/Records (%)	Total anual (%)
Charadriidae		86 (55)	485 (16)	7709 (19)
Grande/Large				
<i>Pluvialis squatarola</i>	10	74 (46)	227 (8)	5584 (13)
Pequeña/Small		61 (38)	258 (9)	2366 (6)
<i>Charadrius semipalmatus</i>	10	57 (35)	142 (5)	2107 (5)
<i>Charadrius wilsonia</i>	10	38 (23)	116 (4)	1735 (4)
Haematopodidae				
Grande/Large				
<i>Haematopus palliatus</i>	9	4 (2)	25 (1)	30 (0)



Taxón	Años/Years	Localidades con registros de aves/ Locations with bird records (%)	Registros/Records (%)	Total anual (%)
Scolopacidae	10	158 (100)	2338 (79)	33628 (81)
Grande/Large	10	155 (96)	1363 (46)	3564 (9)
<i>Arenaria interpres</i>	10	26 (16)	72 (2)	158 (0)
<i>Calidris canutus</i>	6	3 (2)	12 (0)	28 (0)
<i>Limnodromus griseus</i>	10	20 (12)	60 (2)	2346 (6)
<i>Numenius phaeopus</i>	10	154 (95)	776 (26)	1488 (4)
<i>Tringa melanoleuca</i>	10	49 (30)	104 (4)	124 (0)
<i>Tringa semipalmata</i>	10	97 (60)	339 (12)	526 (1)
Pequeña/Small	10	155 (96)	975 (33)	31720 (77)
<i>Actitis macularius</i>	10	154 (95)	679 (23)	1230 (3)
<i>Calidris alba</i>	10	15 (9)	44 (1)	166 (0)
<i>Calidris mauri</i>	10	50 (31)	142 (5)	22137 (54)
<i>Calidris minutilla</i>	9	21 (13)	33 (1)	77 (0)
<i>Calidris pusilla</i>	8	19 (12)	44 (1)	9160 (22)
<i>Tringa flavipes</i>	9	20 (12)	33 (1)	78 (0)
Total general/Grand total		158 (100)	2848 (97)	41367 (100)

Anexo 3. Porcentajes por año de individuos totales y área total para cada año por localidad.

Appendix 3. Percentages per year of total individuals and total area for each year by location.

Año/Year	Salango	Guascama	Sanquianga	Amarales	Tapaje	Iscuandé
A. Individuos totales (% por año)/Total individuals (% per year)						
2009	32 (3.3)	527 (53.7)	176 (17.9)	124 (12.6)	122 (12.4)	0 (0)
2012	46 (0.1)	364 (1.1)	379 (1.1)	192 (0.6)	203 (0.6)	33198 (96.6)
2013	52 (0.2)	359 (1.1)	730 (2.3)	157 (0.5)	138 (0.4)	30215 (95.5)
2014	64 (0.3)	1462 (6.6)	1464 (6.6)	162 (0.7)	374 (1.7)	18704 (84.1)
2015	9 (0.1)	154 (1.7)	289 (3.1)	67 (0.7)	147 (1.6)	8651 (92.9)
2016	40 (0.4)	5016 (54)	1257 (13.5)	115 (1.2)	317 (3.4)	2542 (27.4)
2017	122 (1.5)	1227 (14.8)	1290 (15.6)	250 (3)	293 (3.5)	5098 (61.6)
2018	0 (0)	487 (16.8)	536 (18.5)	254 (8.8)	310 (10.7)	1313 (45.3)

Año/Year	Salango	Guascama	Sanquianga	Amarales	Tapaje	Iscuandé
2019	0 (0)	777 (10.2)	1287 (16.8)	253 (3.3)	359 (4.7)	4963 (65)
2020	33 (0.6)	1067 (18.5)	931 (16.2)	213 (3.7)	214 (3.7)	3295 (57.3)
Promedios/ Averages	0.7	17.9	11.2	3.5	4.3	62.6
	1.03	20.03	7.05	4.08	4.10	31.82
SE	0.33	6.33	2.23	1.29	1.30	10.06
B. Área total (% por año)/Total area (% per year)						
2009	236 (6.4)	2293 (61.7)	618 (16.6)	291 (7.8)	277 (7.5)	0 (0)
2012	224 (8.4)	975 (36.7)	599 (22.6)	481 (18.1)	343 (12.9)	32 (1.2)
2013	226 (9.1)	790 (31.8)	860 (34.6)	307 (12.4)	276 (11.1)	26 (1)
2014	271 (6.4)	2135 (50.1)	1282 (30.1)	313 (7.4)	231 (5.4)	26 (0.6)
2015	2 (0.1)	309 (12.7)	986 (40.6)	502 (20.7)	362 (14.9)	267 (11)
2016	258 (4.7)	3361 (61.8)	931 (17.1)	456 (8.4)	353 (6.5)	76 (1.4)
2017	215 (5.5)	1956 (50.5)	871 (22.5)	378 (9.8)	330 (8.5)	124 (3.2)
2018	0 (0)	1709 (45.6)	877 (23.4)	586 (15.6)	361 (9.6)	214 (5.7)
2019	169 (3.4)	2536 (51.5)	1118 (22.7)	622 (12.6)	303 (6.2)	173 (3.5)
2020	16 (0.4)	1913 (51.2)	853 (22.8)	480 (12.8)	250 (6.7)	225 (6)
Promedios/ Averages	4.4	45.4	25.3	12.6	8.9	3.4
	3.37	14.85	7.59	4.48	3.15	3.40
SE	1.07	4.69	2.40	1.42	1.00	1.07



Vulnerabilidad de los servicios ecosistémicos del área marina protegida Uramba

Ecosystems services vulnerability of Uramba Marine Protected Area

Natalia Uribe-Castañeda^{1,2*}, Carlos Andrés Satizabal¹, Leonardo Herrera Orozco³ y Jaime Ricardo Cantera Kintz¹

0000-0002-3797-5894

0000-0003-1791-5904

0000-0001-9851-8606

0000-0002-4010-298X

1. Ecomanglares Research Group of Estuaries and Mangrove Ecology, Biology Department, Faculty of Natural and Exact Sciences, University of Valle, Cali, Colombia. natalia.uribe@correounivalle.edu.co*, casatiza@gmail.com, jaime.cantera@correounivalle.edu.co
 2. Interdisciplinary Ecology Program, School of Natural Resources and Environment, University of Florida, Gainesville, Florida.
 3. Natura Group, Biological Science Department, ICESI University, Cali, Colombia. lherrera@icesi.edu.co
- * Autora de correspondencia

RESUMEN

Los sistemas marinos y costeros del área marina protegida (AMP) Uramba, así como en el resto del mundo, proporcionan una gran variedad de servicios ecosistémicos (*i. e.* protección costera, regulación de ciclos geoquímicos o provisión de alimento, etc.). Amenazas naturales y/o antropogénicas (*i. e.* como la erosión costera, el aumento relativo en el nivel del mar o la sobrepesca) pueden transformar, degradar o limitar el suministro de estos servicios ecosistémicos. Este estudio explora el grado de vulnerabilidad que presentan los servicios ecosistémicos del AMP Uramba ante las amenazas naturales y antropogénicas presentes. Los métodos incluyen una revisión bibliográfica, un taller de expertos, trabajo de campo para la validación y la georreferenciación de servicios y amenazas. Para calcular la vulnerabilidad de los servicios ecosistémicos, se estimó la magnitud de las amenazas, su riesgo y su capacidad de resiliencia. Las amenazas naturales y antropogénicas más frecuentes se encuentran en la región externa del AMP Uramba, en las localidades de Juanchaco, Ladrilleros y Base Naval. El aumento en el nivel del mar es la amenaza que más podría vulnerar los servicios ecosistémicos del AMP Uramba, incluyendo los siguientes: protección costera en playas arenosas, planos lodosos y manglares; regulación climática en playas arenosas y planos lodosos; recreación y turismo en playas arenosas y manglares; mantenimiento de ciclos de vida en manglares, y provisión de alimentos en planos lodosos. Los servicios ecosistémicos de la costa rocosa están amenazados principalmente por deslizamientos, y en el ecosistema pelágico por la sobrepesca.

PALABRAS CLAVE: Amenazas, resiliencia, riesgo, Pacífico colombiano, Pacífico Oriental Tropical

ABSTRACT

Systems of Uramba Marine Protected Area (MPA), like marine and coastal systems worldwide, sustain a great variety of ecosystem services (ES) (*i.e.* coastal protection, climate regulation, or food provision, etc.). Anthropogenic and natural stressors (*i.e.* coastal erosion, sea level rise, or overfishing, etc.) can transform, degrade, or limit the supply of ecosystem services. This study explores the vulnerability of Uramba MPA ecosystem services to anthropogenic and natural stressors. Stressors and ecosystems services were characterized by a literature review, an expert's workshop, fieldtrips for validation, and georeferencing. To calculate the vulnerability of ecosystem services, the magnitude of each stressor, their risks, and their resilience capacity was estimated. Natural and anthropogenic stressors are more frequent at the outer region of Uramba MPA, in Ladrilleros, Juanchaco, and Base Naval. Sea level rise is the main stressor that potentially will affect Uramba MPA ecosystems services, including the following: coastal protection in sandy beaches, mud flats, and mangroves; climate regulation in sandy beaches and mud flats; recreation and tourism in sandy beaches and mangroves; life cycle maintenance in mangroves, and food provision in mud flats. Ecosystems services in rocky coasts are threatened by landslides, and in pelagic systems by overfishing.

KEYWORDS: Stressors, resilience, risk, Colombian Pacific, Tropical Eastern Pacific

DOI: <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2020.49.SuplEsp.1055>

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

La Evaluación de Ecosistemas del Milenio generó una visión holística del valor de la biosfera, de importancia global, regional y local. Esta evaluación tiene en cuenta aspectos ecológicos, socioeconómicos y culturales de los Servicios de los Ecosistemas (SE) (Agardy *et al.*, 2005). El concepto de SE ha ganado atención entre científicos, ambientalistas y actores políticos en los últimos años. El principio básico de los SE es brindar una herramienta para integrar componentes sociales, económicos y ambientales que proveen los ecosistemas, y de esta manera aconsejar la toma de decisiones estratégicas. Los SE muestran de forma efectiva los beneficios que los ecosistemas brindan a los humanos y sus valores (monetarios y no monetarios) (De Groot *et al.*, 2010; Costanza *et al.*, 2014).

Liquete *et al.* (2013) realizaron una revisión de la literatura centrada en los SE marinos y costeros, y encontraron que los SE más comunes estudiados son el suministro de alimentos, la purificación de agua, la protección costera, la recreación y el turismo. Identificaron, además, una brecha de conocimiento en la disponibilidad de indicadores que midan la capacidad y el flujo o beneficio de cada SE.

La identificación y valoración de los SE ha contribuido significativamente a comunicar al público las razones por las que se debe conservar la biodiversidad y por qué el uso de los recursos marinos debe llevarse a cabo de manera sostenible. Los ecosistemas marinos y costeros del Pacífico Oriental Tropical están siendo cada vez más vulnerados por amenazas naturales y antropogénicas como el cambio climático, cambios en el uso del hábitat, sobreexplotación de recursos y contaminación (Backer *et al.*, 2010). El estudio de los SE permite definir las opciones de gestión con mayor precisión; enfrentar las deficiencias ambientales, políticas, sociales y administrativas; guiar a los tomadores de decisiones y a las comunidades hacia la sostenibilidad y, con suerte, la conservación (Cork, 2010). La Evaluación de Ecosistemas del Milenio destacó la importancia de los ecosistemas para los seres humanos y presentó el estado actual de los SE en todo el mundo. Según esta evaluación, más de 60 % de los SE en todo el mundo está degradado (Agardy *et al.*, 2005). La importancia de la Evaluación de Ecosistemas ha aumentado con el desarrollo de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) creados en 2015 para abordar varios temas en pro del bienestar humano y del medio ambiente. Diferentes trabajos han identificado importantes contribuciones de este enfoque en

INTRODUCTION

The Millennium Ecosystem Assessment provides a holistic view of the value of the biosphere, taking into account ecological, socioeconomic, and cultural aspects of Ecosystem Services (ES) that are of global, regional and local importance (Agardy *et al.*, 2005). The concept of ES has gained increasing attention amongst scientists, environmentalists and policy makers in recent years. Its basic idea is to provide a tool to integrate social, economic and environmental components of services provided by ecosystems in order to guide strategic decision making. It is an effective way to demonstrate the benefits that ecosystems provide to humans and their values (monetary and non-monetary) (De Groot, 2010; Costanza *et al.*, 2014).

Liquete *et al.* (2013) carried out a literature review focused on Marine and Coastal ES, where they found that the most common ES studied were food provision, water purification, coastal protection, and recreation and tourism. They identified knowledge gaps regarding the availability of indicators that measure the capacity, flow or benefit derived from each ES.

Identifying and valuing ES has significantly contributed to our understanding of the reasons why we must conserve biodiversity, and why the use of marine resources must be carried out sustainably. Habitat change, climate change, over-exploitation and pollution are becoming more acute and frequent in marine and coastal environments, such as in the Tropical Eastern Pacific (Backer *et al.*, 2010). The study of ES allows us to: define management choices more accurately; confront environmental, political, social and administrative shortcomings; guide decision makers and communities towards sustainability and, hopefully, conservation (Cork, 2010). The Millennium Ecosystem Assessment highlighted the importance of ecosystems to humans, and furthermore presented the current state of ES worldwide. The importance of the Ecosystem Assessment has increased with the development of the Sustainable Development Goals (SDGs), which were created in 2015 to address several issues for human welfare and the environment. Different works have identified important contributions of this approach in the development of plans to achieve the goals set out in about 12 of the 17 SDGs (McCartney *et al.*, 2015; Wood *et al.*, 2018; Veideman, 2019). This research represents a contribution towards SDG 13th Climate Action

el desarrollo de planes para alcanzar las metas planteadas en aproximadamente 12 de los 17 ODS (McCartney *et al.*, 2015; Wood *et al.*, 2018; Veidemane, 2019). Esta investigación representa una contribución al ODS 13 de Acción Climática y el ODS 14 de Vida Submarina.

Cantera *et al.* (2013) evaluaron las condiciones ecológicas, ambientales y socioeconómicas del AMP Uramba, así como los desafíos para la conservación de los servicios ecosistémicos en la región. Este contexto socio-ecológico se ha tenido en cuenta para establecer un marco metodológico interdisciplinario para la vulnerabilidad. En esta investigación definimos el término “vulnerabilidad” como el grado en que un sistema experimenta daño debido a la exposición a una perturbación o una amenaza (Turner II *et al.*, 2003; Mumby *et al.*, 2014; Weißhuhn *et al.*, 2018). La evaluación de la vulnerabilidad centrada en amenazas ha demostrado ser insuficiente para comprender las respuestas de un sistema afectado. Una comprensión más compleja debería incluir el riesgo y la resiliencia ante las amenazas. El riesgo es una medida de la probabilidad de que ocurra un evento y la magnitud de sus consecuencias. En esta investigación se adopta la definición de resiliencia ecológica de Walker *et al.* (en Spears *et al.*, 2015), esto es, “la capacidad de un sistema para absorber perturbaciones y reorganizarse mientras mantiene sus funciones, estructura, identidad y respuestas”. Es la capacidad de un sistema para mantener o recuperar ciertas funciones a pesar de las perturbaciones (Turner II *et al.*, 2003).

Las evaluaciones de vulnerabilidad de los ecosistemas se han identificado como un enfoque válido para abordar la gestión de amenazas (Oppenheimer *et al.*, 2014; Weißhuhn *et al.*, 2018). Combinar el estudio de la vulnerabilidad del hábitat con la identificación de los servicios ecosistémicos es útil para determinar acciones y evitar que ocurran eventos estresantes (prevención), o al menos aliviar sus efectos (adaptación) (Schröter *et al.*, 2004). La resiliencia ecológica es la capacidad de un ecosistema de mantener sus funciones ecológicas ante amenazas, y los umbrales ecológicos representan los límites donde los cambios en las condiciones ambientales producidos por amenazas conducen a cambios en el estado de los ecosistemas (Sasaki *et al.*, 2015). Estudios basados en la resiliencia ecológica y los umbrales ecológicos de un ecosistema representan una guía para los tomadores de decisiones (Spears *et al.*, 2015; Weißhuhn *et al.*, 2018).

El AMP Uramba presenta una amplia variedad de ecosistemas, lo que genera un desafío para la toma de decisiones sobre qué ecosistemas y qué servicios deben

and 14th Life below Water. According to this assessment, over 60 % of ES worldwide are degraded (Agardy *et al.*, 2005). Therefore, it is mandatory to call attention to the state of ES and research associated with the conservation of ecosystems and their services.

Cantera *et al.* (2013) presented a description of the ecological, environmental and socioeconomic conditions of Uramba MPA, as well as the challenges for the conservation of ecosystem services in the region, a task in which all stakeholders should be integrated. This social-ecological context adds to the different systematic attempts to establish an interdisciplinary methodological framework for vulnerability, which we define in this paper as the degree to which a system or some component is likely to experience harm due to exposure to a perturbation or stressor (Turner II *et al.*, 2003; Mumby *et al.*, 2014; Weißhuhn *et al.*, 2018). Vulnerability assessment focused on stressors has proven to be insufficient for understanding the responses of an affected system. A more complex understanding should include risk and resilience. Risk is a measure of the likelihood of the occurrence of an event, and the magnitude of its consequences. Despite the different meanings of ecological resilience, here we take the definition by Walker *et al.* (in Spears *et al.*, 2015), that is “the capacity of a system to absorb disturbance and reorganize while undergoing change so as to retain essentially the same function, structure, identity and feedbacks”; it means the capacity of a system to maintain or recover certain functions despite disturbance (Turner II *et al.*, 2003).

Ecosystem vulnerability assessments have been identified as a valid approach to address the management of threats (Oppenheimer *et al.*, 2014; Weißhuhn *et al.*, 2018). Coupling the study of habitat vulnerability with the identification of ecosystem services can be useful to determine which actions must be taken to prevent stressful events from happening (prevention), or at least to alleviate their effects (adaptation) (Schröter *et al.*, 2004). Knowledge based on ecological resilience and ecological threshold can be used as practical guidance for policymakers (Spears *et al.*, 2015; Weißhuhn *et al.*, 2018). Ecological resilience is the ability to maintain ecological functions, which differ from one ecosystem to other. Ecological thresholds represent the limits where even changes in environmental conditions associated with natural and/or anthropogenic stressors lead to changes in ecosystem states (Sasaki *et al.*, 2015).

priorizarse. Como sugirieron Mumby *et al.* (2014), la vulnerabilidad es un concepto útil para áreas que representan un sistema socioecológico complejo, y es útil combinar este análisis con la resiliencia ecológica (Robertson and McGee, 2003; Hughes *et al.*, 2005; Baho *et al.*, 2017; Carr *et al.*, 2017). Es por esto que establecer la resiliencia ecológica puede ser una herramienta para mitigar el impacto de diferentes amenazas y promover acciones que reduzcan la vulnerabilidad ante estas. Por lo razones, el objetivo de esta investigación fue evaluar la vulnerabilidad de los servicios ecosistémicos en el AMP Uramba, como modelo en el Pacífico Oriental Tropical. Los resultados de este análisis no solo brindan información clave para la toma de decisiones relacionadas con la administración y el manejo de áreas marinas protegidas, sino también sobre la sostenibilidad, resiliencia y adaptación a largo plazo ante los peligros naturales, los cuales son difíciles de evitar no solo en el área estudiada, sino también en otras AMP con características similares en el Pacífico Tropical Oriental.

ÁREA DE ESTUDIO

El AMP Uramba (3° 56' a 4° 05' N y 77° 19' a 77° 21' W) pertenece al *hotspot* de biodiversidad Tumbes-Chocó-Magdalena, establecido por Conservación Internacional como una de las 36 regiones de prioridad mundial para la conservación (www.conservación.org; 20/julio/2020). En 2010, el Gobierno colombiano estableció a Uramba como área marina protegida (<http://www.parquesnacionales.gov.co>; 20/julio/2020) bajo la figura de protección del Parque Nacional Natural, es decir, es un área que permite la autorregulación ecológica, en la cual los ecosistemas no están siendo alterados por la explotación humana, y además tiene un valor científico, educativo, estético y recreativo en el ámbito nacional (Decreto 2811 de 1974).

El AMP Uramba tiene una extensión de aproximadamente 136 km² de ecosistemas marinos y costeros. Estos ecosistemas se presentan en la Figura 1 e incluyen manglares, playas arenosas, planos lodosos, costas rocosas y sistemas pelágicos (Cantera *et al.*, 1999). Cantera *et al.* (2013), a través de una revisión bibliográfica, establecieron la presencia de 2178 especies en ese lugar. Castellanos-Galindo *et al.* (2011) registró 39 especies en estado de amenaza (1 esponja, 5 cnidarios, 10 moluscos, 7 crustáceos y 16 peces); algunas de estas especies son económicamente importantes para las poblaciones humanas (*i. e.* caracol *Anadara tuberculosa* y *Anadara similis*; caracol

Uramba MPA presents a wide variety of ecosystems, which creates a challenge for decision-making regarding which ecosystems and which services should be prioritized. As suggested by Mumby *et al.* (2014), vulnerability is a useful concept for areas that represent a complex socio-ecological system, and it is helpful to combine this analysis with ecological resilience (Robertson and McGee, 2003; Hughes *et al.*, 2005; Baho *et al.*, 2017; Carr *et al.*, 2017). This is why establishing ecological resilience can be a tool to mitigate the impact of different stressors or promote actions that reduce vulnerability. For these reasons, our main goal was to assess the vulnerability of ecosystem services in Uramba MPA, as a model in the Tropical Eastern Pacific. The results of this analysis not only provide key information for decision making related to the administration and management of marine protected areas, but it also to long-term sustainability, resilience and adaptation to natural hazards, which are difficult to avoid not only in the area studied, but also in other MPAs with similar characteristics in the Tropical Eastern Pacific.

STUDY AREA

Uramba MPA (3° 56' to 4° 05' N and 77° 19' to 77° 21' W) belongs to the Tumbes-Chocó-Magdalena biodiversity hotspot, established by Conservation International as one of 36 global priority regions for conservancy (www.conservation.org; Search: 20-July-20). In 2010, the Colombian government established it as a Marine Protected Area (<http://www.parquesnacionales.gov.co>; Search: 20-July-20) under the figure of protection of National Natural Park, meaning it is an area in which its extension allows ecological autoregulation, the ecosystems are not being altered by human exploitation, and it has a scientific, educative, aesthetic, and recreative value at national level (Decree 2811 of 1974).

The MPA has an extent of approximately 136 km² of marine and coastal ecosystems. These ecosystems are presented in Figure 1, and they include mangroves, sandy beaches, mud flats, rocky coast and pelagic systems (Cantera *et al.*, 1999). A review by Cantera *et al.* (2013) indicated the presence of 2178 species in Uramba MPA. Castellanos-Galindo *et al.* (2011) recorded 39 species (1 sponge, 5 cnidarians, 10 molluscs, 7 crustaceans and 16 fish) in threatened status; some of these species are economically important to human populations (*i. e.*: conch *Anadara tuberculosa* and *Anadara similis*; snail

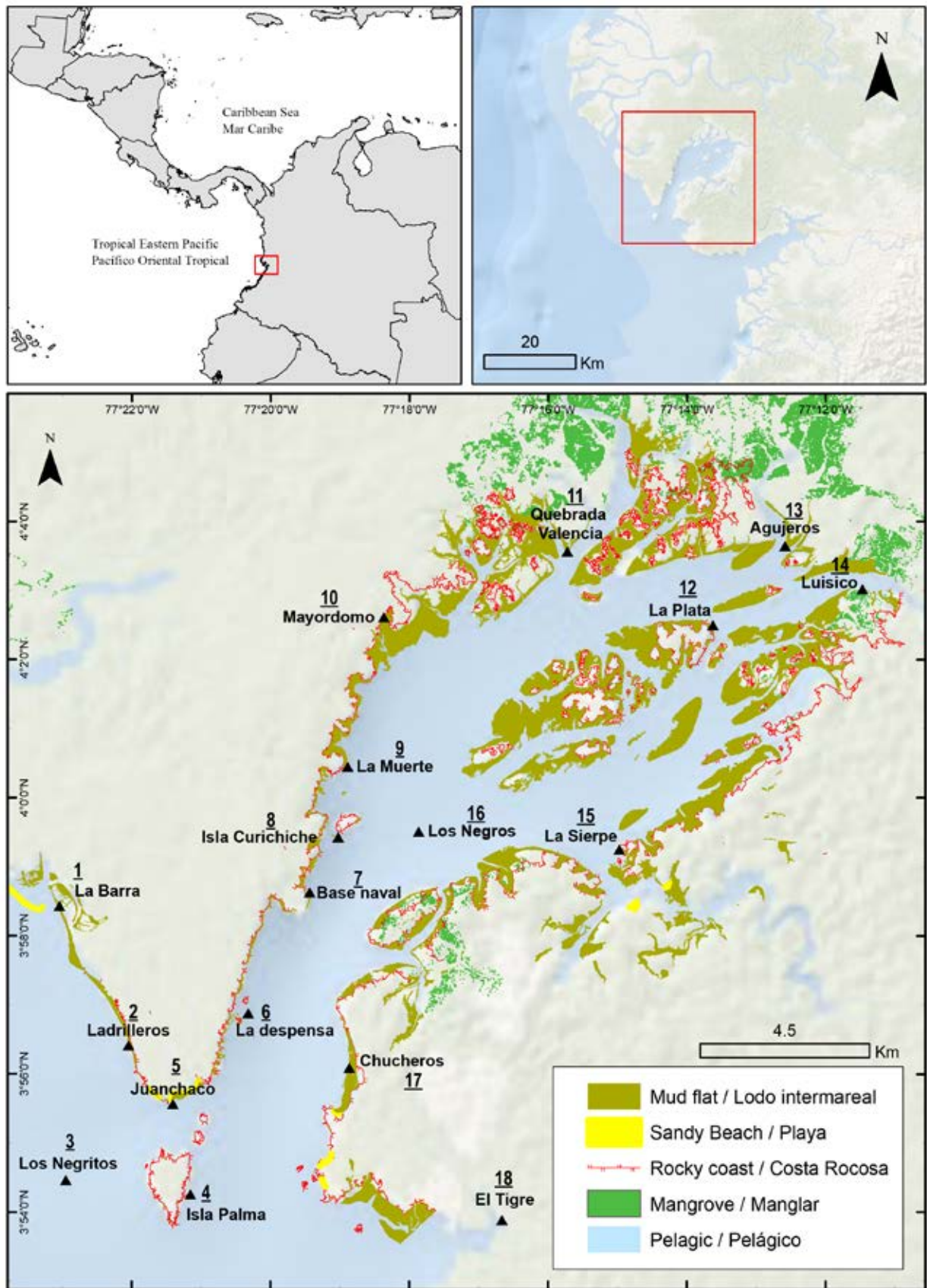


Figura 1. Mapa del AMP Uramba y las 18 localidades estudiadas.

Figure 1. Map of the Uramba MPA and the 18 studied locations.

Titanostrombus galeatus; camarones *Penaeus vannamei* y *Penaeus occidentalis*, y mero *Epinephelus itajara*).

Los asentamientos humanos del AMP Uramba son principalmente afrodescendientes, y dependen de los servicios ecosistémicos que brindan los manglares, esteros y el área de selva continental que rodea la bahía. La mayoría de las comunidades que viven en el interior se encuentran dispersas en diversas áreas con baja población: La Plata (localidad 12), Luisico (localidad 14), Chucheros (localidad 17), y tienen formas de vida basadas principalmente en la pesca (salmonetes, pargos, bagres, camarones y bivalvos), caza (perezosos, mapaches y agutíes) y tala artesanal. Las comunidades de la zona exterior del AMP Uramba habitan en Juanchaco (localidad 5), Ladrilleros (localidad 2) y La Barra (localidad 1), también son afrodescendientes y obtienen su sustento principalmente del turismo de playa y el avistamiento de ballenas jorobadas. La población de estos asentamientos es de aproximadamente 30 000 personas (DANE, 2012). En los últimos años, tanto los habitantes del exterior como del interior del AMP han desarrollado proyectos de ecoturismo que hacen uso no extractivo de los servicios ecosistémicos de la zona. De igual forma, hay presencia de algunas comunidades indígenas, pero estas no usan directamente los servicios ecosistémicos costeros y marinos del área, debido a que sus asentamientos se encuentran ubicados en la selva.

MATERIALES Y MÉTODOS

Identificación de factores estresantes

Se realizó una revisión de la literatura y un taller de expertos para identificar las amenazas presentes en el AMP Uramba. La literatura que se tuvo en cuenta para realizar un listado de las posibles amenazas de los ecosistemas marinos y costeros del AMP Uramba fue Invemar-Univalle-Inciva (2006), Univalle (2010) y Castellanos-Galindo *et al.* (2011). El taller de expertos se realizó en el marco del Curso de Manejo Integrado de Zonas Costeras en 2012, impartido por el Instituto Colombiano de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés”. El equipo del taller de expertos estuvo conformado por expertos locales con conocimiento tradicional del AMP Uramba, funcionarios de Parques Nacionales Naturales de Colombia, funcionarios de la Corporación Autónoma Regional del Valle, investigadores del grupo de investigación Ecología de Estuarios y Manglares (con 5 a 20 años de experiencia estudiando el AMP Uramba), y profesores de la Universidad del Valle (con 20 a 45 años de experiencia estudiando esta AMP). El taller de expertos

Titanostrombus galeatus; shrimp *Penaeus vannamei* and *Penaeus occidentalis*; and grouper *Epinephelus itajara*).

The human settlements of the Uramba MPA are African descendants that have been sustained by the ecosystem services provided by the mangroves, estuaries, and the continental jungle area surrounding the bay. Most of the communities living in the interior are scattered in various areas with low population numbers: La Plata (location 12), Luisico (location 14), Chucheros (location 17) and have ways of life based mainly on fishing (mulletts, snappers, catfish, shrimp and bivalves), hunting (sloths, raccoons, and agoutis) and artisanal logging. The communities in the outer zone of Uramba MPA, who inhabit the towns of Juanchaco (location 5), Ladrilleros (location 2), and La Barra (location 1) are also African descendants and derive their livelihood mainly from beach tourism and Humpback whale watching. The population of these settlements is approximately 30 000 people (DANE, 2012). In recent years, both the inhabitants of the exterior and interior have developed ecotourism projects that make non-extractive use of the ecosystem services of all the Uramba MPA ecosystems. There are also some indigenous communities, but they only partially derive their livelihood from the coastal and marine ecosystems, due to the location of their settlements deep in the jungle.

MATERIALS AND METHODS

Identification of stressors

A literature review and an expert workshop were conducted to summarize potential stressors present in Uramba MPA. The literature taken into account were Invemar-Univalle-Inciva (2006), Univalle (2010), and Castellanos-Galindo *et al.* (2011). The expert’s workshop was conducted in the context of the Integrated Coastal Zone Management Course in 2012, issued by the Colombian Marine and Coastal Research Institute “Jose Benito Vives de Andreis”. The expert workshop team was formed by local experts with a lot of traditional knowledge of Uramba MPA, staff members from Colombian National Natural Parks, staff members of the Valle Regional Autonomous Corporation, researchers from the research group Ecology of Estuaries and Mangroves with 20 years of experience studying Uramba MPA, and professors from the University of Valle with more than 45 years of experience studying Uramba MPA. The expert’s workshop was conducted using participatory tools. The experts participated in a story

se llevó a cabo utilizando herramientas participativas. Los expertos participaron en una sección de mapas parlantes, en la que se identificaron las amenazas del AMP Uramba. Tanto los datos obtenidos en los mapas como en la revisión de la literatura fueron validados y caracterizados espacialmente a través de recorridos en bote alrededor del lugar.

Estimación de la vulnerabilidad de los servicios ecosistémicos

Primero, se identificaron los tipos de ecosistemas costeros presentes en el AMP Uramba: costa rocosa, manglares, planos lodosos, playas arenosas y sistemas pelágicos. En cada ecosistema, se identificaron los servicios ecosistémicos con base en su representatividad y disponibilidad en el área.

Los servicios ecosistémicos del AMP Uramba se caracterizaron utilizando como contexto la literatura existente disponible. El concepto fue reestablecido a finales de la década de 1970 (Schumacher, 1973) y puesto en la agenda de la investigación de ecosistemas al final del siglo pasado (Costanza *et al.*, 1997; Daily, 1997; Mooney y Ehrlich, 1997), lo que llevó al auge de la investigación de los servicios de los ecosistemas en la década del 2000 (Agardy *et al.*, 2005; Boyd y Banzhaf, 2007; Costanza *et al.*, 2014, 2017). Para clasificarlos, se tomó en cuenta la clasificación de la revisión sistemática para los sistemas marinos y costeros desarrollada por Liqueste *et al.* (2013).

Investigadores del grupo de investigación Ecología de Estuarios y Manglares y profesores de la Sección de Biología Marina de la Universidad del Valle utilizaron los resultados de la revisión de la literatura, los mapas parlantes y los recorridos de validación en barco para seleccionar y estimar la magnitud de las amenazas que podrían vulnerar los servicios ecosistémicos de cada ecosistema. Los profesores e investigadores también estimaron el riesgo y la resiliencia. La magnitud de las amenazas se estimó utilizando la escala espacial propuesta por Halpern *et al.* (2008), donde los factores de estrés se calificaron como altos (3) cuando afectaban a nivel del Pacífico Oriental Tropical; moderada (2) cuando afectaban el AMP; y baja (1) cuando afectaban solo la localidad donde se encontraban. La probabilidad de ocurrencia de cada estresor y sus consecuencias (riesgo), así como la capacidad de un ecosistema para recuperar sus servicios y funciones ecológicas (resiliencia) se estimaron como mínimos (0,2), bajos (0,4), moderados (0,6), altos (0,8) o máximos (1). El riesgo se determinó como máximo (1) cuando la probabilidad de ocurrencia era muy alta y

map section, in which they identified the Uramba MPA stressors in a map. Both the data obtained from the story map and the literature review were validated and spatially characterized in the field through boat trips around the entire Uramba MPA.

Estimation of ecosystem services vulnerability

First, the five coastal types of ecosystems present in Uramba MPA were identified: rocky coast, mangroves, mud flats, sandy beaches and pelagic systems. In each ecosystem, relevant ecosystem services were identified based on knowledge of their representativeness and availability in the area.

The ecosystem services of the Uramba MPA were characterized using as context the extent literature available regarding ecosystem services. The concept was re-established in the late 1970s (Schumacher, 1973), and was put on the agenda of ecosystem research at the end of the last century (Costanza *et al.*, 1997; Daily, 1997; Mooney and Ehrlich, 1997), leading to the boom of ecosystem services research in the 2000s (Agardy *et al.*, 2005; Boyd and Banzhaf, 2007; Costanza *et al.*, 2014, 2017). The systematic review classification for marine and coastal systems developed by Liqueste *et al.* (2013) were taken into account to classify them.

Researchers from the research group Ecology of Estuaries and Mangroves and professors of the Marine Biology section at the University of Valle used the results from the literature review, the talking maps, the boat trips to select and estimate the magnitude of the stressors that could vulnerate the ecosystem services of each coastal ecosystem. Professors and researchers also estimated risk and resilience. The magnitude of the stressors was evaluated using the spatial scale proposed by Halpern *et al.* (2008), where stressors were rated as high (3) when they affected the Tropical Eastern Pacific region; moderate (2) when they affected the entire MPA; and low (1) when they affected only the location where they were encountered. The probability of occurrence of each stressor and its consequences (risk), and the ability of an ecosystem to recover its services (resilience) were estimated as minimum (0.2), low (0.4), moderate (0.6), high (0.8), and maximum (1). The risk was determined as maximum (1) when the probability of occurrence was very high, and minimum (0.2) when the probability was very low. The resilience was determined as maximum (1) when the ability of the ecosystem to recover was very

como mínimo (0,2) cuando la probabilidad era muy baja. La resiliencia se determinó como máxima (1) cuando la capacidad de recuperación del ecosistema era muy alta y como mínima (0,2) cuando la probabilidad era muy baja.

La vulnerabilidad se determinó como una función matemática de la magnitud de la amenaza, multiplicada por el riesgo (probabilidad de ocurrencia y sus consecuencias) y dividida por la resiliencia (capacidad de recuperación del ecosistema) (Kaly *et al.*, 1999; Gowrie, 2003; Turner II *et al.*, 2003; Zacharias y Gregr, 2005).

$$\text{Vulnerabilidad del servicio del ecosistema} = \frac{\text{Factor de estrés} \times \text{Riesgo del servicio del ecosistema}}{\text{Resiliencia}}$$

Por ejemplo, para el ecosistema de planos lodosos, calculamos la vulnerabilidad de la provisión de alimentos ante la amenaza “aumento del nivel del mar” de la siguiente manera: amenaza, con el valor máximo de 3; riesgo, con el valor máximo de 1, y resiliencia, con el valor mínimo de 0,2.

$$\text{Vulnerabilidad en el suministro de alimentos} = \frac{3 \times 1}{0,2} = 15$$

Debido a la superposición en los rangos de valores obtenidos, modulados principalmente por la magnitud del estresante, se generó un modelo de color para facilitar su interpretación. Se utilizó el verde para representar la mínima vulnerabilidad y el rojo intenso para representar una máxima vulnerabilidad.

RESULTADOS

Los factores estresantes naturales (azul) y antropogénicos (rojo) del AMP Uramba obtenidos a través de la revisión de la literatura, los mapas parlantes y los recorridos en barco alrededor del lugar se presentan en la Figura 2. Se identificaron 17 amenazas, de las cuales siete eran naturales y diez antropogénicas. Las más graves y comunes fueron la bioerosión, la erosión hídrica, las aguas residuales, el tráfico marítimo, la contaminación por desechos sólidos y las construcciones humanas. Las localidades más afectadas por las amenazas fueron Ladrilleros (localidad 2), Juanchaco (localidad 5) y Base Naval (localidad 7), ubicadas en la región exterior del AMP, mientras que las localidades menos afectadas se encontraron en la región interior. Los servicios ecosistémicos del AMP Uramba seleccionados de acuerdo con Liquete *et al.* (2013) se presentan en la Tabla 1. La vulnerabilidad de los valores de los servicios ecosistémicos

high, and minimum (0.2) when the probability was very low.

Vulnerability was determinate as a mathematical function of the stressor’s magnitude, multiplied by the risk (probability of occurrence and its consequences), and divided by the resilience (capacity of ecosystem recovery) (Kaly *et al.*, 1999; Gowrie, 2003; Turner II *et al.*, 2003; Zacharias and Gregr, 2005).

$$\text{Ecosystem Service's Vulnerability} = \frac{\text{Ecosystem Service's Stressor} \times \text{Risk}}{\text{Resilience}}$$

For example, for the mudflat ecosystem, we would calculate vulnerability of food provision as follows, with the threat “sea level rise” as a stressor with the maximum value of 3, risk with the maximum value of 1, and resilience with the minimum value of 0.2.

$$\text{Food provision vulnerability} = \frac{3 \times 1}{0.2} = 15$$

Due to the overlap in the ranges of values obtained, modulated mainly by the magnitude of the stressor, a color model was generated to facilitate its interpretation using green to represent minimum vulnerability and intense red to represent maximum vulnerability.

RESULTS

The Uramba MPA natural and anthropogenic stressors identified by the literature review, the story map and the boat field trips around Uramba MPA are presented in blue and red respectively in Figure 2. 17 stressors were identified, from which seven were natural and ten anthropogenic. The most severe and common were bioerosion, water erosion, sewage, marine traffic, solid waste pollution and human constructions. The locations more affected by stressors were Ladrilleros (location 2), Juanchaco (location 5), and Base Naval (location 7), positioned at the outer region of the MPA, while the lesser affected locations were found in the inner region. The ecosystem services selected in Uramba MPA and their descriptions according Liquete *et al.* (2013) are presented in Table 1. The vulnerability of Uramba MPA ecosystem services values determined by the researchers and professors with a wide knowledge of Uramba MPA are showed in Table 2, they are classifying by ecosystem, ecosystem services and stressors.

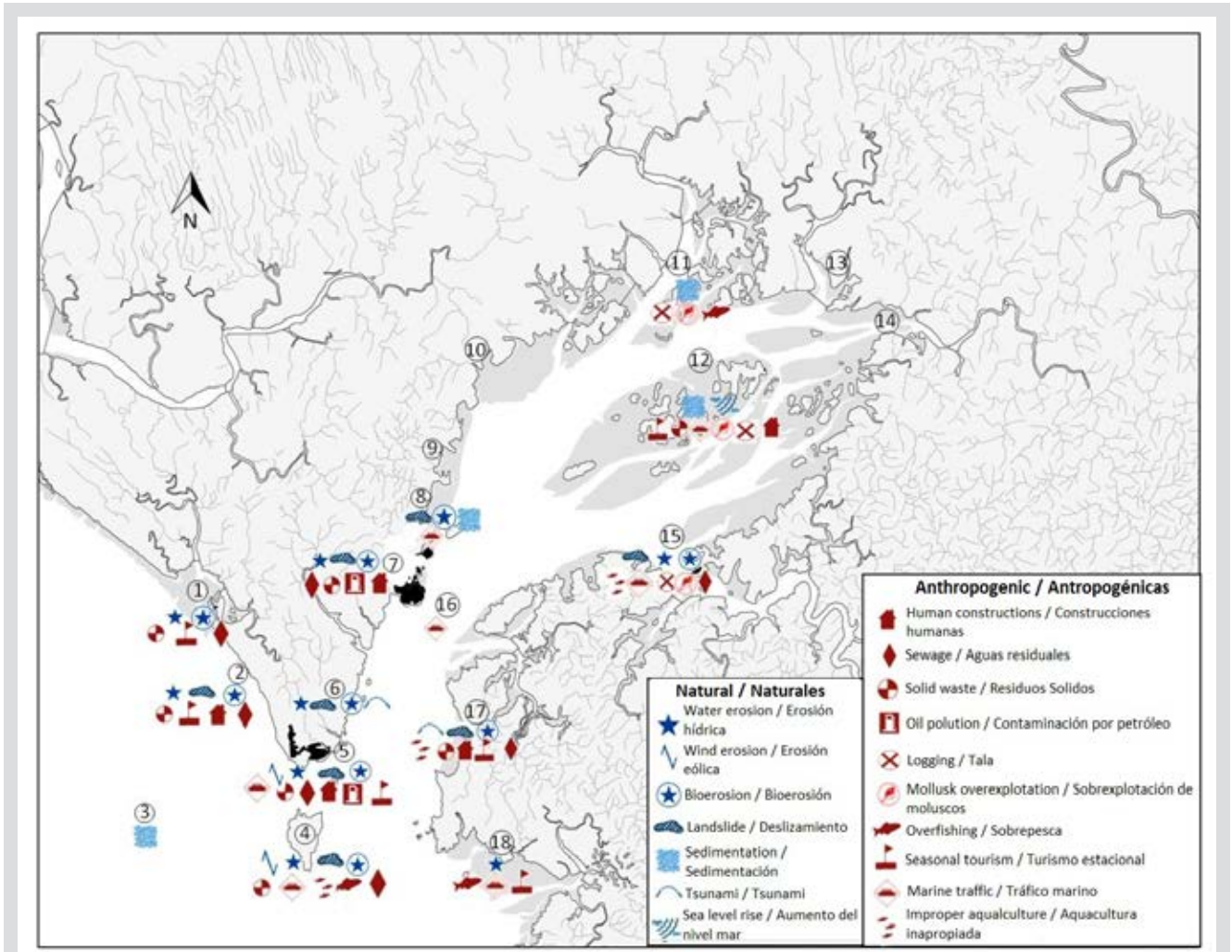


Figura 2. Amenazas naturales y antropogénicas en el AMP Uramba.

Figure 2. Natural and anthropogenic stressors in Uramba MPA.

Tabla 1. Servicios ecosistémicos seleccionados y sus descripciones según clasificación de Liqueste *et al.* (2013).

Table 1. Ecosystem services selected and their descriptions according Liqueste *et al.* (2013) classification.

Servicio del ecosistema/Ecosystem Service	Descripción/Description
Regulación climática/ Climate regulation	Regulación de gases de efecto invernadero y climáticamente activos/ Regulation of greenhouse and climate active gases
Mantenimiento del ciclo de vida/ Life cycle maintenance	Sostenimiento que permita la reproducción de especies/ Support to facilitate species reproduction
Suministro de alimentos/Food provision	Suministro de biomasa para consumo humano/Provision of biomass for human consumption
Protección costera/Coastal protection	Protección contra erosión, inundaciones, sequías y eventos extremos/ Protection against erosion, floods, droughts, and extreme events
Recreación y turismo/Recreation and tourism	Oportunidades de relajación y diversión/Opportunities for relaxation and amusement
Valores simbólicos y estéticos/ Symbolic and aesthetic values	Exaltación de sentidos, emociones o religiones/ Exaltation of senses, emotions or religions

del AMP Uramba determinados por los investigadores y profesores expertos en el conocimiento de esta zona se muestran en la Tabla 2. La vulnerabilidad se muestra en términos de los ecosistemas, los servicios ecosistémicos y las amenazas.

Tabla 2. Vulnerabilidad de SE en el AMP Uramba.

Table 2. Vulnerability of ES in Uramba MPA.

		15-12 Muy alto/Very high	11.9-9 Alto/High	8.9-6 Moderado/Moderate	5.9-3 Bajo/Low	2.9-0 Muy bajo/Very low	
Ecosistema/ Ecosystem	Factor de estrés/ Stressor	Regulación climática/ Climate regulation	Mantenimiento del ciclo de vida/ Life cycle maintenance	Suministro de alimentos/ Food provision	Protección costera/ Coastal protection	Recreación y turismo/ Recreation and tourism	Simbólico y estético/ Symbolic and aesthetic
Costa rocosa/Rocky coast	Aguas residuales/ Sewage	1.3	1.3	1.3	-	1.3	-
	Aumento del nivel del mar/ Sea level rise	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	-
	Bioerosión/ Bioerosion	5.0	-	-	5.0	3.3	-
	Construcciones/ Constructions	-	-	-	4.0	-	-
	Contaminación de aceite/ Oil pollution	1.3	1.3	1.3	-	-	-
	Deslizamiento de tierra/ Landslide	12.0	12.0	4.0	8.0	8.0	-
	Erosión del viento/ Wind erosion	-	-	-	1.5	-	-
	Erosión del mar/ Sea erosion	4.0	1.3	-	1.3	-	-
	Residuo sólido/ Solid waste	1.0	1.0	1.0	-	1.0	-
	Sedimentación/ Sedimentation	1.5	3.0	-	-	-	-
	Sobrepesca/ Overfishing	-	4.0	4.0	-	-	-
	Tsunami	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	-
Turismo estacional/ Seasonal tourism	-	-	1.3	-	-	-	



15-12 Muy alto/Very high		11.9-9 Alto/High		8.9-6 Moderado/Moderate		5.9-3 Bajo/Low		2.9-0 Muy bajo/Very low	
Ecosistema/ Ecosystem	Factor de estrés/ Stressor	Regulación climática/ Climate regulation	Mantenimiento del ciclo de vida/ Life cycle maintenance	Suministro de alimentos/ Food provision	Protección costera/ Coastal protection	Recreación y turismo/ Recreation and tourism	Simbólico y estético/ Symbolic and aesthetic		
Manglar/Mangrove	Aguas residuales/ Sewage	0.5	0.5	0.5	-	0.5	0.3		
	Aumento del nivel del mar/ Sea level rise	-	7.5	-	7.5	7.5	-		
	Contaminación de aceite/ Oil pollution	0.7	1.3	0.7	-	0.7	0.5		
	Acuicultura/ Aquaculture	-	0.7	-	-	-	0.5		
	Residuo sólido/ Solid waste	0.8	0.8	-	-	0.8	0.7		
	Sobreexplotación de moluscos/Mollusk overexploitation	-	2.7	2.7	-	-	2.7		
	Sobrepesca/ Overfishing	-	4.0	4.0	-	-	4.0		
	Explotación forestal/ Logging	8.0	8.0	4.0	4.0	4.0	4.0		
Pelágico/Pelagic	Aguas residuales/ Sewage	1.3	-	1.3	-	1.3	1.3		
	Contaminación de aceite/ Oil pollution	1.3	-	1.3	-	1.3	1.3		
	Acuicultura/ Aquaculture	0.7	-	-	-	-	-		
	Residuo sólido/ Solid waste	1.3	-	1.3	-	1.3	2.0		
	Sedimentación/ Sedimentation	2.7	-	-	-	-	1.0		
	Sobrepesca/ Overfishing	-	-	8.0	-	-	-		
	Tráfico marítimo/ Marine traffic	-	-	-	-	2.0	-		
	Turismo estacional/ Seasonal tourism	-	-	1.3	-	-	-		

		15-12 Muy alto/Very high	11.9-9 Alto/High	8.9-6 Moderado/Moderate	5.9-3 Bajo/Low	2.9-0 Muy bajo/Very low	
Ecosistema/ Ecosystem	Factor de estrés/ Stressor	Regulación climática/ Climate regulation	Mantenimiento del ciclo de vida/ Life cycle maintenance	Suministro de alimentos/ Food provision	Protección costera/ Coastal protection	Recreación y turismo/ Recreation and tourism	Simbólico y estético/ Symbolic and aesthetic
Piso de barro/Mud flat	Aguas residuales/ Sewage	0.5	0.5	0.5	-	-	-
	Sea level rise/ Aumento del nivel del mar	15.0	-	15.0	15.0	-	-
	Contaminación de aceite/ Oil pollution	1.0	1.0	1.0	-	-	-
	Residuo sólido/ Solid waste	0.7	0.7	-	-	-	-
	Sedimentación/ Sedimentation	2.5	-	-	-	-	-
	Sobrepesca/ Overfishing	-	1.0	1.0	-	-	-
Playa de arena/Sandy beach	Aguas residuales/ Sewage	1.3	1.3	-	-	1.3	1.3
	Aumento del nivel del mar/ Sea level rise	15.0	-	-	15.0	15.0	-
	Construcciones/ Constructions	-	-	-	-	1.3	-
	Contaminación de aceite/ Oil pollution	2.0	2.0	-	-	2.0	2.0
	Residuo sólido/ Solid waste	1.7	1.7	-	-	1.7	1.7
	Sedimentación/ Sedimentation	5.0	5.0	-	-	-	-
	Turismo estacional/ Seasonal tourism	-	1.3	-	-	-	-

DISCUSIÓN

El AMP Uramba contiene todos los ecosistemas costeros y marinos que se encuentran a lo largo del Pacífico colombiano, excepto los arrecifes de coral, aunque existen registros de colonias de coral aisladas (*Pocillopora damicornis* y *P. capitata*) en Los Negritos (localidad 3, Figura 1). Las playas de arena se encuentran en los dos límites exteriores del AMP Uramba, al norte de La Barra (localidad 1, Figura 1), Ladrilleros (localidad 2, Figura 1), Juanchaco (localidad 5, Figura 1) y al sur de Chucheros (localidad 17, Figura 1) y El Tigre (ubicación 18, Figura 1). Estas playas están formadas por la acumulación de arena transportada por ríos y procesos hidrodinámicos marinos, enriquecida con materia orgánica derivada de la descomposición de los restos vegetales de los manglares. Estas playas presentan un uso estacional intensivo por actividades turísticas, por lo cual están contaminadas por residuos sólidos, principalmente plásticos (Riascos *et al.*, 2019). La costa rocosa, que contiene acantilados y playas rocosas derivadas de la erosión de estos acantilados, es el ecosistema más abundante del AMP Uramba. Algunas de estas formaciones rocosas constituyen islas o islotes, incluyendo una formación rocosa aislada fuera del AMP llamada Los Negritos (localidad 3, Figura 1). En la región interior de La Plata existen importantes arrecifes rocosos (localidad 1, 12). Estos se encuentran en activo proceso de erosión debido al oleaje y la acción intensa de organismos bioerosionadores (Cantera *et al.*, 1998; Cobo-Viveros y Cantera, 2015; Cantera, 2016). La bahía presenta importantes parches de manglares en buen estado de conservación en la región norte, así como extensas áreas en el interior y la región sur, con cerca de 3000 ha conservadas en las cuales habitan las especies *Rhizophora mangle*, *R. racemosa*, *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa*, *Conocarpus erectus*, *Pelliciera rhizophorae* y *Mora oleífera*. Estos manglares no son tan complejos como los del sur de Colombia. Sin embargo, pueden alcanzar los 35 m en la región interior del AMP Uramba en Quebrada Valencia (localidad 11, Figura 1), Agujeros (localidad 13, Figura 1), Luisico (localidad 14, Figura 1) y La Sierpe (localidad 15, Figura 1). Los manglares del AMP Uramba y sus recursos asociados (madera, peces, crustáceos, moluscos y vida silvestre) están sujetos a explotación artesanal por parte de los habitantes de la región. Los hábitats pelágicos están en relativa buena condición, ya que los niveles de contaminación son bajos.

Las amenazas naturales y antropogénicas en el AMP Uramba afectan principalmente la región externa de la bahía Ladrilleros (localidad 2), Juanchaco (localidad

DISCUSSION

Uramba MPA contains all the main coastal and marine ecosystems found along the Colombian Pacific coast with the exception of coral reefs, although there are records of isolated coral colonies (*Pocillopora damicornis* and *P. capitata*) in Los Negritos (location 3, Figure 1). Sandy beaches are found along the two outer limits of the Uramba MPA, at north La Barra (location 1, Figure 1), Ladrilleros (location 2, Figure 1), Juanchaco (location 5, Figure 1), and at south Chucheros (location 17, Figure 1), and El Tigre (location 18, Figure 1). These beaches are formed by the accumulation of sand carried by rivers and marine hydrodynamic processes, are enriched by organic matter derived from the decomposition of plant debris from the mangroves and, because of their intensive seasonal use in tourism activities, are contaminated in a significant way by solid waste, mainly plastic (Riascos *et al.*, 2019). The rocky coast, containing cliffs and rocky beaches derived from the erosion of these cliffs, is the most abundant ecosystem. Some of these rocky formations form islands or islets, and even an isolated rocky formation outside the Uramba MPA called Los Negritos (location 3, Figure 1). There are important intertidal offshore rocky reefs in the inner part of La Plata (location 12, Figure 1), which are rocky formations composed of about 10 small rocky islands and islets. These rocky formations are in the active process of erosion due to seasonally strong waves in some regions and facilitated by organisms in an intense process of bioerosion (Cantera *et al.*, 1998; Cobo-Viveros and Cantera, 2015; Cantera, 2016). The bay presents important patches of mangroves in a good state of conservation in the north region and extensive areas in the interior and south border, with about 3000 ha conserved (*Rhizophora mangle*, *R. racemosa*, *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa*, *Conocarpus erectus*, *Pelliciera rhizophorae* and *Mora oleífera*). These mangroves are not as complex as the mangroves of the south of Colombia. However, mangroves can reach 35 m in the interior region of Uramba MPA in Quebrada Valencia (location 11, Figure 1), Agujeros (location 13, Figure 1), Luisico (location 14, Figure 1), and La Sierpe (location 15, Figure 1). All the mangroves and their biodiversity (wood, fish, crustaceans, mollusks and wildlife) are subject to artisanal exploitation by the inhabitants of the region. The pelagic habitats are in good condition since the contamination levels are low.

The assessment of Uramba MPA identified numerous natural and anthropogenic potential stressors

5) y Base Naval (localidad 7). Las principales amenazas naturales encontradas fueron la erosión hídrica, la bioerosión y los deslizamientos de tierra. Es importante aclarar que es poco lo que se puede hacer para manejar estas amenazas; sin embargo, se pueden adelantar acciones para mitigar el riesgo que estas representan para los asentamientos humanos en el AMP Uramba. Los efectos sinérgicos causados por la combinación de erosión hídrica, bioerosión y deslizamientos de tierra tienden a ser más intensos en la región externa de las bahías, ya que estas zonas están más expuestas al efecto de olas, vientos y tormentas (Cantera, 1991; Posada *et al.*, 2009). Una gran cantidad de amenazas antropogénicas puede estar asociada a los asentamientos humanos, los cuales pueden sumar hasta 50 000 personas en temporada alta de turismo y 30 000 residentes (DANE, 2012). Las amenazas asociadas con los asentamientos humanos y sus actividades son las aguas residuales, los desechos sólidos, las construcciones y la contaminación por petróleo. En el AMP Uramba, la eliminación de aguas residuales y desechos sólidos no se realiza adecuadamente. Las construcciones humanas contribuyen a la pérdida de hábitat natural. Los derrames de hidrocarburos se generan accidental o arbitrariamente durante las operaciones de navegación. La región interna del AMP Uramba presenta menos amenazas, probablemente debido al tamaño de las poblaciones que en ella habitan (*i. e.* La Plata, localidad 12, con aproximadamente 200 personas [DANE, 2012]). Además, la región interna se encuentra más protegida de fenómenos naturales como olas, vientos y tormentas (Cantera, 1991).

Las amenazas antropogénicas y naturales pueden transformar, degradar o limitar la prestación de servicios ecosistémicos. Los servicios de los ecosistemas marinos se han investigado ampliamente, con énfasis en los manglares (Duke *et al.*, 2007; Barbier *et al.*, 2011; Vo *et al.*, 2012; Liqueste *et al.*, 2013; Mukherjee *et al.*, 2014; Thompson *et al.*, 2019), corales (Moberg, *et al.*, 1999; Laurans *et al.*, 2013; Woodhead *et al.*, 2019) y costas rocosas (Wilson, 2005; Branch *et al.*, 2008; Marcelli *et al.*, 2018). En Colombia, se han realizado investigaciones enfocadas en los servicios de los ecosistemas marinos tanto en el Caribe (Blanco *et al.*, 2012; Aldana-Domínguez *et al.*, 2017) como en las costas del Pacífico de Colombia (Cantera *et al.*, 2013; Palacios y Cantera, 2017; Mejía Rentería *et al.*, 2019; Palacios *et al.*, 2019; Rojas *et al.*, 2019). Cantera *et al.* (2013) identificaron los ecosistemas de manglares y costas rocosas como sistemas clave para los asentamientos humanos en el AMP Uramba, debido a su alta provisión de servicios ecosistémicos. Palacios

affecting principally the outer locations Ladrilleros (location 2), Juanchaco (location 5), and Base Naval (location 7). The main natural stressors found at these locations were water erosion, bioerosion and landslides. It is important to clarify that is less that can be done to manage tis stressors, however actions can be conducted to mitigate the risk that they represent to human settlements in Uramba MPA. The synergic effects caused by the combination of water erosion, bioerosion and landslides tend to be more intense in the outer locations as they are more exposed to waves, winds, and storms (Cantera, 1991; Posada *et al.*, 2009). The great number of anthropogenic stressors in these locations could be explained by the human settlements with a population size of approximately 30 000 people, a number that reaches up to 50 000 people in the tourism-related high season (DANE, 2012). Stressors associated with human settlements and their activities are sewage, solid waste, human constructions and oil pollution at these locations. Sewage and waste disposal are not properly managed in the area. Human constructions may enhance natural habitat loss. Oil spills generated accidentally or arbitrarily during boating operations stress the marine and coastal systems of the MPA. On the contrary, the inner region of the Uramba MPA presents fewer stressors. This can probably be accounted for by the low population living there (*i.e.* La Plata, location 12, with approximately 200 people [DANE, 2012]), and the fact that its ecosystems are less exposed to natural phenomena such as waves, winds, and storms (Cantera, 1991).

Anthropogenic and natural stressors can transform, degrade, or limit the provision of Ecosystem Services. Marine ecosystems services have been researched widely, with research focused on mangroves (Duke *et al.*, 2007; Barbier *et al.*, 2011; Vo *et al.*, 2012; Liqueste *et al.*, 2013; Mukherjee *et al.*, 2014; Thompson *et al.*, 2019), corals (Moberg *et al.*, 1999; Laurans *et al.*, 2013; Woodhead *et al.*, 2019) and rocky coasts (Wilson, 2005; Branch *et al.*, 2008; Marcelli *et al.*, 2018). In Colombia, research has been conducted on marine ecosystem services on both Caribbean (Blanco *et al.*, 2012; Aldana-Domínguez *et al.*, 2017) and Pacific coasts of Colombia (Cantera *et al.*, 2013; Palacios and Cantera, 2017; Mejía Rentería *et al.*, 2019; Palacios *et al.*, 2019; Rojas *et al.*, 2019). Cantera *et al.* (2013) identified mangrove and rocky coast ecosystems as key systems for the human settlements in Uramba MPA. Palacios and Cantera (2017) and Palacios *et al.* (2019) identified food provision as a key ecosystem

y Cantera (2017) y Palacios *et al.* (2019) identificaron la provisión de alimentos como un servicio ecosistémico clave brindado por el AMP Uramba. Los manglares, planos lodosos y arrecifes rocosos se han identificado como áreas de sala-cuna en las cuales larvas y juveniles de especies de importancia económica y ecológica encuentran alimento y protección (Invemar-Univalle, 2011). El AMP Uramba está protegida como Parque Nacional Natural; por tanto, es importante conservar los servicios ecosistémicos, así como su integridad espacial y temporal (Cantera *et al.*, 2013).

Las planas lodosas y playas arenosas del AMP Uramba se caracterizan por tener una pendiente muy baja, lo que expresa su vulnerabilidad en un escenario de aumento del nivel del mar (Olivo *et al.*, 2011). Para superar dicho aumento, estos ecosistemas deben tener una tasa de acreción más alta que la tasa de aumento del nivel del mar. De lo contrario, las inundaciones serán inevitables y ocasionarán una mayor erosión. La inundación causada por el aumento del nivel del mar y los cambios en el ciclo de acreción-erosión afectarán la actividad microbiana (Chambers *et al.*, 2013) y provocarán posibles alteraciones en los ciclos de carbono, fósforo y nitrógeno (Steinmuller y Chambers, 2019). Como resultado, la regulación climática se verá afectada por el aumento en el nivel del mar de las playas arenosas y planas lodosas del AMP Uramba. Los cambios en la regulación climática podrían acelerar las tasas de mineralización o lixiviación en los suelos de los humedales costeros y producir floraciones de algas nocivas y eutrofización (Steinmuller y Chambers, 2019).

Los planos lodosos y las playas de arena sirven como zonas de amortiguamiento naturales que protegen la costa y los ecosistemas costeros de las olas, las marejadas, las mareas y las inundaciones marinas. La vulnerabilidad de las playas arenosas y los planos lodosos frente al aumento en el nivel del mar ha sido identificado globalmente por otros estudios (Simm, 1996; Doody, 2012; Dominati, 2014; IPCC, 2019). Este aumento reduce la capacidad de estos sistemas para proteger la costa ante erosión, tormentas y tsunamis (Hanley *et al.*, 2014).

Los organismos que habitan en los planos lodosos requieren salinidades relativamente bajas y temperaturas altas. El aumento en el nivel del mar y la inundación asociada elevarán la salinidad, disminuirán la temperatura y cambiarán los patrones de circulación de estos sistemas. Como respuesta, la estructura de la comunidad y las redes tróficas cambiarán. Por lo tanto, su provisión de alimentos podría verse modificada y/o afectada.

service provided by mangroves in the Colombian Pacific and in Uramba MPA. It has been demonstrated that the Bay contributes to climate regulation throughout southwestern Colombia and to the functioning of mangroves, mud flats and rocky reefs as nurseries in which larvae and juvenile forms of many economically and ecologically important species find food and protection (Invemar-Univalle, 2011). The entire bay area is protected as a National Natural Park, which implies that these ecosystem services retain their spatial and temporal integrity (Cantera *et al.*, 2013).

Uramba MPA mud flats and sandy beaches are characterized by a very low slope, indicating their vulnerability in a sea level rise scenario (Olivo *et al.*, 2011). To overcome sea level rise, they must accrete faster than the sea level rises. Otherwise, flooding is inevitable, and it will be followed by increased erosion. The inundation caused by sea level rise and the changes to the accretion-erosion cycle will affect microbial activity (Chambers *et al.*, 2013). It will cause alterations to the rate of carbon sequestration, carbon balance, and phosphorus and nitrogen exportation (Steinmuller and Chambers, 2019). As a result, climate regulation will be affected in Uramba MPA sandy beaches and mud flats. The changes of climate regulation could accelerate mineralization rates or leaching in coastal wetland soils, and it may produce harmful algal blooms and eutrophication (Steinmuller and Chambers, 2019).

Mud flats and sandy beaches are widely known to provide coastal protection. These systems serve as natural buffer zones that protect the coastline and back shore coastal ecosystems from waves, surges, tides, and marine flooding. The vulnerability of sandy beaches and mud flats to sea level rise has been discussed globally by other studies (Simm, 1996; Doody, 2012; Dominati, 2014; IPCC, 2019). Sea level rise reduces their capability to protect the coast against storms, high waves such as tsunamis, and ecosystem erosion (Hanley *et al.*, 2014).

Organisms that live in mud flats have environmental requirements related to relatively low salinity and high temperature. Sea level rise and its associated inundation will raise the salinity, lower the temperature, and change the circulation patterns of these systems. As an answer, the community structure and the food webs will change. Hence, the mud flat ES of food provision could be modified and/or affected.

Las playas de arena son universalmente reconocidas por su valor recreativo y por producir altos ingresos económicos asociados con el turismo costero (King y Symes, 2004). Las playas son valoradas por residentes y turistas gracias a su valor cultural, estético y recreativo (Defeo *et al.*, 2009). No obstante, el aumento en el nivel del mar podría ocasionar tanto pérdida de hábitat de playa a causa de la migración y la erosión de la costa, como una menor deposición de arena nueva a través del transporte litoral (King *et al.*, 2018). En el AMP Uramba, la pérdida del SE de recreación y turismo afectaría las actividades económicas en La Barra (localidad 1), Ladrilleros (localidad 2) y Juanchaco (localidad 5). Las playas en estas localidades son reconocidas como importantes destinos turísticos en la costa del Pacífico colombiano. La economía local depende en gran medida del turismo. Los residentes brindan servicios de alojamiento, comida, instalaciones comerciales y visitas guiadas a paisajes naturales cercanos (Cantera *et al.*, 2013).

La costa rocosa ubicada en la región externa del AMP Uramba está expuesta a la fuerte acción de las olas y sometida a una fuerte erosión. La erosión causada por la fuerza de las olas se intensifica por las fuerzas del viento y el efecto de los organismos bioerosionadores, que perforan el sustrato rocoso en busca de las algas que crecen sobre este. La bioerosión y la erosión hídrica son las principales amenazas naturales identificadas en el AMP Uramba. Estas han sido documentadas como principales causas de impacto en el AMP Uramba (Cantera, 1991; Cobo-Viveros, 2007; Posada *et al.*, 2009; Cantera *et al.*, 2013). Los efectos sinérgicos de los procesos de erosión aceleran la caída, la descomposición y la erosión de acantilados y playas rocosas, provocando deslizamientos. En el AMP Uramba, estos representan el mayor riesgo para el SE del suministro de alimentos. Los deslizamientos tienen efectos sobre la regulación climática, la protección costera y la recreación y el turismo. La erosión de la costa rocosa y los deslizamientos de tierra del AMP Uramba podrían vulnerar el SE de protección costera. La erosión costera, en combinación con las construcciones humanas, viola la integridad estructural de la costa rocosa y su capacidad para brindar protección costera.

Las costas rocosas dispersan sedimentos al litoral y al mar abierto cuando sufren procesos erosivos. Si aumenta la cantidad de material dispersado, las propiedades físicas y químicas de los sistemas circundantes se verán afectadas (Violante, 2009). En el escenario de aumento en el nivel del mar, los cambios asociados al desgaste químico de la costa rocosa pueden tener efectos sobre el SE de regulación climática.

Sandy beaches are universally recognized for their important recreational value, and producing high economic revenue associated with coastal tourism worldwide (King and Symes, 2004). Beaches are appraised by residents and tourists for their cultural, aesthetic, and recreational value (Defeo *et al.*, 2009). Increased loss of beach area can be associated with sea level rise, with subsequent losses of beach habitat caused by shoreline migration and erosion, and reduced deposition of new sand via littoral transport (King *et al.*, 2018). In Uramba MPA, loss of its recreation and tourism ES will affect economic activities in Ladrilleros (location 2) and Juanchaco (location 5). Their beaches are well recognized as tourist destinations in the Colombian Pacific coast. The local economy depends heavily on tourism. Residents provide accommodation services, food, commercial facilities, and guided tours to nearby natural landscapes (Cantera *et al.*, 2013).

The rocky coast located at the outer region of Uramba MPA is exposed to strong wave action and subjected to heavy erosion. Erosion caused by wave forces is further reinforced by wind forces and bioeroders that graze algae and bore the substrate. Bioerosion and water erosion were the main natural stressors identified in Uramba MPA by the present study. These stressors have been documented as major causes of impact in the area (Cantera, 1991; Cobo-Viveros, 2007; Posada *et al.*, 2009; Cantera *et al.*, 2013). These combined effects of erosion processes accelerate the fall, decomposition, and weathering of cliffs and rocky beaches, causing landslides. In Uramba MPA's rocky coast, landslides represent the highest risk for the ES of food provision. Landslides harm climate regulation, coastal protection, and recreation and tourism. Uramba MPA's rocky coast erosion and landslides lead to the loss of their capacity to provide coastal protection. Coastal erosion in combination with human construction threaten the structural integrity of the rocky coast and its ability to provide coastal protection.

Rocky coasts deliver sediments to the littoral and the open sea through erosion. If the amount of the output material increases, the physical and chemical properties of the surrounding systems will be affected (Violante, 2009). Chemical weathering may have an important effect through the movement of major masses, such as in a landslide scenario, and these changes will modify climate regulation in Uramba MPA's rocky coasts.

Landslides and erosion can change the habitats that serve to maintain life cycles, especially tidal pools.

Los deslizamientos y la erosión pueden vulnerar el SE de mantenimiento de los ciclos de vida, especialmente en los charcos rocosos intermareales. Estos han sido identificados como zonas importantes de sala-cunas, en donde una gran cantidad de organismos habita durante sus primeras etapas ontogenéticas, ya que sus condiciones permiten el crecimiento y, además, brindan refugio ante depredadores (Dias *et al.*, 2016). Los cambios estructurales y la pérdida de charcos rocosos intermareales pueden vulnerar la capacidad de la costa rocosa del AMP Uramba para mantener los ciclos de reproducción.

Otros ecosistemas afectados por el aumento del nivel del mar son los manglares. Aunque estos se encuentran en condiciones de cambio constante, la estratificación de las diferentes especies de manglares está estrechamente relacionada con los cambios de marea. En dicha estratificación, las especies mejor adaptadas a altos niveles de salinidad se ubican en la parte baja de la línea de marea mientras que las especies con menos tolerancia se ubican en la parte alta. Debido a los procesos de erosión y sedimentación, el ecosistema está en constante migración. Si la tasa de aumento del nivel del mar excede la de migración de los manglares, este probablemente se inundará y los árboles morirán. Por el contrario, si el aumento del nivel del mar es relativamente lento, los manglares pueden permanecer en la costa a través de la acumulación de sedimentos verticalmente (Yáñez-Arancibia *et al.*, 1998; Coll *et al.*, 2001). Si los manglares del AMP Uramba no pueden contrarrestar la tasa de aumento del nivel del mar, SE como la protección costera, el mantenimiento del ciclo de vida, la recreación y el turismo están en juego. La tala y destrucción de áreas de manglar conducirá a la pérdida de hábitat muy importante, vulnerando la base de las redes tróficas en el Pacífico colombiano (Univalle, 2010; Invemar-Univalle, 2011).

El SE de mantenimiento de ciclo de vida de los manglares del AMP Uramba ha sido ampliamente estudiado. Estos manglares proporcionan condiciones fisicoquímicas adecuadas, refugio y fuentes de alimento ideal para las primeras etapas de vida de muchas especies marinas y estuarinas. Los manglares del AMP se han identificado como de gran importancia para la reproducción de especies ecológica y comercialmente relevantes en el Océano Pacífico colombiano (Invemar-Univalle-Inciva, 2006; Cantera *et al.*, 2013). El SE de mantenimiento de ciclo de vida en el AMP Uramba se encuentra amenazado por la tala y el aumento del nivel del mar.

The use of tidal pools during early ontogenetic stages is common, as their conditions allow for enhanced growth and provide refuge from larger predators (Dias *et al.*, 2016). Structural changes or loss of rocky tidal pools may undermine the capacity of Uramba MPA's rocky coast to maintain life cycles.

Other ecosystems heavily affected by sea level rise are mangroves. Although mangroves are known to be in a system of constant change, the stratification of the different species of mangroves is closely related to tidal changes, with species better adapted to high levels of salinity in the lower part of the tidal line and species with less tolerance in the upper part. Due to the processes of erosion and sedimentation, the ecosystem is in constant migration with changes in the distribution of these species. If the rate of sea level rise exceeds that of mangrove migration, the ecosystem will sink and probably be replaced. In contrast, if the increase in sea level is relatively slow, mangroves can remain on the shoreline by accumulating sediments vertically and growing on them (Yáñez-Arancibia *et al.*, 1998; Coll *et al.*, 2001). If Uramba MPA mangroves cannot deal with the rate of sea level rise, ES such as coastal protection, life cycle maintenance, and recreation and tourism are at stake. The logging and destruction of mangrove areas will lead to the loss of a very important habitat and the base of the food web in the Colombian Pacific Ocean (Univalle, 2010; Invemar-Univalle, 2011).

Uramba MPA mangroves have been studied extensively due to their characteristics as a key habitat for breeding and larval development. Mangroves provide adequate physicochemical conditions, refuge and food sources for early life stages. Furthermore, they are important to the reproduction of ecologically and commercially important species in the Colombian Pacific Ocean (Invemar-Univalle-Inciva, 2006; Cantera *et al.*, 2013). Such characteristics make mangroves important for life cycle maintenance, an ecosystem service that is threatened by logging and sea level rise in Uramba MPA.

Mangroves provide coastal protection by attenuating waves and surge, dissipating wave energy through their root systems and trunks, reducing wind-related damage, protecting from tsunamis, hurricanes, and storms, stabilizing the soil, and preventing soil salination. As such, mangroves protect human populations from natural disasters (Mazda *et al.*, 2006; Alongi, 2008; Darryl *et al.*, 2015), a feature that is undermined in the face of sea level rise.

Los manglares proveen SE de protección costera al disipar la energía de las olas a través de sus sistemas de raíces y troncos, reducir el daño relacionado con el viento, proteger contra tsunamis, huracanes y tormentas, estabilizar el suelo y prevenir la salinización del suelo. Por tanto, los manglares protegen a las poblaciones humanas de los desastres naturales (Mazda *et al.*, 2006; Alongi, 2008; Darryl *et al.*, 2015). Este SE está vulnerado por la probabilidad del aumento en el nivel del mar.

El uso turístico del manglar en el AMP Uramba y en el mundo incluye actividades recreativas como caminatas, paseos en bote, observación de vida silvestre y pesca (Spalding y Parrett, 2019). Este uso de alto valor y bajo impacto de los manglares del AMP Uramba será vulnerable en escenarios de aumento agudo del nivel del mar.

Evaluar los efectos del aumento del nivel del mar es clave para comprender cómo el cambio climático afecta los SE. Dado que la mayoría de los ecosistemas evaluados en el AMP Uramba se encuentran en la interface costero-marina, esto los hace muy vulnerables a la amenaza del aumento en el nivel del mar (Osland *et al.*, 2016). Para ello, tener en cuenta el conocimiento tradicional ecológico de los actores locales puede ser beneficioso para priorizar las acciones de adaptación dirigidas a reducir la vulnerabilidad socioeconómica. (Metcalf *et al.*, 2015). Osland *et al.* (2016) sugieren incluir factores macroclimáticos como mediciones temporales de temperatura y lluvia en estudios futuros, ya que estos influyen la estructura y función de los ecosistemas.

Otra amenaza presente en el AMP Uramba es la sobrepesca. La pesca se lleva a cabo en toda el AMP y de esta depende gran parte de las poblaciones humanas para su subsistencia. Las actividades pesqueras en el AMP Uramba son prácticas ancestrales de supervivencia, principalmente artesanales. La pesca tiene como finalidad la subsistencia, el abastecimiento del sector turístico y la venta en los mercados de Buenaventura, la principal ciudad más cercana al AMP Uramba. Hay más de 1500 pescadores artesanales en el AMP Uramba, y su captura anual por año es de aproximadamente 170 toneladas de pescado y 200 toneladas de camarón (Cantera *et al.*, 2013). Los pescadores dentro del AMP utilizan artes de pesca no reguladas, pescan en áreas de salacuna y desarrollan intensos esfuerzos. Estas prácticas tienen impactos negativos en los ecosistemas pelágicos del AMP Uramba como el colapso de las poblaciones de peces, la desestabilización del ecosistema dentro y fuera del AMP y los SE de provisión de alimento en las zonas pelágicas (Rubio, 1984; Gislason *et al.*, 2000; Halpern *et al.*, 2008; FAO, 2010).

Another mangrove ES that could be affected is recreation and tourism. Recreational activities include hiking, boating, wildlife-watching, and fishing (Spalding and Parrett, 2019). This high-value and low impact use of Uramba MPA mangroves will be vulnerable in scenarios of acute sea level rise.

Evaluating the effects of sea level rise is key to understanding how climate change affects ES and evaluating its possible impact. Given that most of the ecosystems evaluated in Uramba MPA are found at the coastal-marine interface, it makes them very vulnerable to this threat (Osland *et al.*, 2016). In this sense, taking local stakeholders' knowledge into account can be beneficial for prioritizing adaptation actions to reduce socioeconomic vulnerability (Metcalf *et al.*, 2015). Additionally, Osland *et al.* (2016) suggest including macroclimatic drivers such as temperature and rainfall regimes in future studies since they have a strong influence on structure and function of the ecosystems.

The last main stressor to the ES is overfishing. This activity is carried out in the entire area on which a large part of the inhabiting population is dependent. Fishing activities in Uramba MPA are ancestral survival practices, and mainly artisanal. The fishing purposes are subsistence, to supply the tourism sector, and to sell in the markets of Buenaventura, the main city near Uramba MPA. There are more than 1500 artisanal fishermen in Uramba MPA, and their annual catch per year is approximately 170 tons of fish and 200 tons of shrimp (Cantera *et al.*, 2013). Fishermen inside the MPA use unregulated fishing gear, fish in areas of breeding, and develop intense fishing efforts. These practices have negative impacts on Uramba MPA pelagic ecosystems, such as the collapse of fish populations, ecosystem destabilization inside and outside the MPA, and threatening ES of food provision in pelagic zones (Rubio, 1984; Gislason *et al.*, 2000; Halpern *et al.*, 2008; FAO, 2010).

Ecosystems services at Uramba MPA present a low ecological resilience when faced with sea level rise and overfishing. Threats like logging, landslides and oil pollution also strongly affect the vulnerability of mangroves, rocky coasts and sandy beaches, respectively. In these cases, ecological resilience is useful because there is significant risk to a persistent shift (Mumby *et al.*, 2014; Carr *et al.*, 2017). Regarding sewage, although it is a recurring stressor and may affect processes that link pelagic and benthonic ecosystems, the high volumes of

Los SE en el AMP Uramba presentan una baja resiliencia ecológica ante el aumento del nivel del mar y la sobrepesca. Amenazas como la tala, los deslizamientos de tierra y la contaminación del suelo también afectan fuertemente la vulnerabilidad de los manglares, las costas rocosas y las playas de arena. En el caso del AMP, es útil estudiar su resiliencia ecológica debido a que existe un riesgo significativo de cambio persistente (Mumby *et al.*, 2014; Carr *et al.*, 2017). En relación con la amenaza de aguas residuales, a pesar de que este es un factor de estrés recurrente y puede afectar procesos que vinculan ecosistemas pelágicos y bentónicos, los altos volúmenes de agua del océano disminuyen su impacto y la vulnerabilidad a esta amenaza. Se han identificado resultados similares en el mar Báltico (Griffiths *et al.*, 2017), que indican que el sistema en su conjunto exhibe un gran potencial de recuperación, incluso cuando está muy perturbado (Mumby *et al.*, 2014).

CONCLUSIONES

Se lograron identificar y mapear los SE ofrecidos por los ecosistemas marinos del AMP Uramba, sus amenazas y su vulnerabilidad a través de la recopilación de información y los conocimientos y percepciones de expertos locales y científicos en diferentes áreas.

La vulnerabilidad de los servicios ecosistémicos en el AMP Uramba es relativamente baja. Es alta en la región exterior (La Barra, Ladrilleros, Juanchaco) y baja en la región interior (Quebrada Valencia, Agujeros, Luisico). Las amenazas tanto naturales como antropogénicas son más frecuentes en la región exterior. Se encontraron diecisiete factores de estrés, entre ellos, el aumento del nivel del mar es el principal y vulnera la mayoría de los servicios ecosistémicos del AMP Uramba.

El aumento del nivel del mar podría afectar la protección costera en playas de arena, planos lodosos y manglares; la regulación del clima en playas de arena y planos lodosos; la recreación y el turismo en playas de arena y manglares; el mantenimiento del ciclo de vida en manglares, y la provisión de alimentos en planos lodosos.

Los métodos presentados para evaluar la vulnerabilidad de los SE están en desarrollo. Los resultados de este estudio se suman a los obtenidos mediante enfoques similares. Estos resultados muestran que la combinación de datos cuantitativos con el conocimiento de expertos y datos cualitativos con el conocimiento ecológico tradicional es un método válido para realizar evaluaciones de áreas marinas

ocean water decrease its impact and the vulnerability to this threat. Similar outcomes have been identified in the Baltic Sea (Griffiths *et al.*, 2017), meaning that the system as a whole exhibits a great recovery potential, even when it is heavily perturbed (Mumby *et al.*, 2014).

CONCLUSIONS

After gathering the knowledge and perceptions of experts in different areas, who thanks to their expertise and knowledge of Uramba MPA were able to identify and map the ES offered and their stressors, and their vulnerability.

The vulnerability of ecosystem services in Uramba MPA is relatively low. It is high at the outer region (La Barra, Ladrilleros, Juanchaco) and low at the inner region (Quebrada Valencia, Agujeros, Luisico). In the same way, both natural and anthropogenic stressors are more frequent at the outer region. From the seventeen stressors identified, sea level rise is the main stressor that vulnerate Uramba MPA's ecosystems services.

Sea level rise is the main potential stressor among Uramba MPA's ecosystem services. It could affect coastal protection in sandy beaches, mud flats, and mangroves; climate regulation in sandy beaches and mud flats; recreation and tourism in sandy beaches and mangroves; life cycle maintenance in mangroves, and food provision in mud flats.

The methods presented to assess the vulnerability of ES are in development. Results from this study add to those achieved through similar approaches. These results show that combining quantitative data with expert knowledge and community participation in these assessments is highly effective. The authors appreciate the ideas of local communities, researchers and entities that can contribute to the understanding of the vulnerability of MPAs and their ES.

Although the protection of Uramba MPA and the presence of environmental authorities has promoted good management to the coastal and marine ecosystems and biotic resources, the results obtained in this research can guide decisions-makers in the understanding of the ecosystems in Uramba MPA, and can aid in the creation or reinforcing of management and conservations tools as the Marine Protected Areas subsystems' Action Plan, the Uramba MPA National Natural Park Management Plan, the La Sierpe Regional Natural Park Management Plan,

protegidas. Los autores agradecen las ideas de las comunidades locales, investigadores y entidades administrativas que puedan contribuir al entendimiento de la vulnerabilidad de las AMP y sus SE.

A pesar de que el manejo del AMP Uramba y la presencia de autoridades ambientales han promovido un buen manejo de los ecosistemas marinos y costeros, los resultados obtenidos en esta investigación pueden orientar a los tomadores de decisiones en la comprensión de los ecosistemas en el AMP Uramba y ayudar en la creación o fortalecimiento de herramientas de manejo y conservación como el plan de acción de los Subsistemas de Áreas Marinas Protegidas, el plan de manejo del Parque Nacional Natural Uramba, el plan de manejo del Parque Natural Regional La Sierpe y el plan de manejo del Distrito Integrado Manejado de La Plata.

AGRADECIMIENTOS

A Colciencias por el financiamiento del proyecto. A la Base Naval ARC Málaga por su apoyo. A los consejos y miembros de las comunidades por el aporte de valiosos conocimientos locales y su hospitalidad. Al Instituto Colombiano de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andreis” por permitir el desarrollo del taller de expertos durante el Curso de Manejo Integrado de Zonas Costeras en 2012 y por su apoyo durante el estudio. Al Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de Colombia por su apoyo durante el estudio. A Idea Wild por el equipo de subvención para desarrollar esta investigación. A Lara Birkart por su constructiva retroalimentación sobre la mejora de este manuscrito. A Emily Pappo por su revisión de escritura en inglés. A Juan Carlos Mejía por su apoyo en la construcción del mapa de ecosistemas del AMP Uramba.

and La Plata Managed Integrated District Management Plan.

ACKNOWLEDGEMENTS

To Colciencias for funding the project. To the Navy Base ARC Málaga for their support. To communities' councils and members for their contribution of valuable traditional ecological knowledge, and their hospitality. To the Colombian Marine and Coastal Research Institute “Jose Benito Vives de Andreis” for allowing the expert's workshop development during the Integrated Coastal Zone Management Course in 2012 and for their support during the study. To the Environment and Sustainable Development Ministry of Colombia for their support during the study. To Idea Wild for the grant equipment to develop this research. To Lara Birkart for her constructive feedback to the improvement of this manuscript. To Emily Pappo for her English writing revision. To Juan Carlos Mejia for his support on construct the Uramba MPA ecosystems map.

BIBLIOGRAFÍA/LITERATURE CITED

- Agardy, T., J. Alder, P. Dayton, S. Curran, A. Kitchingman, M. Wilson, A. Catenazzi, J. Restrepo, C. Birkeland, S. Blaber, S. Saifullah, G. Branch, D. Boersma, S. Nixon, P. Dugan, N. Davidson, and C. Vorosmarty. 2005. Coastal Systems. 513-549. In: Hassan, R., R. Scholes and N. Ash (Eds.). Ecosystems and human well-being: current state and trends, Volume 1. Findings of the condition and trends working group of the Millennium Ecosystem Assessment. Millennium Ecosystem Assessment. Series 1. Island Press, Washington. 47 p.
- Aldana-Domínguez, J., C. Montes, M. Martínez, N. Medina, J. Hahn, and M. Duque. 2017. Biodiversity and ecosystem services knowledge in the Colombian Caribbean: progress and challenges. *Tropical Conservation Science*, 10: 1-41. doi.org/10.1177/1940082917714229
- Alongi, D.M. 2008. Mangrove forests: resilience, protection from tsunamis, and responses to global climate change. *Estuar Coast Shelf Sci.*, 76: 1-13.
- Backer, H., J.M. Leppänen, A.C. Brusendorff, K. Forsius, M. Stankiewicz, J. Mehtonen, and T. Haaranen. 2010. HELCOM Baltic Sea Action Plan: a regional programme of measures for the marine environment based on the ecosystem approach. *Mar Pollut. Bull.*, 60(5): 642-649.



- Baho, D.L., C.R. Allen, A.S. Garmestani, H.B. Fried-Petersen, S.E. Renes, L. Gunderson, and D.G. Angeler. 2017. A quantitative framework for assessing ecological resilience. *Ecol. Soc.*, 22(3): 17. <https://doi.org/10.5751/ES-09427-220317>
- Barbier, E.B., S.D. Hacker, C. Kennedy, and E.W. Koch. 2011. The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecol. Monogr.*, 81(2): 169-193.
- Blanco, J.F., E.A. Estrada, L.F. Ortiz, and L.E. Urrego. 2012. Ecosystem-wide impacts of deforestation in mangroves: the Urabá Gulf (Colombian Caribbean) case study. *Int. Sch. Res. Notices*, 1-14. doi.org/10.5402/2012/958709
- Boyd, J. and S. Banzhaf. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecol. Econ.*, 63 (2-3): 616-626.
- Branch, G., R.C. Thompson, T. P. Crowe, J.C. Castilla, O. Langmead and S. Hawkins. 2008. Rocky intertidal shores: Prognosis for the future, In: Polunin, N.V.C. (Ed.), *Aquatic Ecosystems: Trends and Global Prospects*, 209-225. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511751790.020>
- Cantera, J.R. 1991. Etude structurale des mangroves et des peuplements littoraux des deux baies du Pacifique Colombien (Málaga et Buenaventura). Rapport avec les conditions du milieu et les perturbations anthropiques. These d'Etat Sciences. Université d'Aix-Marseille II, Marseille. 429 p.
- Cantera, J.R. 2016. Bioerosion patterns in Tertiary rock cliffs of the Pacific coast of Colombia (Tropical Eastern Pacific). *Rev. Acad. Colomb. Cienc. Ex. Fis. Nat.*, 40(155): 288-299. <http://dx.doi.org/10.18257/r>
- Cantera, J.R., R. Neira, and C. Ricaurte. 1998. Bioerosión en la costa Pacifica de Colombia. Fondo José Celestino Mutis. FEN y Tercer Mundo, Bogotá. 133 p.
- Cantera, J.R., B.A. Tomassin and P. Arnaud. 1999. Faunal zonation and assemblages in the Pacific Colombian mangroves. *J Hydrol*, 413: 17-33.
- Cantera, J.R., E. Londoño-Cruz, L.M. Mejía-Ladino, L. Herrera-Orozco, C. Satizabal, and N. Uribe- Castañeda. 2013. Environmental Issues of a marine protected area in a tectonic estuary in the Tropical Eastern Pacific: Uramba (Malaga Bay Colombia): context, biodiversity, threats and challenges. *Water Resour. Res.*, 5: 1037-1047. <https://doi.org/10.4236/jwarp.2013.511109>
- Castellanos-Galindo, G.A., J.R. Cantera, S. Espinosa and L.M. Mejía-Ladino. 2011. Use of local ecological knowledge, scientist's observations and grey literature to assess marine species at risk in a Tropical Eastern Pacific Estuary. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.*, 21: 37-48.
- Chambers, L.G., S.E. Davis, T. Troxler, A. Downey-Wall, J.N. Boyer and L.J. Scinto. 2013. Biogeochemical effects of simulated sea level rise on carbon loss in an Everglades mangrove peat soil. *J Hydrol.*, 726: 195-211. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1764-6>
- Cobo-Viveros, A.M. 2007. Medición de volúmenes de bioerosión debidos a perforación y fauna asociada a este proceso en dos acantilados rocosos terciarios de la Bahía de Buenaventura, Pacifico colombiano. Tesis preg. Biol., Univ. Valle, Cali. 128 p.
- Cobo-Viveros, A.M. and J.R. Cantera-Kintz. 2015. Main factors determining bioerosion patterns in rocky cliffs in a drowned valley estuary in the Colombian Pacific (Tropical Eastern Pacific). *Geomorphology*, 246: 220-231.
- Coll, M., A.C. Fonseca y J. Cortés. 2001. El manglar y otras asociaciones vegetales de la laguna de Gandoca. Limón, Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.*, 49(2): 321-329
- Cork, S. 2010. Resilience of social-ecological systems. In: *Resilience and transformation: preparing Australia for uncertain futures*. CSIRO, Melbourne. 205 p.
- Costanza, R., R. de Groot, M. Grasso, and B. Hannon. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387(15): 253-260. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(98\)00020-2](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(98)00020-2)
- Costanza, R., R. de Groot, P. Sutton, S. van der Ploeg, J. Anderson, I. Kubiszewski, S. Farber, R.K. Turner. 2014. Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environ. Chang.*, 26: 152-158.
- Costanza, R., R. de Groot, L. Braat, I. Kubiszewski, L. Fioramonti, P. Sutton, S. Farber, and M. Grasso. 2017. Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? *Ecosyst. Serv.*, 28: 1-17. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.008>
- Daily, G.C. 1997. *Nature's Services—Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington D.C.
- DANE. 2012. Censo nacional 2005. Proyección de población humana en el municipio de Buenaventura. Valle del Cauca.
- Darryl, E., W. Marois and J. Mitsch. 2015. Coastal protection from tsunamis and cyclones provided by mangrove wetlands –a review. *Int. J. Biodivers. Sci. Ecosyst. Serv. Manag.*, 11(1): 71-83. <https://doi.org/10.1080/21513732.2014.997292>
- De Groot, D. 2010. Protecting natural capital for human wellbeing and sustainable development. *Science for Environment Policy*, DG Environment News Alert, Special Issue Ecosystem Services, 1.
- Defeo, O., A. McLachlan, D.S. Schoeman, T.A. Schlacher, J. Dugan, A. Jones, M. Lastra, and F. Scapini. 2009. Threats to sandy beach ecosystems: a review. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 81: 1-12.

- Dias, M., J. Roma, C. Fonseca, M. Pinto, H.N. Cabral, A. Silva, and C. Vinagre. 2016. Intertidal pools as alternative nursery habitats for coastal fishes. *Mar. Biol. Res.*, 12(4): 331-344. <https://doi.org/10.1080/17451000.2016.1143106>
- Dominati, E.J. 2014. An ecosystem services approach to the quantification of shallow mass movement erosion and the value of soil conservation practices. *Ecosyst. Serv.*, 9: 204-215.
- Doody, J.P. 2012. Sand dune conservation, management and restoration. Springer Science and Business Media, Berlin. 306 p.
- Duke, N.C., J-O. Meynecke, S. Dittmann, A.M. Ellison, K. Anger, U. Berger, S. Cannicci, K. Diele, K.C. Ewel, C.D. Field, N. Koedam, S.Y. Lee, C. Marchand, I. Nordhaus, and F. Dahdouh-Guebas. 2007. A world without mangroves? *Science*, 317: 41-42.
- FAO. 2010. The state of world fisheries and aquaculture. FAO, Rome. 214 p.
- Gislason, H., M. Sinclair, K. Sainsbury and R. O'Boyle, 2000. Symposium overview: incorporating ecosystem objectives within fisheries management. *ICES J. Mar. Sci.*, 57: 468-475.
- Gowrie, M.N. 2003. Environmental vulnerability index for the island of Tobago, West Indies. *Conserv. Ecol.*, 7(2): 11-19.
- Halpern, B.S., K.L. Mcleod, A.A. Rosenberg, and L.B. Crowder. 2008. Managing for cumulative impacts in ecosystem-based management through ocean zoning. *Ocean Coast. Manag.*, 51(3): 203-211.
- Hanley, M.E., S.P.G. Hoggart, D.J. Simmonds, A. Bichot, M.A. Colangelo, F. Bozzeda, and R. Trude. 2014. Shifting sands coastal protection by sand banks, beaches and dunes. *Coast. Eng.*, 87: 136-146.
- Invemar-Univalle. 2011. El papel de la salinidad en las asociaciones de larvas de organismos marinos en Bahía Málaga (Pacífico colombiano): valoración de la importancia de esa área como salacuna y su comportamiento con otros estuarios en hábitats tropicales. Informe final. Colciencias-Invemar-Univalle, Cali. 47 p.
- Invemar-Univalle-Inciva. 2006. Bases científicas y valoración de la biodiversidad marina y costera de Bahía Málaga (Valle del Cauca), como uno de los instrumentos necesarios para que sea considerada un área protegida. Informe final. Colciencias-Invemar-Univalle-Inciva, Cali. 813 p.
- IPCC. 2019. Refinement to the 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. Intergovernmental Panel on Climate Change. 672 p.
- Kaly, U., L. Briguglio, H. McLeod, S. Schmall, C. Pratt, and R. Pal. 1999. Environmental Vulnerability Index (EVI) to summarise national environmental vulnerability profiles. SOPAC, Suva. 67 p.
- King, P.G. and D. Symes. 2004. Potential loss in GNP and GSP from a failure to maintain California's beaches. *Shore Beach*, 72(1): 3-7.
- King, P.G., C. Nelsen, J.E. Dugan, D.M. Hubbard, and K.L. Martin. 2018. Valuing beach ecosystems in an age of retreat. *Shore Beach*, 86(4): 45-59.
- Laurans, Y., N. Pascal, T. Binet, L. Brander, E. Clua, G. David, D. Rojat, and A. Seidl. 2013. Economic valuation of ecosystem services from coral reefs in the South Pacific: taking stock of recent experience. *Journal Environ. Manag.*, 116: 135-144.
- Liquete, C., C. Piroddi, E.G. Drakou, L. Gurney, S. Katsanevakis, A. Charef, and B. Egoh. 2013. Current status and future prospects for the assessment of marine and coastal ecosystem services: a systematic review. *Plos One*, 8(7), e67737. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0067737>
- Marcelli, M., S. Scani, F. Manfredi, E. Mancini, and F. Carli. 2018. A benthic zonation system as a fundamental tool for natural capital assessment in a marine environment: a case study in the Northern Tyrrhenian Sea, Italy. *Sustainability*, 10(3786): 1-15. <https://doi.org/10.3390/su10103786>
- Mazda, Y., M. Magi, Y. Ikeda, T. Kurokawa, and T. Asano. 2006. Wave reduction in a mangrove forest dominated by *Sonneratia* sp. *Wetl Ecol. Manag.*, 14: 365-378.
- McCartney, M., M. Finlayson, and S. de Silva. 2015. Sustainable development and ecosystem services. Brief for GSDR 2015.
- Metcalfe, S.J., E.I. Van Putten, S. Frusher, N.A. Marshall, M. Tull, N. Caputi, M. Haward, A.J. Hobday, N.J. Holbrook, S.M. Jennings, G.T. Pecl and J.L. Shaw. 2015. Measuring the vulnerability of marine social-ecological systems: a prerequisite for the identification of climate change adaptations. *Ecol. Soc.*, 20(2): 35. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-07509-200235>
- Moberg, F. and C. Folke. 1999. Ecological goods and services of coral reef ecosystems. *Ecol. Econ.*, 29(1): 215-233.
- Mooney, H.A. and P.R. Ehrlich. 1997. Ecosystem services: a fragmentary history. 11-19. In G.C. Daily (Ed.). *Nature's Services: societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, Washington, DC.
- Mukherjee, N., W.J. Sutherland, L. Dicks, and J. Huges. 2014. Ecosystem service values for mangroves in Southeast Asia: a meta-analysis and value transfer application ecosystem service valuations of mangrove ecosystems to inform decision making and future valuation exercises. *Plos One*, 9(9): e107706. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0111386>



- Mumby, P., I. Chollett, Y. Bozec and N.H. Wolff. 2014. Ecological resilience, robustness and vulnerability: how do these concepts benefit ecosystem management? *Curr. Opin. Environ. Sustain.*, 7: 22-27.
- Olivo, M.L., A. Martin, V. Saez-Saez, and A. Soto. 2011. Vulnerabilidad al incremento del nivel del mar: pérdida de tierra en el área, cabo Codera-Laguna de Tacarigua, estado Miranda, Venezuela. *Terra Nueva Etapa*, 27: 125-145.
- Oppenheimer, M., M. Campos, R. Warren, J. Birkmann, G. Luber, B. O'Neill and K. Takahashi. 2014. Emergent risks and key vulnerabilities. 1039-1099. In: *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York.
- Osland, M.J., N.M. Enwright, R.H. Day, C.A. Gabler, C.L. Stagg, and J.B. Grace. 2016. Beyond just sea-level rise: considering macroclimatic drivers within coastal wetland vulnerability assessments to climate change. *Glob. Change Biol.*, 22: 1-11. <https://doi.org/10.1111/gcb.13084>
- Palacios, M.L. and J.R. Cantera. 2017. Mangrove timber use as an ecosystem service in the Colombian Pacific. *Hydrobiologia*, 803(1): 345-358.
- Palacios, M.L., Cantera J.R., and Peña E. J. 2019. Carbon stocks in mangrove forests of the Colombian Pacific. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 227: 1-7.
- Posada, B.O.P., W.H. Pineda y G.G. Ospitia. 2009. Diagnóstico de la erosión y sedimentación en la zona costera del Pacífico colombiano. *Invemar*, Santa Marta. 148 p.
- Riascos, J.M., N. Valencia, E.J. Peña, and J.R. Cantera. 2019. Inhabiting the technosphere: the encroachment of anthropogenic marine litter in Neotropical mangrove forests and its use as habitat by microbenthic biota. *Mar. Pollut. Bull.*, 142: 559-568.
- Robertson, H.A. and T.K. McGee. 2003. Applying local knowledge: the contribution of oral history to wetland rehabilitation at Kanyapella Basin, Australia. *J. Environ. Manag.*, 69(3): 275-87.
- Rojas, A.M., C.A. Ruiz-Agudelo, M.C. Diazgranados, H. Polanco, and R. Anderson, R. 2019. Approach to an integral valuation of mangrove's ecosystem services in a marine protected area. Colombian Pacific region. *Journal Environ. Econ. Policy*, 1-21. <https://doi.org/10.1080/21606544.2019.1584127>
- Rubio, E. 1984. Preliminary taxonomic study of Bahía Malaga's, Colombia Ichthyofauna. *Cespedesia*, 13(47-48): 97-111.
- Sasaki, T., T. Furukawa, Y. Iwasaki, M. Seto, M., and A.S. Mori. 2015. Perspectives for ecosystem management based on ecosystem resilience and ecological thresholds against multiple and stochastic disturbances. *Ecol. Indic.*, 57: 395-408.
- Schröter, D., M.J. Metzger, W. Cramer, and R. Leemans. 2004. Vulnerability assessment-analysing the human-environment system in the face of global environmental change. *ESS Bulletin*, 2(2): 11-17.
- Schumacher, E. 1973. *Small is beautiful*. New York: Harper Torchbooks.
- Simm, J. 1996. *Beach Management Manual*. CIRIA, London. 233 p.
- Spalding, M. and C.L. Parrett. 2019. Global patterns in mangrove recreation and tourism. *Mar. Policy*, 110: 103540. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2019.103540>
- Spears, B., S.C. Ives, D.G. Angeler, C.R. Allen, S. Birk, L. Carvalho, S. Cavers, F. Daunt, R.D. Morton, M.J.O. Pocock, G. Rhodes, and S.J. Thackeray. 2015. Effective management of ecological resilience – are we there yet? *J. Appl. Ecol.* <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12497>
- Steinmuller, H.E. and L.G. Chambers. 2019. Characterization of coastal wetland soil organic matter: implications for wetland submergence. *Sci. Total Environ.*, 677: 648-659. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.405>
- Thompson, B.S. and S.M. Rog. 2019. Beyond ecosystem services: using charismatic megafauna as flagship species for mangrove forest conservation. *Environ. Sci. Policy*, 102: 9-17.
- Turner II, B.L., R.E. Kasperson, P.A. Matson, J.J. McCarthy, R.W. Corell, L. Christensen, N. Eckley, J.X. Kasperson, A. Luers, M.L. Martello, C. Polsky, A. Pulsipher, and A. Schiller. 2003. A framework for vulnerability analysis in sustainability science. *PNAS*, 100(14): 8074-8079.
- Univalle. 2010. Environmental and social pre-feasibility study on the construction of a deepwater port in Uramba. Pacifico colombiano. Final report. Univalle, Cali. 290 p.
- Veidemane, K. 2019. Contribution of ecosystem services to achievement of the sustainable development goals. *Proceedings 2019*, 30(1): 8. <https://doi.org/10.3390/proceedings2019030008>
- Violante, C. 2009. Rocky coast: geological constraints for hazard assessment. *Geol. Soc. Spec. Publ.*, 322(1): 1-31. <https://doi.org/10.1144/SP322.1>
- Vo, Q.T., C. Kuenzer, Q.M. Vo, F. Moder, and N. Oppelt. 2012. Review of valuation methods for mangrove ecosystem services. *Ecol. Indic.*, 23: 431-446.

- Weißhuhn, P., F. Müller, and H. Wiggering. 2018. Ecosystem vulnerability review: proposal of an interdisciplinary ecosystem assessment approach. *Environ. Manag.*, 61: 904-915. <https://doi.org/10.1007/s00267-018-1023-8>
- Wilson, J.G. 2005. The intertidal ecosystem: The value of Ireland's shores. Royal Irish Academy. 203 p.
- Wood, S.J.R., S.K. Jones, J.A. Jhonson, K.A. Brauman, R. Chaplin-Kramer, A. Fremier, E. Girvetz, L.J. Gordon, C.V. Kappel, L. Mandle, M. Mulligan, P. O'Farrel, W.K. Smith, L. Willemen, W. Zhang, and F.A. DeClerck. 2018. Distilling the role of ecosystem services in the Sustainable Development Goals. *Ecosyst. Serv.*, 29: 70-82.
- Woodhead, A.J., C.C. Hicks, A.V. Norström, G.J. Gareth, and N.J. Graham. 2019. Coral reef ecosystem services in the Anthropocene. *Funct. Ecol.*, 33(6): 1023-1034.
- Yáñez-Arancibia, A., R.R. Twilley, and A.L. Lara-Domínguez. 1998. Los ecosistemas de manglar frente al cambio climático global. *Madera Bosques*, 4(2): 3-19.
- Zacharias, M.A. and E.J. Gregr. 2005. Sensitivity and Vulnerability in Marine Environments: an approach to identifying vulnerable marine areas. *Conserv. Biol.*, 19(1): 86-97.

RECIBIDO/RECEIVED: 26/07/2020

ACEPTADO/ACCEPTED: 28/10/2020



Peces criptobentónicos en el Parque Nacional Natural Uramba Bahía Málaga (Colombia), Pacífico Oriental Tropical

Cryptobenthic fishes in the Uramba National Natural Park Bahía Málaga (Colombia), Tropical Eastern Pacific

Gustavo Adolfo Castellanos-Galindo^{1,2}, Diana Medina-Contreras^{1,3}, Juan Felipe Lazarus^{1,4}* y Jaime Ricardo Cantera-Kintz¹

0000-0002-7849-5205

0000-0002-4156-0755

0000-0003-2121-3569

0000-0002-4010-298X

1. Departamento de Biología, Facultad de Ciencias Naturales y Exactas, Universidad del Valle, Cali, Colombia. jaime.cantera@correounivalle.edu.co

2. Leibniz Centre for Tropical Marine Research (ZMT), Bremen, Alemania. gustavo80@yahoo.com

3. Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, La Paz, México. dmedinac1900@alumno.ipn.mx

4. Departamento de Ciencias Naturales y Matemáticas, Facultad de Ingeniería y Ciencias, Pontificia Universidad Javeriana, Cali, Colombia. jflazarus@gmail.com*

* Autor para correspondencia.

RESUMEN

Los peces criptobentónicos contribuyen de manera significativa a la dinámica trófica de los ecosistemas costeros. Este estudio tuvo como objetivo determinar la composición de esta comunidad y comprobar si su estructura difiere temporal y espacialmente en el Parque Nacional Natural Uramba Bahía Málaga (Pacífico Oriental Tropical). Los peces se recolectaron utilizando sustratos artificiales en tres zonas, entre junio de 2008 y agosto de 2009. Se registraron 26 especies, pertenecientes a 11 familias. Gobiidae y Labrisomidae fueron las familias más representativas (especies: 34,6 % e individuos: 66 %). La riqueza y abundancia aumentó en un gradiente del interior hacia el exterior del parque. Utilizando estadística multivariada, se identificó un patrón espacial en la estructura de la comunidad, con localidades internas significativamente diferentes de las medias y externas. *Cerdale ionthans*, *Gobiosoma seminudum*, *Starksia fulva* y *Gobulus hancocki* fueron responsables de esta diferenciación (contribución > 59 %). El uso de sustratos artificiales para tomar muestras de peces criptobentónicos demostró ser una forma eficiente de identificar una parte de la ictiofauna que no había sido identificada mediante técnicas de muestreo tradicionales y también fue útil para comparar la variabilidad espacial de esta comunidad. La comparación con comunidades de peces criptobentónicos en otras regiones biogeográficas indica que, debido a la baja riqueza de especies en el Pacífico Oriental Tropical, estas comunidades tanto en Colombia como en México muestran baja redundancia funcional y considerables diferencias en sus preferencias tróficas.

PALABRAS CLAVE: ictiofauna críptica, Gobiidae, Labrisomidae, ecología estuarina, arrecifes rocosos

ABSTRACT

Cryptobenthic fishes contribute significantly to the trophic dynamics of coastal ecosystems. This study aimed at determining the composition of this assemblage and testing if its structure differs temporally and spatially in the Uramba National Natural Park Bahía Málaga (Tropical Eastern Pacific). Fish assemblages were collected using artificial traps in three zones, between June 2008 and August 2009. Twenty-six fish species belonging 11 families were recorded. Gobiidae and Labrisomidae were the most representative families (species: 34.6 % and individuals: 66 %). Species richness and abundance increased in a gradient from the interior to the exterior of the park. Using multivariate statistic techniques, a spatial pattern in assemblage structure was identified with inner zone being significantly different from the mid and outer zones. *Cerdale ionthans*, *Gobiosoma seminudum*, *Starksia fulva*, and *Gobulus hancocki* were mainly responsible for this differentiation (> 59 % contribution). The use of artificial habitats to sample cryptobenthic fish proved to be an efficient way to identify an overlooked part ichthyofauna using traditional sampling techniques and was also useful to compare the spatial variability of these assemblages. Comparisons with cryptobenthic fish assemblages in other biogeographic regions indicate that, due to their low species richness in the Tropical Eastern Pacific, these assemblages in both Colombia and Mexico show low functional redundancy and considerable differences in their predominant trophic modes.

KEYWORDS: cryptic ichthyofauna, Gobiidae, Labrisomidae, estuarine ecology, rocky reefs

DOI: <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2020.49.SuplEsp.1090>

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

Los peces criptobentónicos pueden ser definidos como “peces adultos de usualmente < 5 cm que son visualmente y/o de comportamiento críptico, los cuales tienen una fuerte relación con el bentos” (Depczynski y Bellwood, 2003: 183). En fondos duros, como en los arrecifes de coral, estos pueden llegar a ser ~50 % de la abundancia de los peces, ~40 % del número de especies de peces y ~35 % del total de la biomasa íctica (Ackerman y Bellwood, 2000, 2002). La gran abundancia de larvas de peces criptobentónicos y el análisis del contenido estomacal de depredadores arrecifales sugieren que probablemente estos desempeñan un papel importante en la dinámica trófica de los arrecifes coralinos, al participar en el reciclaje de la biomasa derivada de la producción primaria a través de vías detriticas (Depczynski y Bellwood, 2003; Brandl *et al.*, 2019). Por otra parte, análisis de isótopos estables ($\delta^{15}\text{N}$) en zonas estuarinas tropicales señalan un nivel trófico medio y alto para este tipo de organismos, lo cual indicaría que se comportan como depredadores de microfauna bentónica (Medina-Contreras *et al.*, 2018).

Las técnicas de muestreo utilizadas comúnmente, como los censos visuales, no permiten obtener información ecológica sobre las comunidades de peces criptobentónicos (Willis, 2001) debido al sesgo que se presenta hacia individuos con longitud total de > 5 cm. Esta técnica suele subestimar la contribución de los peces criptobentónicos, por lo que se han realizado ajustes a los censos visuales para estudiar este grupo de organismos (Beldade y Gonçalves, 2007). En aguas turbias como en las zonas estuarinas cercanas a bosques de manglar, donde la visibilidad es reducida (< 1 m), los censos visuales son poco prácticos. Por lo tanto, para muestrear esta comunidad en estos ambientes se han usado sustancias anestésicas e ictiocidas (*v. g.* Barletta *et al.*, 2002). Estas sustancias tienen restricciones en su uso debido a su impacto ambiental; sin embargo, pueden brindar información precisa sobre inventarios de biodiversidad a escalas pequeñas de muestreo (Robertson y Smith-Vaniz, 2008). En el caso de áreas marinas protegidas, el uso de estas sustancias es restringido debido a que podrían afectar otros organismos que no hacen parte del grupo de estudio, así como los ecosistemas muestreados. Por esta razón, es necesario contar con métodos de muestreo alternativos, los cuales incluyen el uso de unidades estandarizadas que imitan las condiciones del sustrato (Zimmerman y Martin, 2004; Ransome *et al.*, 2017). Estas unidades de muestreo se ubican en hábitats específicos y se recuperan después de un cierto período, recolectando peces y especies de invertebrados crípticos de una manera efectiva.

INTRODUCTION

Cryptobenthic fish can be defined as “adult fishes usually < 5 cm that are visually and/or cryptic in behavior, having a strong relationship with benthos” (Depczynski and Bellwood, 2003: 183). On hard bottoms, such as coral reefs, these can be ~50 % of the abundance of fish, ~40 % of the number of fish species, and ~35 % of the total fish biomass (Ackerman and Bellwood, 2000, 2002). The great abundance of cryptobenthic fish larvae and the analysis of the stomach contents of reef predators suggest that they probably play an essential role in the trophic dynamics of coral reefs, participating in the recycling of biomass-derived from primary production through detrital pathways (Depczynski and Bellwood, 2003; Brandl *et al.*, 2019). On the other hand, analysis of stable isotopes ($\delta^{15}\text{N}$) in tropical estuarine zones indicate a medium and high trophic level for this type of organisms, which would indicate that they behave as predators of benthic microfauna (Medina-Contreras *et al.*, 2018).

Commonly used sampling techniques, such as visual censuses, do not allow obtaining ecological information on cryptobenthic fish communities (Willis, 2001) due to the bias towards individuals with a total length > 5 cm. This technique tends to underestimate the contribution of cryptobenthic fish, so adjustments have been made to visual censuses to study this group of organisms (Beldade and Gonçalves, 2007). In turbid waters such as in estuarine areas near mangrove forests, where visibility is low (< 1 m), visual censuses are impractical. Therefore, anesthetic and ichthyocides have been used to sample this community in these environments. (*e.g.* Barletta *et al.*, 2002). These substances have restrictions in their use due to their environmental impact; however, they can provide accurate information on biodiversity inventories at small sampling scales (Robertson and Smith-Vaniz, 2008). In the case of marine protected areas, the use of these substances is restricted because they could affect other organisms that are not part of the study group, as well as the sampled ecosystems. For this reason, it is necessary to have alternative sampling methods, which include the use of standardized units that mimic the conditions of the substrate (Zimmerman and Martin, 2004; Ransome *et al.*, 2017). These sampling units are located in specific habitats and recovered after a certain period, collecting fish and cryptic invertebrate species in an effective way. These devices can also be used to investigate settlement and recruitment events (Robertson *et al.*, 1988; Glynn,

Estos dispositivos también se pueden utilizar para investigar eventos de asentamiento y reclutamiento (Robertson *et al.*, 1988; Glynn, 2006; Valles *et al.*, 2006; Carassou *et al.*, 2009; Mellin y Pontón, 2009).

Hasta el momento no existen estudios que hayan documentado la abundancia relativa de la comunidad de peces crípticos en los sistemas estuarinos del Pacífico Oriental Tropical (POT) y particularmente en la costa Pacífica de Colombia. Para la mayoría de las especies que conforman esta comunidad, la única información disponible está restringida a su descripción original, registros únicos y listas de especies de áreas específicas. Los estudios que abordan la ecología de los peces crípticos en el POT se han realizado en charcos intermareales y arrecifes coralinos en México y Colombia (Castellanos-Galindo *et al.*, 2005, 2014; Balart *et al.*, 2006; González-Cabello y Bellwood, 2009; Alzate *et al.*, 2014). Los peces criptobentónicos del POT poseen una baja riqueza de especies comparada con otras áreas, lo que produce baja redundancia funcional entre las especies que componen estas comunidades (González-Cabello y Bellwood, 2009). Lo anterior hace referencia a que pocas especies desempeñan una misma función en el ecosistema (v. g. hábitos alimentarios) (Loreau, 2004), por lo que esta función es vulnerable a perturbaciones. Dichas características hacen que esta comunidad de organismos sea vulnerable tanto a impactos antropogénicos como ambientales.

En el presente trabajo se documenta por primera vez la comunidad de peces criptobentónicos en el área marina protegida Parque Nacional Natural Uramba Bahía Málaga (PNN Uramba). También se evalúa si la estructura de esta comunidad difiere temporal y espacialmente en este lugar.

ÁREA DE ESTUDIO

El PNN Uramba (3,953169 N-77,326456 W; Figura 1) es un área marina protegida (AMP) ubicada en la costa central del Pacífico colombiano. Esta bahía se formó durante eventos tectónicos en el Mioceno tardío-Holoceno (Martínez y López-Ramos, 2011). Tiene una extensión de 470,94 km². Predominan condiciones estuarinas y se presentan profundidades promedio de 12-15 m. Además, alberga diversidad de hábitats que incluyen manglares, costas rocosas, planos lodosos, playas arenosas y fondos tanto blandos como duros (Cantera-Kintz *et al.*, 2013). La precipitación anual es una de las mayores entre las áreas costeras del hemisferio occidental, con un promedio de 7236 ± 2033 mm entre 1969 y 2015 (estación n.º 5407003-IDEAM),

2006; Valles *et al.*, 2006; Carassou *et al.*, 2009; Mellin and Pontón, 2009).

To date, there are no studies that have documented the relative abundance of cryptic fish assemblages in the estuarine systems of the Tropical Eastern Pacific (TEP) and particularly on the Pacific coast of Colombia. For most of the species that make up this community, the only information available is restricted to their original description, unique records, and lists of species from specific areas. Studies that address the ecology of cryptic fish in the TEP have been carried out in tidepools and coral reefs in Mexico and Colombia (Castellanos-Galindo *et al.*, 2005, 2014; Balart *et al.*, 2006; González-Cabello and Bellwood, 2009; Alzate *et al.*, 2014). The cryptobenthic fish fauna of the TEP has a low species richness compared to other areas, which produces low functional redundancy among the species that make up these communities (González-Cabello and Bellwood, 2009). The above refers to the fact that few species play the same function in the ecosystem (e.g. feeding habits) (Loreau, 2004), so this function is vulnerable to disturbances. These characteristics make this community of organisms vulnerable to both anthropogenic and environmental impacts.

In the present work, the cryptobenthic fish community is documented for the first time in the marine protected area Málaga National Natural Park Bahía Málaga (Uramba NNP). It is also evaluated whether the structure of this community differs temporally and spatially in this place.

STUDY AREA

The Uramba NNP (3,953169 N-77,326456 W; Figure 1) is a marine protected area (MPA) located on the central coast of the Colombian Pacific. This bay was formed during tectonic events in the late Miocene-Holocene (Martínez and López-Ramos, 2011). It has an area of 470.94 km². Estuarine conditions dominate in this area that has average depths of 12-15 m. Also, it hosts a diversity of habitats that include mangroves, rocky coasts, mudflats, sandy beaches, and both soft and hard bottoms (Cantera-Kintz *et al.*, 2013). Annual precipitation is one of the highest among the coastal areas of the Western Hemisphere, with an average of 7236 ± 2033 mm between 1969 and 2015 (station n.º 5407003-IDEAM), with a period of lower rainfall between January and April (\bar{x} = 422 mm/month) and higher rainfall between May and December (\bar{x} = 746 mm/

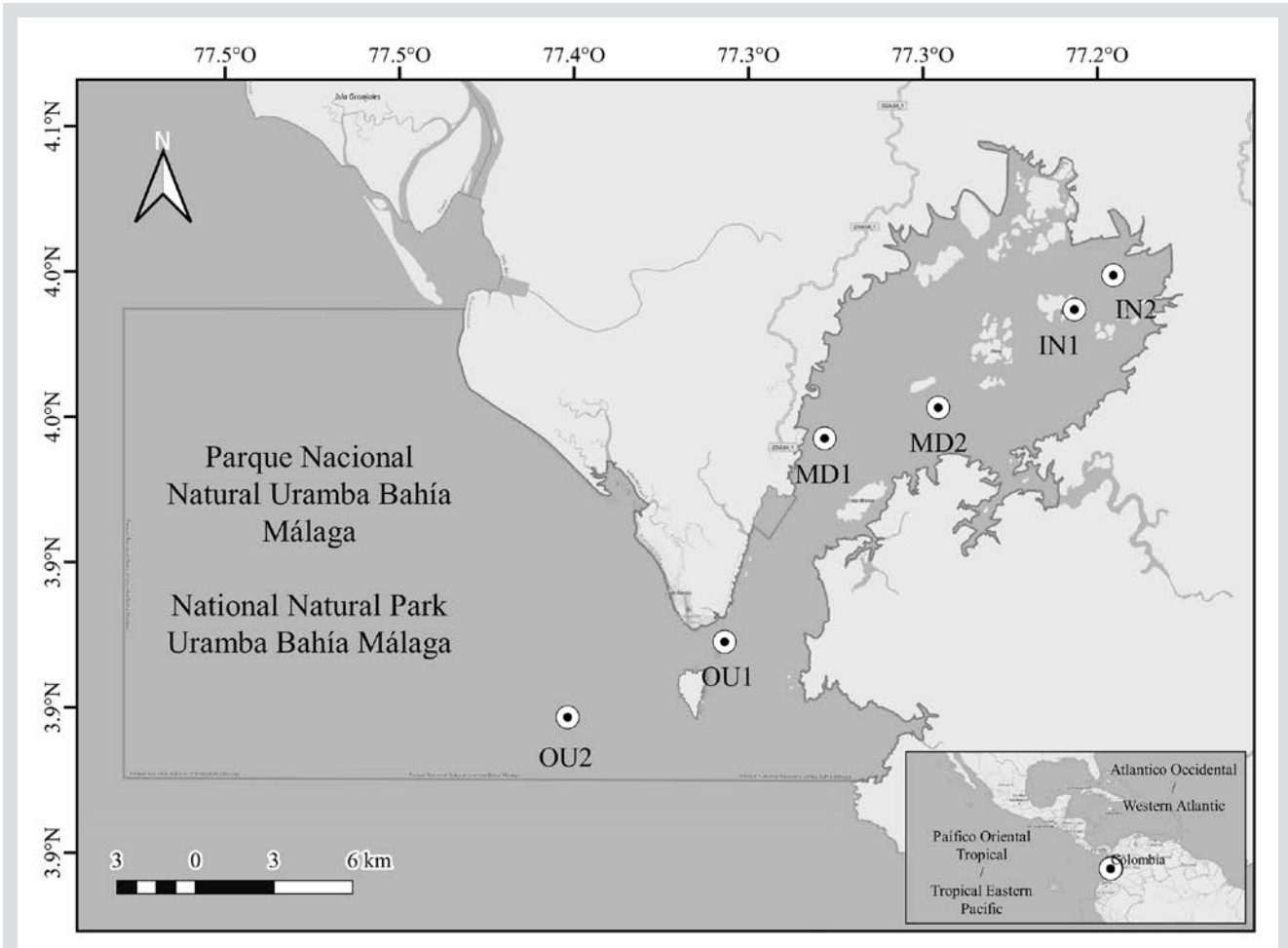


Figura 1. Ubicación geográfica de las localidades de muestreo. A) Pacífico Oriental Tropical. B) PNN Uramba.

Figure 1. Geographic location of the sampling areas. A) Tropical Eastern Pacific. B) Uramba NNP.

con un periodo de menores precipitaciones entre enero y abril ($\bar{x} = 422$ mm/mes) y de mayores precipitaciones entre mayo y diciembre ($\bar{x} = 746$ mm/mes) (Castellanos-Galindo y Krumme, 2013). La temperatura superficial del mar es estable durante el año (27-30 °C), mientras que los valores de salinidad varían entre 0 y 30 dependiendo de las corrientes mareales y la precipitación (Cantera-Kintz *et al.*, 1998). Esta área se caracteriza por presentar un régimen macromareal semidiurno (ca. 4 m de rango mareal).

MATERIALES Y MÉTODOS

Muestreo

Se utilizaron sustratos artificiales duros (SAD) como unidad de muestreo, los cuales contenían ladrillos y fragmentos de conchas recogidas en el área (concheros). Estos materiales fueron depositados en canastas plásticas (35 × 20 × 18 cm) y cubiertas con una malla con ojo de

month) (Castellanos-Galindo and Krumme, 2013). Sea surface temperature is stable during the year (27-30 °C), while salinity values vary between 0 and 30 depending on tidal currents and precipitation (Cantera-Kintz *et al.*, 1998). This area is characterized by presenting a semi-diurnal macro-tidal regime (ca. 4 m tidal range).

MATERIALS AND METHODS

Sampling

Hard artificial substrates (SADs) were used as the sampling unit, which contained bricks and fragments of shells collected in the area (shells). These materials were deposited in plastic baskets (35 × 20 × 18 cm) and covered with a mesh with 2 mm openings (Figure 2). Six localities were chosen along the bay as follows: two in the inner zone (Silver: IN1, Coquero: IN2), two in the middle (Curichichi: MD1; The Negros: MD2) and two in the outer

2 mm (Figura 2). Se escogieron seis localidades a lo largo de la bahía de la siguiente manera: dos en la zona interna (La Plata: IN1; Coquero: IN2), dos en la media (Curichichi: MD1; Los Negros: MD2) y dos en la externa (Islote Morro Chiquito: OU1; Los Negritos: OU2) (Figura 1). El sustrato predominante de estas localidades es rocoso y está rodeado por fondos areno-fangosos. La profundidad a la cual estuvieron los SAD fue entre 3-7 m durante marea baja.

El muestreo se llevó a cabo entre junio de 2008 y agosto de 2009, periodo en el cual se realizaron siete salidas de campo aproximadamente cada dos meses. En la primera salida, tres SAD fueron ubicados en cada una de las localidades (3 SAD \times 6 localidades = 18 SAD). En las siguientes salidas un número similar de SAD fue ubicado en cada localidad. Los SAD fueron recuperados después de la tercera salida de campo, cuando fue extraído el primer juego de 18 SAD. En las siguientes salidas, la recuperación y ubicación de SAD continuó. En promedio, los SAD estuvieron sumergidos por cinco meses ($\bar{x} \pm \text{d.e.} = 145 \pm 19,4$ días). En total se expusieron y recuperaron 90 SAD durante todo el muestreo. Al ser recuperado, cada SAD fue levantado del fondo cuidadosamente y puesto al interior de canastas plásticas de mayor tamaño recubiertas con una malla con un ojo de menor tamaño mientras aún se encontraban en el agua. Después fueron llevadas a la superficie lentamente con ayuda de una bolsa recuperadora. Este procedimiento se realizó con el fin de evitar que algunos especímenes escaparan durante el proceso.

zone (Morro Chiquito Islet: OU1; The Negritos: OU2) (Figure 1). The rocky substrate is predominant at these localities and is surrounded by sandy-muddy bottoms. The depths at which the SADs were placed ranged between 3-7 m during low tide.

The sampling was carried out between June 2008 and August 2009, a period in which seven field trips were carried out approximately every two months. In the first field trip, three SADs were located in each of the localities (3 SADs \times 6 localities = 18 SADs). In the following field trips, a similar number of SADs were located in each location. The SADs were recovered after the third field trip when the first set of 18 SADs was retrieved. In the following field trips, the recovery and location of SADs continued. On average, the SADs were submerged for five months ($\bar{x} \pm \text{s.d.} = 145 \pm 19.4$ days). In total, 90 SADs were exposed and recovered throughout the sampling. Upon being recovered, each SAD was carefully lifted from the bottom and placed inside larger plastic baskets covered with a mesh with smaller openings while still in the water. Later they were slowly brought to the surface with a recovery bag to prevent some specimens from escaping during the process.

After being extracted from the water, the SADs were placed in plastic trays with seawater. Once on land, they were carefully disarmed, searching for of fish and invertebrates, scraping the substrate by hand, and sifting the sediments accumulated in each unit. All fish were identified

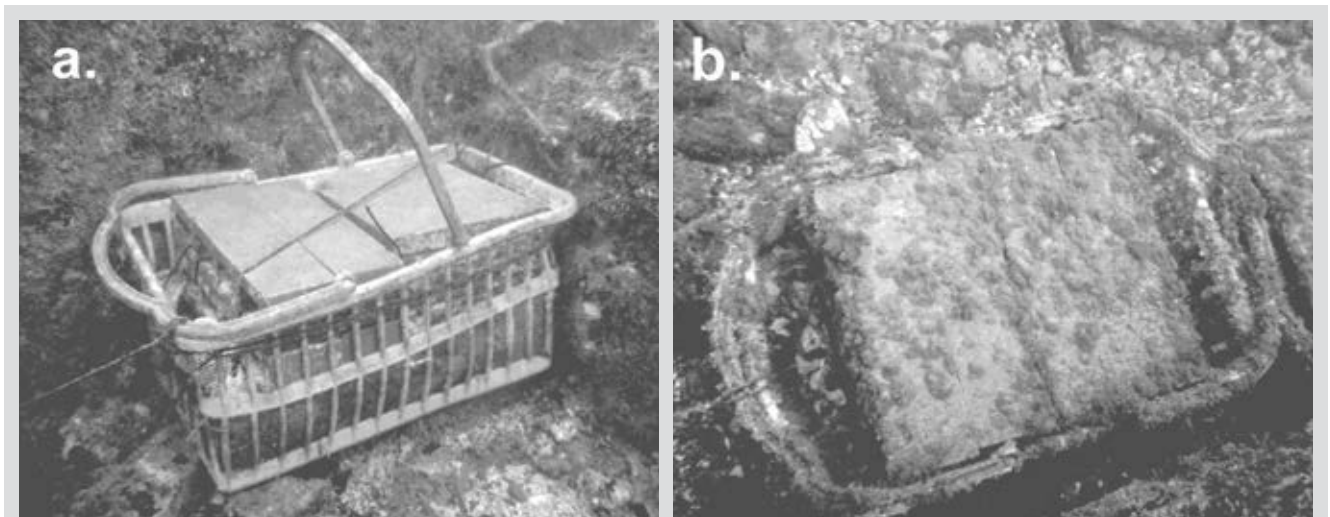


Figura 2. Sustratos artificiales duros (SAD) usados para la colecta de peces criptobentónicos en las seis localidades del PNN Uramba. **A)** SAD expuesto recientemente y **B)** SAD antes de ser recuperado, después de cinco meses.

Figure 2. Hard artificial substrates (SADs) used for the collection of cryptobenthic fish in the six locations of the Uramba NNP. **A)** SAD recently exposed and **B)** SAD before being recovered, after five months.

Después de ser extraídos del agua, los SAD se dispusieron en bandejas plásticas con agua de mar. Una vez en tierra, fueron desarmados cuidadosamente en busca de peces e invertebrados, raspando a mano el sustrato y tamizando los sedimentos que se acumularon en cada unidad. Todos los peces fueron identificados al menor nivel taxonómico posible (siguiendo a Robertson y Allen, 2008) y se midió la longitud total (precisión = 0,01 mm) y el peso (precisión = 0,001 g). Algunos peces fueron preservados en formalina al 10 % y transportados para ser depositados en la Colección de Referencia de Ictiología de la Universidad del Valle (CIRUV). Los datos de abundancia de los tres SAD para cada localidad fueron agrupados debido al bajo número de peces recolectados en cada una de las unidades experimentales. La densidad de peces se calculó al considerar el volumen de cada SAD ($35 \times 20 \times 18 \text{ cm} = 0,0126 \text{ m}^3$ o $0,07 \text{ m}^2$). Se obtuvo la información sobre los hábitos alimentarios (HA) para cada especie registrada en Robertson y Allen (2008) y Froese y Pauly (2009).

Análisis de datos

Se utilizó el escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) para explorar si existían patrones de agrupación entre localidades. Un análisis multivariado permutacional (PERMANOVA) fue usado para probar estadísticamente si la comunidad de peces criptobentónicos difería espacial (entre zonas) y temporalmente (entre meses). Además, se utilizó un análisis de similitud de porcentajes (SIMPER) para identificar las especies responsables de las diferencias entre zonas y meses cuando se encontraron diferencias significativas en el análisis PERMANOVA. Todos los análisis fueron realizados después de la transformación de los datos de abundancia a la raíz cuadrada (se excluyó un mes de muestreo para la localidad IN1 debido a la ausencia de peces). En todos los casos se usó el índice de similaridad de Bray-Curtis. Los análisis fueron realizados con el paquete *vegan* (Oksanen *et al.*, 2019) del programa estadístico R (R Core Team, 2019).

RESULTADOS

Un total de 197 individuos pertenecientes a 26 especies y 11 familias de peces fueron recolectados durante todo el periodo de muestreo. De las especies encontradas, 50 % corresponden a nuevos registros para el PNN Uramba (Figura 3, Tabla 1). Gobiidae, Labrisomidae y Gobiesocidae dominaron la comunidad en número de especies. Gobiidae (43,7 % del total de individuos) fue la familia

to the lowest possible taxonomic level (following Robertson and Allen, 2008), total length (precision = 0.01 mm) and weight (precision = 0.001 g) were measured. Some fish were preserved in formalin (10 %) and transported to be deposited in the Ichthyology Reference Collection of the Universidad del Valle (CIRUV). The abundance data of the three SADs for each locality were grouped due to the low number of fish collected in each experimental unit. Fish density was calculated by considering the volume of each SAD ($35 \times 20 \times 18 \text{ cm} = 0.0126 \text{ m}^3$ or 0.07 m^2). Information on feeding habits (HA) was obtained for each species recorded in Robertson and Allen (2008) and Froese and Pauly (2009).

Data analyses

Non-metric multidimensional scaling (nMDS) was used to explore whether clustering patterns existed between locations. A permutational multivariate analysis (PERMANOVA) was used to statistically test whether the cryptobenthic fish community differed spatially (between zones) and temporally (between months). Also, a percentage similarity analysis (SIMPER) was used to identify the species responsible for the differences between zones and months when significant differences were found in the PERMANOVA analysis. All the analyzes were carried out after transforming of the abundance data to the square root (one month of sampling was excluded for the IN1 locality due to the absence of fish). In all cases, the Bray-Curtis similarity index was used. The analyzes were performed with the *vegan* package (Oksanen *et al.*, 2019) of the R statistical program (R Core Team, 2019).

RESULTS

A total of 197 individuals belonging to 26 species and 11 fish families were collected during the entire sampling period. Of the species found, 50 % correspond to new records for the Uramba NNP (Figure 3, Table 1). Gobiidae, Labrisomidae, and Gobiesocidae dominated the community in number of species. Gobiidae (43.7 % of all individuals) was the most representative family in terms of abundance, followed by Labrisomidae (22.3 %) and Muraenidae (11.7 %). The families with the least representativeness in the samples (less than three species and few individuals) were Balistidae, Serranidae, Pomacentridae, and Antennariidae. The yellow stalk *Starksia fulva* was the most abundant species, representing 16 % of all individuals. The freckled worm goby *Cerdale ionthas* and the goby *Gobulus*

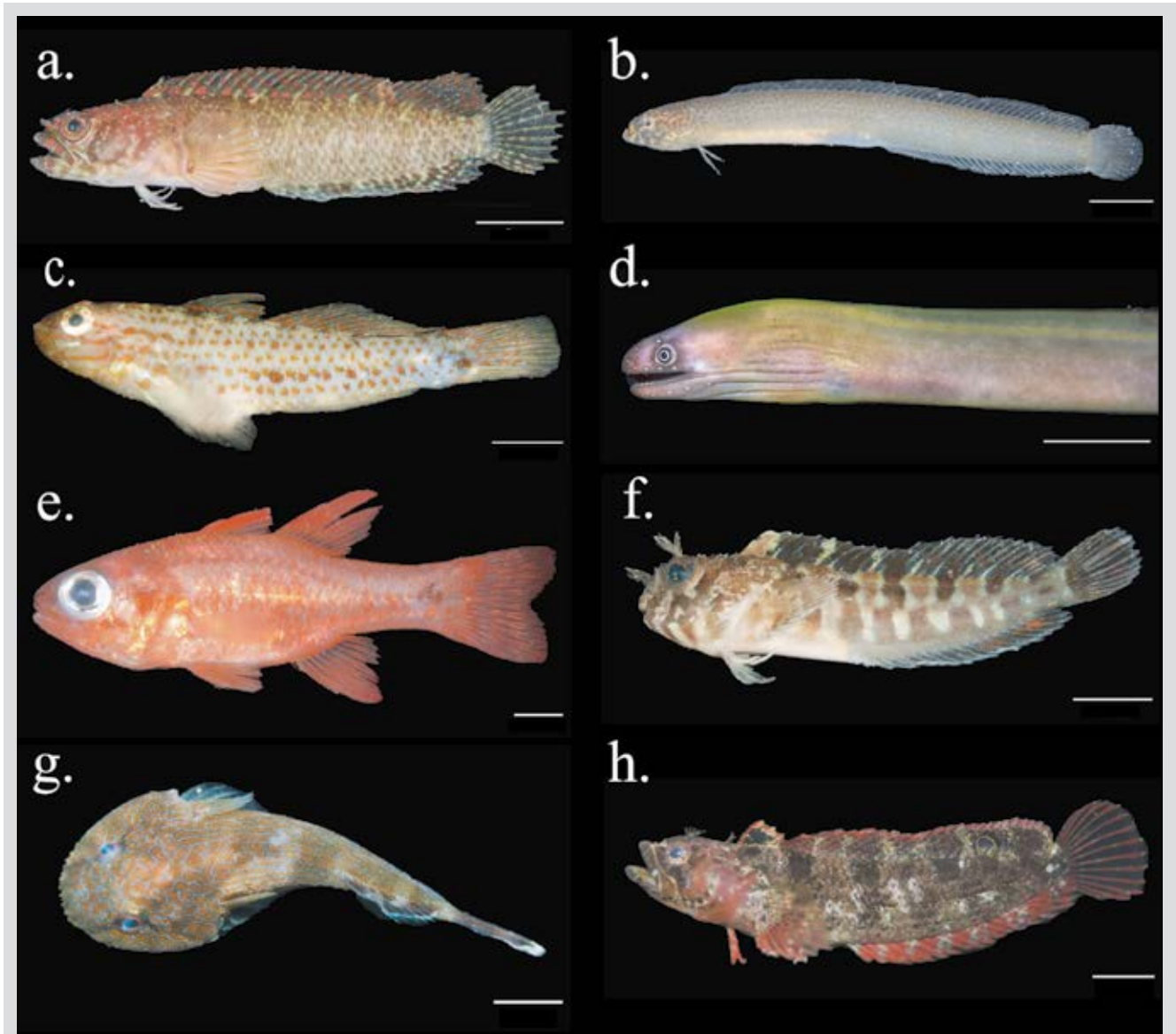


Figura 3. Algunos peces criptobentónicos del PNN Uramba. **A)** *Starksia fulva*. **B)** *Cerdale ionthas*. **C)** *Coryphopterus urospilus*. **D)** *Gymnothorax flavimarginatus*. **E)** *Apogon dovii*. **F)** *Hypsoblennius caulopus*. **G)** *Gobiesox adustus*. **H)** *Paraclinus mexicanus*. Barra de escala = 5 mm. Fotografías: Arthur Anker.

Figure 3. Some cryptobenthic fish from the Uramba NNP. **A)** *Starksia fulva*. **B)** *Cerdale ionthas*. **C)** *Coryphopterus urospilus*. **D)** *Gymnothorax flavimarginatus*. **E)** *Apogon dovii*. **F)** *Hypsoblennius caulopus*. **G)** *Gobiesox adustus*. **H)** *Paraclinus mexicanus*. Scale bar = 5 mm. Photographs: Arthur Anker.

más representativa en cuanto a abundancia, seguida por Labrisomidae (22,3 %) y Muraenidae (11,7 %). Las familias con menor representatividad en las muestras (menos de tres especies y pocos individuos) fueron Balistidae, Serranidae, Pomacentridae y Antennariidae. El trambollito amarillo *Starksia fulva* fue la especie más abundante al representar 16 % del total de individuos. El gobio gusano pecos *Cerdale ionthas* y el gobio *Gobulus hancocki* representaron respectivamente 10 % y 15 % de la abundancia. Las especies restantes presentaron abundancias menores a 10 % cada una.

hancocki accounted for 10 % and 15 % of the abundance, respectively. The remaining species presented abundances less than 10 % each.

The average fish density was 31.2 ± 27.7 ind m^{-2} . For *S. fulva* and *G. hancocki*, it was 5 ind m^{-2} , while species with a single individual presented densities of 0.16 ind m^{-2} (Table 1). The average abundance was higher for OU2 (12.8 ± 10.5 ind m^{-2}) and lower for OU1 (2.6 ± 2.3 ind m^{-2}) and the average richness observed was higher for OU2 (5.4 ± 2.7 ind m^{-2}) and lower for IN1 (1.6 ± 1.1 ind m^{-2}).

La densidad promedio de los peces fue de $31,2 \pm 27,7$ ind m^{-2} . Para *S. fulva* y *G. hanckoki* fue de 5 ind m^{-2} , mientras que especies con un solo individuo presentaron densidades de 0,16 ind m^{-2} (Tabla 1). La abundancia promedio fue mayor para OU2 ($12,8 \pm 10,5$ ind m^{-2}) y menor para OU1 ($2,6 \pm 2,3$ ind m^{-2}) y la riqueza promedio observada fue mayor para OU2 ($5,4 \pm 2,7$ ind m^{-2}) y menor para IN1 ($1,6 \pm 1,1$ ind m^{-2}).

En el nMDS se observó la separación de IN1 y OU2 de las demás localidades (Figura 4) y de la zona interna de las otras zonas. El análisis PERMANOVA de dos vías (zonas y meses) mostró que solo las zonas presentaron diferencias significativas y no se presentó interacción entre los factores (Tabla 2).

In the nMDS, the separation of IN1 and OU2 from the other localities (Figure 4) and from the internal zone of the other zones was observed. The two-way PERMANOVA analysis (zones and months) showed that only the zones presented significant differences, and there was no interaction between the factors (Table 2).

For the IN1 locality, the gobies *Gobiosoma seminudum* and *C. ionthas* accounted for 68.8 % and 31.2 % of the average Bray-Curtis similarities. For IN2 *S. fulva* was the most representative species, contributing 57.4 % of the average Bray-Curtis similarity. *Gobulus hancocki* was the species that contributed the most to MD1 with 65 % of the average similarity. Similarly, *Coryphopterus urosphilus* was the most representative species for MD2 with a contribution

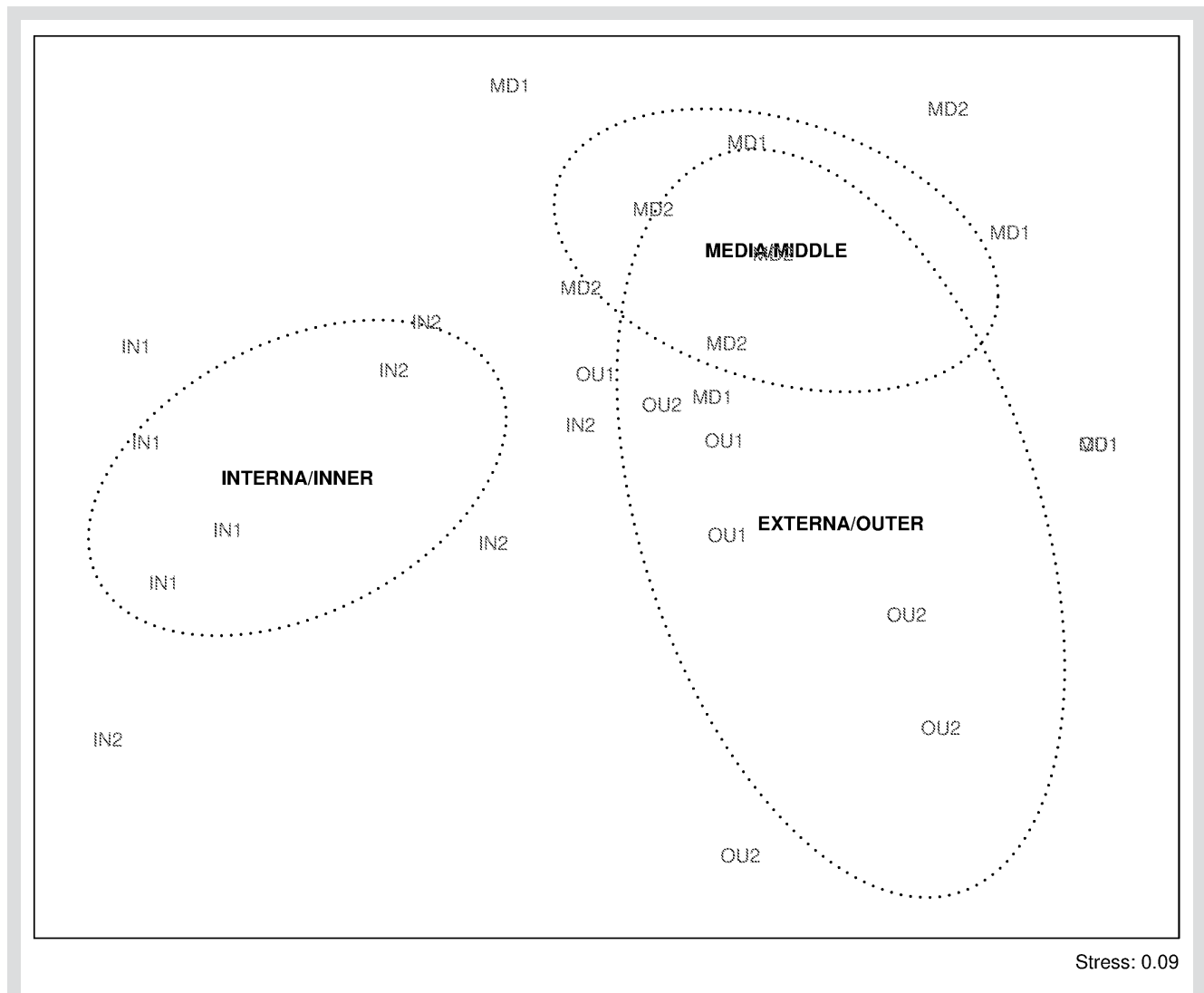


Figura 4. Escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) de las localidades y zonas de muestreo de peces criptobentónicos en el PNN Uramba (Pacífico Oriental Tropical).

Figure 4. Non-metric multidimensional scaling (nMDS) of the cryptobenthic fish localities and sampling areas in the Uramba NNP (Tropical Eastern Pacific).

Tabla 1. Peces criptobentónicos recolectados en SAD (90) expuestos en las seis localidades del PNN Uramba en los cinco eventos de muestreo (2008-2009). Número total de individuos para cada especie (n) junto con el número de individuos medidos (en paréntesis). $\bar{x} \pm d.e.$ = Promedio \pm desviación estándar. HA = Hábitos alimentarios. C = Carnívoro. P = Planctívoro. O = Omnívoro (Robertson y Allen, 2008). FO: Frecuencia de ocurrencia. *Nuevos registros para el PNN Uramba. El listado se presenta de acuerdo con la clasificación propuesta por Betancur *et al.* (2017).

Table 1. Cryptobenthic fishes collected in SADs (90) were exposed in the six locations of the Uramba NNP in the five sampling events (2008-2009). Total number of individuals for each species (n) together with the number of individuals measured (in parentheses). $\bar{x} \pm d.e.$ = Average \pm standard deviation. HA = Feeding habits. C = Carnivore. P = Planktivorous. O = Omnivore (Robertson and Allen, 2008). FO: Frequency of occurrence. *New records for the Uramba NNP. The list is presented according to the classification proposed by Betancur *et al.* (2017).

Especies/Species	HA	n	Densidad/ Density (ind m ⁻²)	FO (%)	Biomasa/ Biomass (g)	Longitud estándar/ Standard length (mm)		Biomasa/Biomass (g)	
						$\bar{x} \pm d.e.$	Rango/ Range	$\bar{x} \pm d.e.$	Rango/ Range
Muraenidae									
<i>Gymnothorax castaneus</i> (Jordan & Gilbert, 1883)	C	1(1)	0.16	3.3	2.26	-	133.8	-	2.26
<i>Gymnothorax flavimarginatus</i> (Rüppell, 1830)*	C	11(6)	1.74	13	1.98	48.2 \pm 25.3	64.3-20	0.33 \pm 0.37	1.07-0.02
<i>Muraena lentiginosa</i> Jenyns, 1842	C	11(1)	1.74	17	0.58	-	71.7	-	0.58
Apogonidae									
<i>Apogon dovii</i> Günther, 1862	P	3(2)	0.47	6.7	5.13	51.4	70.1-32.4	2.57	4.74-0.39
Gobiidae									
<i>Cerdale ionthas</i> Jordan & Gilbert, 1882 *	C	23(14)	3.64	17	4.23	41.3 \pm 10.9	61.1-26.1	0.30 \pm 0.25	0.92-0.05
<i>Coryphopterus urosphilus</i> Ginsburg, 1938 *	C	14(12)	2.22	20	5.63	37.3 \pm 5.4	47.1-27.4	0.47 \pm 0.28	0.93-0.17
<i>Gobiosoma nudum</i> (Meek & Hildebrand, 1928) *	C	7(2)	1.11	13	0.36	20.4	26.1-14.8	0.18	0.35-0.02
<i>Gobiosoma seminudum</i> (Günther, 1861) *	C	13(13)	2.06	23	11.21	38.0 \pm 9.6	50.5-19.1	0.86 \pm 0.61	2.07-0.06
<i>Gobulus hancocki</i> Ginsburg, 1938 *	C	29(27)	4.59	47	1.21	19.2 \pm 6.0	32.9-10.3	0.04 \pm 0.05	0.18-0.05
Pomacentridae									
<i>Abudefduf troschelii</i> (Gill, 1862)	O-P	1(1)	0.16	3.3	8.01	-	65.4	-	8.01
<i>Chromis atrilobata</i> Gill, 1862 *	P	1(1)	0.16	3.3	1.48	-	55.2	-	1.48
Gobiesocidae									
<i>Arcos rhodospilus</i> (Günther, 1864) *	C	4(3)	0.63	6.7	0.45	19.1 \pm 2.2	21.4-16.9	0.15 \pm 0.08	0.23-0.09
<i>Arcos</i> sp.	O	2(0)	0.32	6.7	-	-	-	-	-
<i>Gobiesox adustus</i> Jordan & Gilbert, 1882	C	2(2)	0.32	6.7	0.36	36	62.8-9.3	0.18	0.35-0.01
<i>Gobiesox</i> sp.	O	10(8)	1.58	13	0.52	15.5 \pm 3.0	19.4-11.9	0.06 \pm 0.04	0.14-0.02
Blenniidae									
<i>Hypsoblennius caulopus</i> (Gilbert, 1898) *	O	3(2)	0.47	6.7	1.33	32.3	46.7-17.9	0.67	1.25-0.08

Especies/Species	HA	n	Densidad/ Density (ind m ⁻²)	FO (%)	Biomasa/ Biomass (g)	Longitud estándar/ Standard length (mm)		Biomasa/Biomass (g)	
						$\bar{x} \pm d.e.$	Rango/ Range	$\bar{x} \pm d.e.$	Rango/ Range
Labrisomidae									
<i>Paraclinus mexicanus</i> (Gilbert, 1904)	C	2(2)	0.32	3.3	2.17	42.3	49.7-34.8	1.08	1.71-0.46
<i>Starksia fulva</i> Rosenblatt & Taylor, 1971 *	C	32(24)	5.06	50	9.59	30.5 ± 9.4	44.8 -13.0	0.40 ± 0.36	1.38-0.02
<i>Starksia posthon</i> Rosenblatt & Taylor, 1971 *	C	1(1)	0.16	3.3	0.3	-	34.0	-	0.3
<i>Starksia</i> sp.	C	9(9)	1.42	17	2.65	25.5 ± 13.2	47.0-9.0	0.29 ± 0.41	1.07-0.003
Antennariidae									
<i>Antennatus sanguineus</i> (Gill, 1863) *	C	1(1)	0.16	3.3	3.31	-	41.1	-	3.31
<i>Antennatus strigatus</i> (Gill, 1863) *	C	1(1)	0.16	3.3	1.75	-	32.2	-	1.75
Balistidae									
<i>Pseudobalistes naufragium</i> (Jordan & Starks, 1895)	C	1(1)	0.16	3.3	1.3	-	33.3	-	1.3
Serranidae									
<i>Epinephelus</i> sp.	C	1(1)	0.16	3.3	5.68	-	75.7	-	5.68
<i>Rypticus nigripinnis</i> Gill, 1861	C	10(6)	1.58	20	6.53	37.4 ± 23.0	74.9-11.0	1.09 ± 1.90	4.93-0.02
Scorpaenidae									
<i>Scorpaena mystes</i> Jordan & Starks, 1895	C	4(3)	0.63	10	0.29	20.9 ± 3.4	24.0-17.3	0.10 ± 0.04	0.13-0.06

Tabla 2. Resultados del análisis multivariado permutacional (PERMANOVA) de dos vías evaluando los efectos de las zonas y los meses en la comunidad de peces criptobentónicos en el PNN Uramba (Pacífico Oriental Tropical). gl: Grados de libertad. SC: Suma de cuadrados. MC: Media de cuadrados. P: Nivel de significancia. **: Significativo ($P < 0,05$).

Table 2. Results of the two-way permutational multivariate analysis (PERMANOVA) evaluating the effects of the zones and the months in the cryptobenthic fish community in the Uramba NNP (Tropical Eastern Pacific). gl: Degrees of freedom. SC: Sum of squares. MC: Mean of squares. P: Level of significance. **: Significant ($P < 0.05$).

Fuente de variación/Variation source	gl	SC	MC	Pseudo-F (tabulado/tabulated)	P
Zona/Zone	2	2.6876	1.3438	4.0397	0.001**
Mes/Month	4	1.1653	0.2913	0.8758	0.676
Zona × mes/Zone × month	8	1.9631	0.2454	0.7377	0.916
Residuales/Residuals	14	4.6571	0.3326		
Total	28	10.4731			

Para la localidad IN1, los gobios *Gobiosoma seminudum* y *C. ionthas* representaron 68,8 % y 31,2 % de las similitudes Bray-Curtis promedio. Para IN2 *S. fulva* fue la especie más representativa al contribuir con 57,4 % de la similitud Bray-Curtis promedio. *Gobulus hancocki* fue la especie que más contribuyó para MD1 con 65 % de la similitud promedio. Del mismo modo, *Coryphopterus urosphilus* fue la especie más representativa para MD2 con una contribución de 41,6 % de la similitud de esta localidad. Las diferencias encontradas en la comunidad de peces criptobentónicos entre la zona interna y las otras dos zonas se deben a la presencia de *C. ionthas*, *G. seminudum*, *S. fulva* y *G. hancocki*. Finalmente, la especie más representativa para las localidades OU1 y OU2 de la zona externa fueron respectivamente *S. fulva* y la morena *Gymnothorax flavimarginatus*. Las especies mencionadas fueron responsables de las mayores contribuciones en las diferencias entre los pares de zonas al ser evaluadas por medio del análisis SIMPER (Tabla 3).

Tabla 3. Comparación entre pares de zonas usando el análisis SIMPER. Para cada comparación pareada se indica el promedio de la diferencia entre los conjuntos de especies (D) y las seis especies de peces criptobentónicos que contribuyen de mayor forma a estas diferencias.

	Zona interna/Internal zone	Zona media/Middle zone
Zona media/Middle zone	D: 0.90 <i>Cerdales ionthas</i> : 21.02 <i>Gobiosoma seminudum</i> : 15.14 <i>Starksia fulva</i> : 13.67 <i>Gobulus hancocki</i> : 11.17 <i>Coryphopterus urosphilus</i> : 9.46 <i>Rypticus nigripinis</i> : 7	-
Zona externa/External zone	D: 0.94 <i>Cerdales ionthas</i> : 21.53 <i>Gobiosoma seminudum</i> : 16.43 <i>Starksia fulva</i> : 12.01 <i>Gobulus hancocki</i> : 8.81 <i>Muraena lentiginosa</i> : 7.1 <i>Gymnothorax flavimarginatus</i> : 7.01	D: 0.82 <i>Starksia fulva</i> : 16.64 <i>Gobulus hancocki</i> : 14.99 <i>Coryphopterus urosphilus</i> : 10.94 <i>Rypticus nigripinis</i> : 8.94 <i>Gymnothorax flavimarginatus</i> : 8.13 <i>Muraena lentiginosa</i> : 8.12

of 41.6 % of the similarity of this locality. The differences found in the cryptobenthic fish community between the internal zone and the other two zones are due to *C. ionthas*, *G. seminudum*, *S. fulva*, and *G. hancocki*. Finally, the most representative species for the OU1 and OU2 localities of the external zone were *S. fulva* and the brunette *Gymnothorax flavimarginatus*, respectively. The mentioned species were responsible for the greatest contributions in the differences between the pairs of zones when evaluated utilizing the SIMPER analysis (Table 3).

DISCUSSION

The cryptobenthic fish community of the Uramba NNP presents similarities with the composition of fish families that have been found in the coral reefs of the Gulf of California (Balart *et al.*, 2006; González-Cabello and Bellwood, 2009) and of the Panamanian Pacific (Enochs *et al.*, 2011). In the Gulf of California, Tripterygiidae,

Table 3. Comparison between pairs of zones using SIMPER analysis. For each paired comparison, the average of the difference between the sets of species (D) and the six species of cryptobenthic fish that contribute more to these differences.

DISCUSIÓN

La comunidad de peces criptobentónicos del PNN Uramba presenta similitudes con la composición de familias que se han encontrado en los arrecifes coralinos del golfo de California (Balart *et al.*, 2006; González-Cabello y Bellwood, 2009) y del Pacífico panameño (Enochs *et al.*, 2011). En el golfo de California, Tripterygiidae, Gobiidae, Chaenopsidae y Labrisomidae

Gobiidae, Chaenopsidae, and Labrisomidae are the families with the highest number of species, while Chaenopsidae, Tripterygiidae, and Gobiidae are those with the highest abundances. In the Uramba NNP, Gobiidae and Labrisomidae are the dominant families in the cryptobenthic fish community both in richness and abundance, while Tripterygiidae and Chaenopsidae were not recorded. The absence of these families can be explained by the fact that many of the three-finned fish

son las familias con mayor número de especies, mientras que Chaenopsidae, Tripterygiidae y Gobiidae son aquellas con mayores abundancias. En el PNN Uramba, Gobiidae y Labrisomidae son las familias dominantes en la comunidad de peces criptobentónicos tanto en riqueza como en abundancia, mientras que Tripterygiidae y Chaenopsidae no se registraron. La ausencia de estas familias puede ser explicada debido a que muchas de las especies de peces de tres aletas (Tripterygiidae) y los trambollines tubícolas (Chaenopsidae) tienen nichos ecológicos especializados que no estuvieron presentes en los SAD. Por ejemplo, en ambientes someros de las zonas media e interna de la bahía se pueden observar especies de Chaenopsidae como el trambollín de los cirripedios *Acanthemblemaria hancocki* Myers and Reid, 1936, en testas de balanos vacías en sustratos rocosos cercanos a los SAD, así como individuos del pez de tres aletas *Axoclinus lucillae* Fowler, 1944 (Tripterygiidae) (información sin publicar por los autores) en charcos del intermareal rocoso de la estación más externa (OU2). Si bien en el PNN Uramba no existen arrecifes de coral consolidados como en el golfo de California o el Pacífico panameño, la presencia de comunidades de peces similares indica que la ocurrencia de algunos arrecifes rocosos en esta área protegida puede servir de hábitat para estas especies, ya que dichos arrecifes son un equivalente ecológico de los coralinos, con una estructura heterogénea donde los organismos pueden encontrar refugio, alimento e incluso cumplir el papel de guardería. Además, las especies encontradas, en su mayoría, son altamente tolerantes a las fluctuaciones en la salinidad propias de esta localidad del Pacífico colombiano.

En la costa Pacífica de Panamá se han simulado matrices arrecifales usando restos de esqueletos de corales pocilloporidos, en la cuales Glynn (2006) encontró a *Gobulus hancocki* entre las especies más abundantes. Sin embargo, el pez críptico más común en ese estudio fue el jaboncillo ocelado *Pseudogramma thaumasia* (Gilbert, 1900), el cual no fue encontrado en el PNN Uramba, probablemente debido a que esta especie prefiere sustratos duros en zonas de baja turbidez, situación que es poco común en esta AMP.

Desde la perspectiva de los grupos funcionales, la comunidad de peces criptobentónicos del PNN Uramba difiere del descrito para la Gran Barrera de Coral por Depczynski y Bellwood (2003). Estos autores documentaron la predominancia de carnívoros (ca. 70 % de las especies y 85 % de los individuos encontrados en ese estudio) y detritívoros en la comunidad de peces criptobentónicos

(Tripterygiidae) and tube blennies (Chaenopsidae) have specialized ecological niches not present in SADs. For example, species of Chaenopsidae such as the barnacle blenny *Acanthemblemaria hancocki* Myers and Reid, 1936, can be observed in shallow environments of the middle and inner areas of the bay. Similarly, individuals of the three-finned fish *Axoclinus lucillae* Fowler, 1944 (Tripterygiidae) are found in rocky tidepools of the outermost station (OU2) (unpublished information from the authors). Although there are no consolidated coral reefs in the Uramba NNP as in the Gulf of California or the Panamanian Pacific, the presence of similar fish communities indicates that the occurrence of some rocky reefs in this protected area can serve as habitat for these species, as these reefs are an ecological equivalent to coral reefs, with a heterogeneous structure where organisms can find shelter, food and nursery areas. Also, most of the species found are highly tolerant to fluctuations in salinity typical of this locality in the Colombian Pacific.

On the Pacific coast of Panama, reef matrices have been simulated using skeletal remains of pocilloporid corals, in which Glynn (2006) found *Gobulus hancocki* among the most abundant species. However, the most common cryptic fish in this study was the black-spot reef-bass *Pseudogramma thaumasia* (Gilbert, 1900), which was not found in the Uramba NNP, probably because this species prefers hard substrates in low turbidity areas, a situation that is rare in this MPA.

From functional groups' perspective, the cryptobenthic fish community of the Uramba NNP differs from that described for the Great Barrier Reef by Depczynski and Bellwood (2003). In Uramba NNP the cryptobenthic fish community is dominated by carnivores (ca. 70% of the species and 85% of the individuals found in this study). In contrast, in the Great Barrier Reef, both carnivores and detritívoros are dominant. In the TEP, Glynn (2006) and González-Cabello and Bellwood (2009) found that carnivores and planktivores dominate, while detritívoros are a minority component of this community. The differences in these trophic groups of cryptobenthic fish from these regions (Eastern Indo-Pacific and Tropical Eastern Pacific) may be due to the disparity in both areas' geological and environmental histories.

Los Negritos, the outermost locality in this study (OU2), is the one with the least impacted due to the drainage of fresh water and terrigenous sediments. The predominant substrate there is rocky and usually presents less turbidity

en la Gran Barrera de Coral. En el POT, Glynn (2006) y González-Cabello y Bellwood (2009) encontraron que los carnívoros y planctívoros son dominantes, mientras que los detritívoros son un componente minoritario de esta comunidad de organismos. Las diferencias en estos grupos tróficos de los peces criptobentónicos que se encuentran en estas regiones (Indo-Pacífico Oriental y POT) puede deberse a la disparidad en las historias geológicas y ambientales de ambos lugares.

Los Negritos, la localidad más externa en este estudio (OU2) es la que presenta menores afectaciones por el drenaje de agua dulce y sedimentos terrígenos. El sustrato predominante allí es rocoso y usualmente presenta una menor turbidez en comparación con las demás zonas. Además, es considerada una de las zonas más biodiversas (Cantera-Kintz, 1991; Guevara-Fletcher *et al.*, 2011) del PNN Uramba. La composición de familias en Los Negritos es similar a la que se ha observado en los charcos intermareales del Parque Nacional Natural Gorgona (Castellanos-Galindo *et al.*, 2014), donde se pueden encontrar arrecifes coralinos adyacentes a la zona intermareal. Muraenidae es una familia dominante en los charcos intermareales en Gorgona, con seis especies que contribuyen significativamente a las densidades y la biomasa de estos ambientes costeros. Por su parte, *G. flavimarginatus* fue una de las especies que diferenció a OU2 de las demás localidades de esta área protegida. De forma similar, las especies de Gobiesocidae y Antennariidae estuvieron representadas, siendo exclusivas de esta estación de muestreo.

En contraste, IN1 fue dominada por *C. ionthas* y *E. seminudus* y se caracterizó por la menor riqueza de especies entre todas las localidades. Estas especies se observan comúnmente en planos lodosos en áreas de manglar cercanas a la localidad de muestreo, donde tienen un papel importante como depredadores de la red trófica de los ecosistemas de manglar. Esto se evidenció gracias al uso de isótopos estables (Medina-Contreras *et al.*, 2018). La ubicación de IN1 en el canal principal del PNN Uramba se caracteriza por fuertes corrientes mareales y una mayor influencia de las condiciones estuarinas, donde la presencia de sedimentos terrígenos es alta y limita el asentamiento de los peces criptobentónicos. En relación con lo anterior, se observa que OU2 y IN1 tienen las mayores diferencias ambientales y en la composición de especies. Sin embargo, *S. fulva* y *G. hancocki* se encuentran en la mayoría de las localidades, lo que sugiere que son tolerantes a las condiciones dinámicas típicas de áreas estuarinas.

comparado a las otras áreas. Furthermore, it is considered one of the most biodiverse areas (Cantera-Kintz, 1991; Guevara-Fletcher *et al.*, 2011) of the Uramba NNP. The composition of families in Los Negritos is similar to that observed in the tidalpools of the Gorgona National Natural Park (Castellanos-Galindo *et al.*, 2014), where coral reefs can be found adjacent to the intertidal zone. Muraenidae is a dominant family in the tidalpools in Gorgona, with six species that contribute significantly to the fish densities and biomass of these coastal environments. In NPP Uramba, *G. flavimarginatus* (Muraenidae) was one of the species that differentiated OU2 from the other localities in this protected area. Similarly, species of Gobiesocidae and Antennariidae were represented, being exclusive to this sampling station.

In contrast, IN1 was dominated by *C. ionthas* and *E. seminudus* and was characterized by the lowest species richness among all localities. These species are commonly observed in mudflats in mangrove areas close to the sampling location, where they play an essential role as predators of the food web of mangrove ecosystems. This was evidenced using stable isotopes (Medina-Contreras *et al.*, 2018). The location of IN1 in the main channel of the Uramba NNP is characterized by strong tidal currents and by a greater influence of estuarine conditions, where the presence of terrigenous sediments is high and limits the settlement of cryptobenthic fishes. Concerning the above, it is observed that OU2 and IN1 have the greatest environmental and species composition differences. However, species such as *S. fulva* and *G. hancocki* are found in most localities, suggesting that they are tolerant to the dynamic conditions typical of estuarine areas.

The proportion of new records for the study area indicates that SADs are an adequate tool for collecting organisms such as fishes that are not easily observed in visual censuses, and they also highlight the importance of the Uramba NNP as a biodiverse area. In the last fish species checklist in this area, 237 were recorded (Castellanos-Galindo *et al.*, 2006), these new records increase the total number of species diversity for the park by 5 % (reaching 250 species). It is very likely that when sampling in other habitats of the Uramba NNP (e.g. mangroves) using alternative sampling methods that focus on the species that make up these cryptobenthic communities, the number of fish species registered in this protected area will increase. Preliminary work that has focused on the mangrove endofauna in different localities of the central

La proporción de nuevos registros para el área de estudio indica que los SAD son una herramienta adecuada para la colecta de organismos como peces que no son observados fácilmente en los censos visuales y también resaltan la importancia del PNN Uramba como un área biodiversa. En el último listado de especies de peces de esta área se registraron 237 (Castellanos-Galindo *et al.*, 2006). Estos nuevos registros incrementan en 5 % el número total de la diversidad de especies para el parque (alcanzando 250). Es muy probable que en muestreos en otros hábitats del PNN Uramba (e.g. manglares), que utilicen métodos alternativos enfocados en las especies que componen estas comunidades, se incremente el número de especies de peces registradas en esta área protegida. Trabajos preliminares que se han centrado en la endofauna de los manglares en diferentes localidades de la costa central del Pacífico colombiano han revelado que la diversidad tanto de peces como de otros organismos como crustáceos es mayor de lo que tradicionalmente se ha creído (J.F. Lazarus, obs. pers.) y ha permitido encontrar nuevas especies para la ciencia (Anker y Lazarus, 2015a, 2015b, 2017). Lo anterior abre una nueva línea de investigación desde la cual se pueda conocer la diversidad de estos sistemas y evaluar cuál es el aporte de este componente de la fauna en las redes tróficas de los ecosistemas estuarinos.

Por otra parte, es probable que los peces demersales de mayor tamaño pudieran haber escapado de los SAD durante el proceso de recuperación, pero la mayoría de las especies criptobentónicas probablemente se encuentran representadas con este método de muestreo. Glynn (2006) encontró en Panamá que el número de especies de peces comunes entre censos visuales y sustratos artificiales es bajo. Algunos estudios en la Gran Barrera de Coral y en la costa de Nueva Zelanda también han demostrado que existe poca superposición de especies entre los censos visuales y los muestreos en los cuales se ha usado rotenona (Ackerman y Bellwood, 2000; Willis, 2001; Smith-Vaniz *et al.*, 2006). Estructuras similares a los SAD han sido usadas frecuentemente para investigar los patrones de asentamiento de peces en una variedad de hábitats naturales y a diferentes escalas temporales (v. g. Lozano y Zapata, 2003; Mellin y Pontón, 2009). Zimmerman y Martin (2004) usaron un método similar que permitió recolectar de forma efectiva invertebrados arrecifales en el Caribe. Estos resultados permiten demostrar que el uso de los SAD es una alternativa económica, no invasiva y no destructiva que permite tener una muestra representativa de fauna criptobentónica, lo

Colombian Pacific coast has revealed that the diversity of both fish and other organisms such as crustaceans are more significant than what has traditionally been believed (J.F. Lazarus, pers. obs.) and have allowed finding new species for science (Anker and Lazarus, 2015a, 2015b, 2017). This opens a new line of research in which the diversity of these systems can be known. The contribution of this component of fauna to the food webs of estuarine ecosystems can be evaluated.

On the other hand, larger demersal fish could have escaped from the SADs during the recovery process, but most cryptobenthic species are probably represented by this sampling method. Glynn (2006) found in Panama that the number of common fish species between visual censuses and artificial substrates is low. Some studies in the Great Barrier Reef and off the coast of New Zealand have also shown a little overlap between visual censuses and surveys in which rotenone has been used (Ackerman and Bellwood, 2000; Willis, 2001; Smith-Vaniz *et al.*, 2006). Structures similar to SADs have been used frequently to investigate the settlement patterns of fish in various of natural habitats and at different time scales (e.g. Lozano and Zapata, 2003; Mellin and Pontón, 2009). Zimmerman and Martin (2004) used a similar method that made it possible to collect reef invertebrates in the Caribbean effectively. These results allow demonstrating that the use of SADs is an economical, non-invasive, and non-destructive alternative that allows having a representative sample of cryptobenthic fauna, which facilitates the study of different ecological processes that occur in benthic communities. However, care must be taken when extrapolating the fish densities of the SADs to the fish densities observed in nature. This method can constitute an aggregation site for individuals in the natural environment dispersed due to the limited availability of suitable substrates.

The density of cryptobenthic fishes observed in the Uramba NNP (31.2 ind m⁻²) is in the upper range compared to other fish communities studied with different sampling techniques (e.g. rotenone, visual censuses) in other regions of the world. For example, Depczynski and Bellwood (2003) used rotenone to study cryptobenthic fish in the Great Barrier Reef, finding densities of 11.43 ind m⁻² (384 individuals in 33.6 m²). A similar situation occurred with González-Cabello and Bellwood (2009), who found that the density of cryptobenthic fish in the Gulf of California was 20.9 ind m⁻². Therefore, it can be considered that the use of SADs is a simple and reliable

que facilita estudiar diferentes procesos ecológicos que se presentan en las comunidades bentónicas. No obstante, se debe tener cuidado al extrapolar las densidades de peces de los SAD a las densidades de peces observadas en la naturaleza, ya que este método puede constituirse en un sitio de agregación de individuos que en el medio natural se encontrarían dispersos, debido a la disponibilidad limitada de sustratos adecuados.

La densidad de peces criptobentónicos observada en el PNN Uramba ($31,2 \text{ ind m}^{-2}$) se encuentra en el rango superior en comparación con otras comunidades de peces estudiadas con técnicas diferentes de muestreo (v. g. rotenona, censos visuales) en otras regiones del mundo. Por ejemplo, Depczynski y Bellwood (2003) utilizaron rotenona para estudiar los peces criptobentónicos en la Gran Barrera de Coral y encontraron densidades de $11,43 \text{ ind m}^{-2}$ (384 individuos en $33,6 \text{ m}^2$). Una situación similar ocurrió con González-Cabello y Bellwood (2009), quienes encontraron que la densidad de peces criptobentónicos en el golfo de California era de $20,9 \text{ ind m}^{-2}$. Por lo tanto, se considera que el uso de los SAD es un método sencillo y confiable para realizar estudios a este grupo de organismos.

El presente estudio es uno de los primeros intentos por describir la estructura de las comunidades de peces criptobentónicos de áreas estuarinas en el Pacífico Oriental Tropical. Observaciones preliminares sobre la abundancia de estas especies y los ciclos de vida cortos de muchas de estas permiten suponer que juegan un papel importante en la dinámica trófica de los ecosistemas donde se encuentran (Brandl *et al.*, 2019). Por ello, las interacciones tróficas con otros componentes de los ecosistemas presentes en el PNN Uramba merecen ser investigadas a profundidad (v.g. *metabarcoding* de contenido estomacal; Casey *et al.*, 2019). En particular, la presencia de un número elevado de carnívoros en los SAD indica que estos sustratos bentónicos heterogéneos en el PNN Uramba proveen también un hábitat a una gran variedad de presas (invertebrados) de las cuales los peces pueden alimentarse.

El bajo potencial de la redundancia funcional, el alto endemismo y el aumento en la frecuencia de eventos ENSO y sus impactos ecológicos son las principales causas de por qué algunos taxa marinos en el POT están amenazados de extinción (Polidoro *et al.*, 2012; Chasqui *et al.*, 2017). Por ello es necesario entender cómo esta comunidad de peces criptobentónicos reacciona espacial y temporalmente a los cambios de las condiciones ambientales que se presentan en los hábitats costeros de la región (v. g. contaminación

method to carry out studies on this group of organisms.

The present study is one of the first attempts to describe the structure of cryptobenthic fish communities in estuarine areas in the Tropical Eastern Pacific. Preliminary observations on the abundance of these species and the short life cycles of many of them indicate that they play an essential role in the ecosystems' trophic dynamics where they are found (Brandl *et al.*, 2019). Therefore, the trophic interactions with other components of the ecosystems present in the Uramba NNP deserve to be investigated in-depth (e.g. metabarcoding of stomach content; Casey *et al.*, 2019). In particular, the presence of a high number of carnivores in the SADs indicates that these heterogeneous benthic substrates in the Uramba NNP also provide a habitat for a great variety of prey (invertebrates) on which fishes can feed.

The low potential of functional redundancy, the high endemism, and the increase in the frequency of ENSO events and their ecological impacts are the main causes why some marine taxa in the TEP are threatened with extinction (Polidoro *et al.*, 2012; Chasqui *et al.*, 2017). Therefore, it is necessary to understand how this community of cryptobenthic fishes reacts spatially and temporally to changes in environmental conditions that occur in the coastal habitats of the region (e.g. pollution and infrastructure development). Comparing this group's response with others with greater functional redundancy (e.g. crustaceans, mollusks) could help understand the main mechanisms that keep marine ecosystems' function. Cryptobenthic fishes could then be used as a model to test how different anthropogenic and natural disturbances (e.g. ENSO) affect the functioning and resilience of ecosystems in this MPA. This study shows that the Uramba NNP is vital for the conservation of little-known marine fauna in Colombia.

ACKNOWLEDGEMENTS

This study was carried out as part of the project "Vulnerability of the marine and coastal ecosystems of Bay Málaga (Colombian Pacific): natural and anthropic threats" co-financed by Minciencias, Invemar, and the Universidad del Valle (contract n.º 1106-52128786). The samples were obtained during the project "Biodiversity of vulnerable life stages of marine organisms in Bay Málaga (Colombian Pacific) as a conservation criterion" co-financed by Minciencias, Invemar, and Universidad del Valle (contract

y desarrollo de infraestructura). Comparar la respuesta de este grupo con otros con una mayor redundancia funcional (v. g. crustáceos, moluscos) permitiría tener una idea de cuáles son los mecanismos necesarios para mantener en óptimas condiciones los ecosistemas marinos. Los peces criptobentónicos podrían entonces ser usados como un modelo para probar cómo diferentes perturbaciones antropogénicas y naturales (v. g. ENSO) afectan el funcionamiento y la resiliencia de los ecosistemas en esta AMP. Este estudio muestra que el PNN Uramba es de vital importancia para la conservación de fauna marina poco conocida de Colombia.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio se realizó como parte del proyecto “Vulnerabilidad de los ecosistemas marinos y costeros de Bahía Málaga (Pacífico colombiano): amenazas naturales y antrópicas”, cofinanciado por Minciencias, el Invermar y la Universidad del Valle (Contrato n.º 1106-52128786). Las muestras fueron obtenidas durante el proyecto “Biodiversidad de estadios de vida vulnerable de organismos marinos en Bahía Málaga (Pacífico colombiano) como criterio de conservación”, cofinanciado por Minciencias, Invermar y la Universidad del Valle (Contrato n.º 1106-405-20155). Durante el proceso de escritura, GACG fue financiado por el DAAD a través de una beca otorgada por CEMarin, al igual que JFL, quien contó con una beca del programa de formación doctoral de Minciencias. DMC fue financiada por el programa Jóvenes Investigadores e Innovadores de Minciencias (Contrato n.º 970-2011) y apoyada por una beca doctoral (n.º 734084) del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) de México y por la Beca de Estímulo Institucional de Formación de Investigadores BEIFI del Instituto Politécnico Nacional de México. Los autores agradecen al grupo de investigación Ecomanglares por su colaboración en la fase de campo, a E. Rubio por su colaboración y consejos durante el proceso de identificación de las especies de peces, a F.A. Zapata quien facilitó información sobre los peces criptobentónicos del Parque Nacional Natural Gorgona, a A. Anker quien amablemente proporcionó las fotos de los peces y dio el permiso para usarlas en esta publicación. Al Programa de Liderazgo en Conservación (CLP), a M. Fischer, a G. Kattan (q. e. p. d.), a A. Giraldo y a H. Rosenthal por sus valiosos comentarios a este manuscrito.

n.º 1106-405-20155). During the writing process, GACG was financed by the DAAD through a scholarship granted by CEMarin, as well as JFL who had a scholarship from the doctoral training program of Minciencias. DMC was funded by the Minciencias Young Researchers and Innovators program (contract n.º 970-2011) and supported by a doctoral scholarship (n.º 734084) from the National Council of Science and Technology (Conacyt) from Mexico and the Stimulus Grant Institutional Training of Researchers BEIFI of the National Polytechnic Institute from Mexico. The authors want to thank to the Ecomanglares research group for their collaboration in the field phase, to E. Rubio for his collaboration and advice during the process of identifying the fish species, to F.A. Zapata, who provided with information about the cryptobenthic fish of the Gorgona National Natural Park, to A. Anker who kindly provided with the photos of the fish and permitted to use them in this publication. To the Conservation Leadership Program (CLP), M. Fischer, G. Kattan (RIP), A. Giraldo and H. Rosenthal for their valuable comments on this manuscript.



BIBLIOGRAFÍA/LITERATURE CITED

- Ackerman, J.L. and D.R. Bellwood. 2000. Reef fish assemblages: a re-evaluation using enclosed rotenone stations. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 206: 227-237. <https://doi.org/10.3354/meps206227>
- Ackerman, J.L. and D.R. Bellwood. 2002. Comparative efficiency of clove oil and rotenone for sampling tropical reef fish assemblages. *J. Fish Biol.*, 60: 893-901. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2002.tb02416.x>
- Alzate, A., F.A. Zapata, and A. Giraldo. 2014. A comparison of visual and collection-based methods for assessing community structure of coral reef fishes in the Tropical Eastern Pacific. *Rev. Biol. Trop.*, 62: 359-371. <https://doi.org/10.15517/rbt.v62i0.16361>
- Anker, A. and J.F. Lazarus. 2015a. Description of two new associated infaunal decapod crustaceans (Axianassidae and Alpheidae) from the tropical eastern Pacific. *Pap. Avulsos Zool.*, 55(8):115-129. <https://doi.org/10.1590/0031-1049.2015.55.08>
- Anker, A. and J.F. Lazarus. 2015b. On two new species of the shrimp genus *Salmoneus* Holthuis, 1955 (Decapoda, Caridea, Alpheidae) from the tropical eastern Pacific. *Zootaxa*, 3957(5): 520-534. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3957.5.2>
- Anker, A. and J.F. Lazarus. 2017. First finding of the shrimp genus *Harperalpheus* Felder & Anker, 2007 in the eastern Pacific, with description of a new species from Bahía Málaga, Colombia (Malacostraca: Decapoda: Alpheidae). *Zootaxa*, 4329(2): 196-200. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4329.2.7>
- Balart, E.F., A. González-Cabello, R.C. Romero-Ponce, A. Zayas-Álvarez, M. Calderón-Parra, L. Campos-Dávila, and L.T. Findley. 2006. Length-weight relationships of cryptic reef fishes from southwestern Gulf of California, Mexico. *J. Appl. Ichthyol.*, 22: 6-318. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2006.00670.x>
- Barletta, M., U. Saint-Paul, A. Barletta-Bergan, W. Ekau, and D. Schories. 2002. Spatial and temporal distribution of *Myrophis punctatus* (Ophichthidae) and associated fish fauna in a northern Brazilian intertidal mangrove forest. *Hydrobiologia*, 426: 65-74. <https://doi.org/10.1023/A:1003939000270>
- Beldade, R. and E.J. Gonçalves. 2007. An interference visual census technique applied to cryptobenthic fish assemblages. *Vie et Milieu*, 57: 61-65.
- Betancur, R., E.O. Wiley, G. Arriata, A. Acero, N. Bailly, M. Miya, G. Lecointre, and G. Ortí. 2017. Phylogenetic classification of bony fishes. *BMC Evol. Biol.*, 17: 162. <https://doi.org/10.1186/s12862-017-0958-3>
- Brandl, S.J., L. Tornabene, C.H.R. Goatley, J.M. Casey, R.A. Morais, I.M. Côté, C.C. Baldwin, V. Parravicini, N.M.D. Schiettekate, and D.R. Bellwood. 2019. Demographic dynamics of the smallest marine vertebrate fuel coral reef ecosystem functioning. *Science*, 364: 1189-92. <https://doi.org/10.1126/science.aav3384>
- Cantera-Kintz, J.R. 1991. Etude structurale des mangroves et des peuplements macrobenthiques littoraux de deux baies du Pacifique colombien (Malaga et Buenaventura), rapport avec les conditions du milieu et les perturbations anthropiques. Ph.D. Thesis, Univ Aix-Marseille II, Marseille. 429 p.
- Cantera-Kintz, J.R., R. Neira y C. Ricaurte. 1998. Bioerosión en la costa pacífica colombiana: un estudio sobre la biodiversidad, la ecología y el impacto de los animales destructores de los acantilados rocosos. Fondo FEN Colombia, Bogotá. 135 p.
- Cantera-Kintz, J.R., E. Londoño-Cruz, L.M. Mejía-Ladino, L. Herrera-Orozco, C.A. Satizabal, and N. Uribe-Castañeda. 2013. Environmental issues of a Marine Protected Area in a tectonic estuary in the Tropical Eastern Pacific: Uramba (Malaga Bay, Colombia). context, biodiversity, threats and challenges. *J. Water Res. Prot.*, 5: 1037-1047. <https://doi.org/10.4236/jwarp.2013.511109>
- Carassou, L., C. Mellin, and D. Pontón. 2009. Assessing the diversity and abundances of larvae and juveniles of coral reef fish: a synthesis of six sampling techniques. *Biodivers. Conserv.*, 18: 355-371. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9492-3>
- Casey J.M., C.P. Meyer, F. Morat, S.J. Brandl, S. Planes, and V. Parravicini. 2019. Reconstructing hyperdiverse food webs: gut content metabarcoding as a tool to disentangle trophic interactions on coral reefs. *Methods Ecol. Evol.*, 10: 1157-1170. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13206>
- Castellanos-Galindo, G.A. and U. Krumme. 2013. Tidal, diel and seasonal effects on intertidal mangrove fish in a high-rainfall area of the Tropical Eastern Pacific. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 494: 249-265. <https://doi.org/10.3354/meps10512>
- Castellanos-Galindo, G.A., A. Giraldo, and E.A. Rubio. 2005. Community structure of an assemblage of tidepool fishes on a Tropical Eastern Pacific rocky shore, Colombia. *J. Fish Biol.*, 67: 392-408. <https://doi.org/10.1111/j.0022-1112.2005.00735.x>
- Castellanos-Galindo G.A., J.A. Caicedo-Pantoja, L.M. Mejía-Ladino y E. Rubio. 2006. Peces marinos y estuarinos de Bahía Málaga, Valle del Cauca, Pacífico colombiano. *Biota Colomb.*, 7(2): 263-282.
- Castellanos-Galindo, G.A., A. Giraldo, and F.A. Zapata. 2014. Tidepool fish assemblages of Gorgona Island, Colombian Pacific coast: a local and regional comparison. *Rev. Biol. Trop.*, 62: 373-390.
- Chasqui L., A. Polanco, A. Acero P., P.A. Mejía-Falla, A. Navia, L.A. Zapata y J.P. Caldas (Eds). 2017. Libro rojo de peces marinos de Colombia. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras Invemar y Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Santa Marta. 552 p.

- Depczynski, M. and D.R. Bellwood. 2003. The role of cryptobenthic reef fishes in coral reef trophodynamics. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 256: 183-191. <https://doi.org/10.3354/meps256183>
- Enochs, I.C., L.T. Toth, V.W. Brandtneris, J.C. Afflerbach, and D.P. Manzano. 2011. Environmental determinants of motile cryptofauna on an eastern Pacific coral reef. *Mar. Ecol. Prog.*, 438: 105-118. <https://doi.org/10.3354/meps09259>
- Froese, R. and D. Pauly. 2019. FishBase. <https://www.fishbase.se> 15/11/2019.
- Glynn, P.W. 2006. Fish utilization of simulated coral reef frameworks versus eroded rubble substrates off Panama, eastern Pacific. *Proc. Coral Reef Symp.*, 1: 250-256.
- González-Cabello, A. and D.R. Bellwood. 2009. Local ecological impacts of regional biodiversity on reef fish assemblages. *J. Biogeogr.*, 36: 1129-1137. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2008.02065.x>
- Guevara-Fletcher, C.E., J.R. Cantera-Kintz, L.M. Mejía-Ladino, and F.A. Cortes. 2011. Benthic macrofauna associated with submerged bottoms of a tectonic estuary in Tropical Eastern Pacific. *J. Mar. Sci.*, 2011: 1-13. <https://doi.org/10.1155/2011/193759>
- Loreau, M. 2004. Does functional redundancy exist? *Oikos*, 104(3): 606-611. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2004.12685.x>
- Lozano, S. and F.A. Zapata. 2003. Short-term temporal patterns of early recruitment of coral reef fishes in the Tropical Eastern Pacific. *Mar. Biol.*, 142: 399-409. <https://doi.org/10.1007/s00227-002-0948-9>
- Martínez, J.O. and E. López-Ramos. 2011. High-resolution seismic stratigraphy of the late Neogene of the central sector of the Colombian Pacific continental shelf: a seismic expression of an active continental margin. *J. S. Am. Earth. Sci.*, 31: 28-44. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2010.09.003>
- Medina-Contreras, D., J.R. Cantera-Kintz, A. Sánchez-González, and E. Mancera. 2018. Food web structure and trophic relations in a riverine mangrove system in the tropical eastern Pacific, central coast of Colombia. *Estuaries Coast*, 41(5): 1511-1521. <https://doi.org/10.1007/s12237-017-0350-y>
- Mellin, C. and D. Pontón. 2009. Assemblages of reef fish settling on artificial substrates: effect of ambient habitat over two temporal scales. *Mar. Freshwater Res.*, 60: 1285-1297. <https://doi.org/10.1071/MF08319>
- Oksanen, J.F., G. Blanchet, M. Friendly, R. Kindt, P. Legendre, D. McGlinn, P.R. Minchin, R.B. O'Hara, G.L. Simpson, P. Solymos, M.H.H. Stevens, E. Szoecs, and H. Wagner. 2019. vegan: community ecology package. R package version 2.5-6. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan> 20/02/2020.
- Polidoro, B., T. Brooks, K.E. Carpenter, G.J. Edgar, S. Henderson, J. Sanciangco, and D.R. Robertson. 2012. Patterns of extinction risk and threat for marine vertebrates and habitat-forming species in the Tropical Eastern Pacific. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 448: 93-104. <https://doi.org/10.3354/meps09545>
- R Core Team. 2019. R: a language and environment for statistical computing. <https://www.R-project.org> 05/12/2019.
- Ransome, E., J.B. Geller, M. Timmers, M. Leray, A. Mahardini, A. Sembiring, A.G. Collins, and C. Meyer, C.P. (2017). The importance of standardization for biodiversity comparisons: a case study using autonomous reef monitoring structures (ARMS) and metabarcoding to measure cryptic diversity on Mo'orea coral reefs, French Polynesia. *PloS ONE*, 12(4), e0175066. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0175066>
- Robertson, D.R. and G.R. Allen. 2008. Shorefishes of the Tropical Eastern Pacific online information system. Smithsonian Tropical Research Institute, Balboa. <https://biogeodb.stri.si.edu/sfstep> 05/10/2009.
- Robertson, D.R. and W.F. Smith-Vaniz. 2008. Rotenone: an essential but demonized tool for assessing marine fish biodiversity. *Bioscience*, 58(2): 165-170. <https://doi.org/10.1641/B580211>
- Robertson, D.R., G.D. Green, and C.B. Victor. 1988. Temporal coupling of production and recruitment of larvae of a Caribbean reef fish. *Ecology*, 69: 370-381. <https://doi.org/10.2307/1940435>
- Smith-Vaniz, W.F., H.L. Jelks, and L.A. Rocha. 2006. Relevance of cryptic fishes in biodiversity assessments: a case study at Buck Island Reef National Monument, St. Croix. *Bull. Mar. Sci.*, 79: 17-48.
- Valles, H., D.L. Kramer, and W. Hunte. 2006. A standard unit for monitoring recruitment of fishes to coral reef rubble. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 336: 171-183. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2006.05.005>
- Willis, T.J. 2001. Visual census methods underestimate density and diversity of cryptic reef fishes. *J. Fish Biol.*, 59: 1408-1411. <https://doi.org/10.1006/jfbi.2001.1721>
- Zimmerman, T.L. and J.W. Martin. 2004. Artificial reef matrix structures (ARMS): an inexpensive and effective method for collecting coral reef-associated invertebrates. *Gulf Caribb. Res.*, 16: 59-66. <https://doi.org/10.18785/gcr.1601.08>



Valoración actual de las poblaciones de *Acropora palmata* y *Acropora cervicornis* en el Parque Nacional Natural Tayrona, Caribe colombiano

Current assessment of the *Acropora palmata* and *Acropora cervicornis* populations in Tayrona National Natural Park, Colombian Caribbean

Rocío García-Urueña*, Marco Garzón-Machado y Silvia Sierra-Escrigas

0000-0002-9667-3386

0000-0002-0676-4357

0000-0002-8320-5727

1. Grupo de investigación Ecología y Diversidad de Algas Marinas y Arrecifes Coralinos, Universidad del Magdalena, Santa Marta, Colombia.
rgarciau@unimagdalena.edu.co*, marco.garzon@gmail.com, silore10.se@gmail.com

* Autora de correspondencia.

RESUMEN

La última valoración sobre la extensión, estado y cobertura viva (%) de las formaciones de *Acropora palmata* (29) y *A. cervicornis* (12) en el Parque Nacional Natural Tayrona fue realizada en 2001 y publicada en 2004. Estas mismas formaciones, incluyendo una adicional en isla Aguja, fueron evaluadas de nuevo entre 2016 y 2018 teniendo en cuenta las mismas variables, y adicionalmente el registro de condición de las colonias. Para *A. palmata* se encontraron 24 formaciones con una reducción en área de 28,9 %. La cobertura promedio aumentó cerca de 2,0 %, y se observó una amplia distribución de frecuencia de tallas y una proporción importante de colonias con territorios de peces damisela (*Stegastes*). El área de las formaciones de *A. cervicornis* se redujo 99,3 % y solo se encontró una formación en Nenguange, aunque se registran dos nuevas y pequeñas en Cinto y otra en Chengue. La cobertura promedio fue de 8,0 %, en su mayoría constituida por colonias de talla pequeña y principalmente afectadas por blanqueamiento, macroalgas, enfermedades y depredadores. Claramente el estatus de las dos especies es diferente por lo que requieren esfuerzos diferentes para su manejo y conservación. Las formaciones de *A. palmata* han persistido, pero es necesario realizar estudios continuos que permitan detectar cambios temporales, con evaluaciones de aspectos ecológicos como las afectaciones por los peces damisela. El estado de *A. cervicornis* es crítico, por lo que demanda acciones urgentes de restauración y otras medidas de manejo para mitigar la tendencia a su desaparición en el área.

PALABRAS CLAVE: acropóridos, formaciones coralinas, demografía poblacional

ABSTRACT

The last assessment in terms of extension, status, and living coral cover (%) of *Acropora palmata* (29) and *A. cervicornis* (12) formations in Tayrona National Natural Park was done in 2001 and published in 2004. These formations were evaluated again between 2016 and 2018, including a new formation in Aguja Island, considering the same variables, with the addition of colony condition. For *A. palmata*, 24 formations were found with a reduction in area of 28.9 %. Mean coral cover increased about 2.0 %, with a broad size frequency distribution and an important proportion of colonies affected by damselfish territories (*Stegastes*). In *A. cervicornis* the area was reduced in 99.3 % and only one formation was found in Nenguange, although two new small formations were found in Cinto, and another one in Chengue. Mean coral cover was 8.0 %, composed mostly of small colonies and affected mainly by bleaching, macroalgae, diseases and predation. It is clear that the status of each species is different and requires specific conservation and management efforts. *A. palmata* formations have persisted through time, but nevertheless it is necessary to continue with similar assessments, to detect temporal changes, evaluating ecological aspects such as impacts of damselfish territories. *A. cervicornis* is in a critical condition and requires urgent restoration strategies and management measures to mitigate its tendency to disappear in the area.

KEY WORDS: acroporids, coral reef formations, population demography

INTRODUCCIÓN

Acropora palmata y *A. cervicornis* son dos especies de corales ramificados cuyas poblaciones se redujeron significativamente en todo el Caribe desde finales de la década de 1980 llevándolas a ser incluidas en la lista de especies amenazadas (Aronson *et al.*, 2008a, 2008b). En Colombia, *A. palmata* se registra como En Peligro y *A. cervicornis* como Críticamente Amenazada (Ardila *et al.*, 2002). El deterioro se ha atribuido a factores como enfermedades de tipo banda blanca (EBB) (Gladfelter, 1982; Aronson y Precht, 2001; Porter *et al.*, 2001), serriatiosis de acropóridos (WPX) (Patterson *et al.*, 2002), eventos de blanqueamiento (Hoegh-Guldberg, 1999; Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2008; Navas-Camacho *et al.*, 2010), así como a sobrepesca, desarrollo costero y cambio climático (Buddemeier *et al.*, 2004).

En el Caribe colombiano para la década de 1990 e inicios de los años 2000 se registró igualmente la reducción de las poblaciones de *A. palmata* y *A. cervicornis* (Díaz *et al.*, 1995, 2000; Garzón-Ferreira, 1997; López-Victoria y Díaz, 2000; Cendales *et al.*, 2002), con mortalidades en el Parque Nacional Natural Tayrona (PNNT) de hasta 60 % para *A. palmata* y 80 % para *A. cervicornis* (Garzón-Ferreira y Cano, 1991). Garzón-Ferreira *et al.* (2004) valoraron en 2001 estas dos especies en el PNNT con referencia a la ubicación, extensión, composición y cobertura de la comunidad coralina y otros organismos sésiles. Para *A. palmata* se estudiaron 29 formaciones que tuvieron una cobertura promedio de 10 %, una extensión de 14 000 m² de tejido vivo, mientras que de 12 formaciones de *A. cervicornis* solo cuatro exhibieron colonias vivas con una cobertura promedio de 5 % para un área viva de solo 1200 m². En general, al interior de las formaciones de estos corales las algas presentaron una cobertura de 80 %, seguidas por los corales pétreos. Los resultados indicaron que las poblaciones de estas dos especies aún no mostraban signos de recuperación.

En el Caribe en la última década se han realizado valoraciones tendientes a establecer los cambios en las poblaciones de los acropóridos, principalmente para tener evidencia de si estas han mostrado signos de recuperación o, por el contrario, su deterioro ha seguido en aumento. Estos trabajos incluyen 1) la construcción de mapas de hábitats potenciales de las dos especies para la Florida, Puerto Rico e islas Vírgenes (Wirt *et al.*, 2013, 2015), y 2) la evaluación del estado de las poblaciones de *A. palmata* a lo largo de los arrecifes mesoamericanos (México,

INTRODUCTION

Acropora palmata and *A. cervicornis* are two species of branched coral whose populations have declined significantly throughout the Caribbean since the late 1980s, leading them to be included in the list of threatened species (Aronson *et al.*, 2008a, 2008b). In Colombia, *A. palmata* is recorded as Endangered, and *A. cervicornis* as Critically Endangered (Ardila *et al.*, 2002). The deterioration has been attributed to factors such as white band diseases (EBB) (Gladfelter, 1982; Aronson and Precht, 2001; Porter *et al.* 2001), *Acropora* serriatiosis (WPX) (Patterson *et al.*, 2002), events of bleaching (Hoegh-Guldberg, 1999; Rodríguez-Ramírez *et al.* 2008; Navas-Camacho *et al.* 2010), as well as overfishing, coastal development and climate change (Buddemeier *et al.*, 2004).

In the Colombian Caribbean, for the 1990s and early 2000s, the reduction of the populations of *A. palmata* and *A. cervicornis* was also recorded (Díaz *et al.*, 1995, 2000; Garzón-Ferreira, 1997; López-Victoria and Díaz, 2000; Cendales *et al.*, 2002), with mortalities in the Tayrona National Natural Park (TNNP) of up to 60 % for *A. palmata* and 80 % for *A. cervicornis* (Garzón-Ferreira and Cano, 1991). Garzón-Ferreira *et al.* (2004) evaluated these two species in 2001 in the TNNP regarding the location, extension, composition, and coverage of the coral community and other sessile organisms. For *A. palmata*, 29 formations were studied that had average coverage of 10 %, an area of 14 000 m² of living tissue, while of 12 formations of *A. cervicornis* only four exhibited live colonies with an average coverage of 5 % for a living area of only 1200 m². In general, within the formations of these corals, the algae presented coverage of 80%, followed by the stony corals. The results indicated that the populations of these two species still did not show signs of recovery.

In the Caribbean, in the last decade, assessments have been carried out to establish changes in the populations of the acroporids, mainly to have evidence of whether they have shown signs of recovery or, on the contrary, their deterioration has continued to increase. These works include 1) the construction of maps of potential habitats of the two species for Florida, Puerto Rico, and the Virgin Islands (Wirt *et al.*, 2013, 2015), and 2) the evaluation of the state of the *A. palmata* populations along the Mesoamerican reefs (Mexico, Belize, Guatemala, and Honduras), of the 107 reefs studied, only 15 showed recovery and only in one an increase in coverage was observed. (Rodríguez-Martínez *et al.*, 2014). In the reef system of Veracruz in the

Belice, Guatemala y Honduras), donde de 107 arrecifes estudiados, solo 15 presentaron recuperación y solo en uno se observó aumento de cobertura (Rodríguez-Martínez *et al.*, 2014). En el sistema arrecifal de Veracruz en el golfo de México, Larson *et al.* (2014) sugirieron recuperación de *A. palmata* al encontrar colonias sanas, abundantes y con una amplia distribución y mayor densidad comparada con otras regiones del Caribe. En Jamaica, luego del evento de blanqueamiento de 2005, las poblaciones de *A. palmata* evidenciaron una recuperación de 2 % a 22 % en 2008 (Crabbe, 2009). En islas Vírgenes entre 2003-2010, Rogers y Muller (2012) encontraron que la enfermedad de serriatosis de acropóridos sigue siendo una de las principales causas de deterioro en *A. palmata*. En Los Roques, Venezuela, Croquer *et al.* (2016) documentaron cómo se ha perdido 50 % de la distribución original de *A. palmata* por blanqueamientos masivos, mientras que en los arrecifes de Cuba Caballero-Aragón *et al.* (2020) concluyeron que *A. palmata* presentaba un estatus de regular a malo en cerca de 90 % de los arrecifes.

En cuanto a estudios poblacionales, al ser los acropóridos especies ramificadas y de rápido crecimiento, son susceptibles al rompimiento y fragmentación (Hughes y Connell, 1999), aunque esta es una forma de reproducción y dispersión asexual que permite una rápida colonización del sustrato (Hughes *et al.*, 1992; Hall y Hughes, 1996). La dificultad radica en determinar tasas demográficas, que están basadas en el crecimiento, mortalidad y fecundidad, factores que dependen del tamaño de las colonias (Hughes y Jackson, 1985; Soong, 1993), y no es sencillo distinguir si las colonias pequeñas provienen de mortalidad parcial, son nuevos reclutas o se han fragmentado. Por ello, variables como el sesgo y la curtosis son usados como indicadores de la preponderancia en la distribución de tallas pequeñas o grandes, así como la transformación logarítmica que se usa para visualizar más finamente las clases de tallas pequeñas y combina menos clases de talla (Meesters *et al.*, 2001). De acuerdo con Bak y Meesters (1998), la demografía puede cambiar con los gradientes y condiciones ambientales, lo cual se refleja en las distribuciones de talla contrastantes entre distintas poblaciones; por esto, conocer el régimen de perturbaciones puede ayudar a inferir procesos demográficos. De ahí que estudios de la estructura de tallas de las poblaciones permiten examinar diferencias espaciales, temporales o taxonómicas en la historia de vida, evaluar respuestas a perturbaciones como blanqueamiento o evaluar la estructura de edades (Adjeroud *et al.*, 2007; Crabbe, 2009; Anderson y Pratchett, 2014).

Gulf of Mexico, Larson *et al.* (2014) suggested recovery of *A. palmata* by finding healthy, abundant colonies with a wide distribution and greater density compared to other regions of the Caribbean. In Jamaica, after the bleaching event of 2005, *A. palmata* populations showed a recovery of 2 % to 22 % in 2008 (Crabbe, 2009). In the Virgin Islands between 2003-2010, Rogers and Muller (2012) found that acroporid serriatosis disease continues to be one of the main causes of deterioration in *A. palmata*. In Los Roques, Venezuela, Croquer *et al.* (2016) documented how 50 % of the original distribution of *A. palmata* has been lost due to massive bleaching, while in the reefs of Cuba Caballero-Aragón *et al.* (2020) concluded that *A. palmata* had a fair to poor status in about 90 % of the reefs.

Regarding population studies, as the acroporids are branched and fast-growing species, they are susceptible to breaking and fragmentation (Hughes and Connell, 1999), although this is a form of asexual reproduction and dispersal that allows rapid colonization of the substrate (Hughes *et al.*, 1992; Hall and Hughes, 1996). The difficulty lies in determining demographic rates, which are based on growth, mortality, and fertility, factors depending on the size of the colonies (Hughes and Jackson, 1985; Soong, 1993), and it is not easy to distinguish if the small colonies came from partial mortality, recruit or have become fragmented. Therefore, variables such as bias and kurtosis are used as indicators of the preponderance in the distribution of small or large sizes, as well as the logarithmic transformation that is used to visualize the small size classes more finely and combine fewer size classes (Meesters *et al.*, 2001). According to Bak and Meesters (1998), demographics can change with gradients and environmental conditions, which is reflected in the contrasting size distributions between different populations; For this reason, knowing the disturbance regime can help infer demographic processes. Hence, studies of the size structure of populations allow examining spatial, temporal, or taxonomic differences in life history, evaluating responses to disturbances such as bleaching, or evaluating age structure (Adjeroud *et al.*, 2007; Crabbe, 2009; Anderson and Pratchett, 2014).

In Colombia, only one assessment of the status of the populations of the two *Acropora* species has been carried out: this was done 15 years after the loss of coverage began (Garzón-Ferreira *et al.*, 2004). Taking into account the above, the present study, almost 20 years after the said assessment, presents information on the current state,

En Colombia se ha realizado solo una evaluación del estado de las poblaciones de las dos especies de *Acropora*: esta se hizo luego de 15 años de iniciarse la pérdida de cobertura (Garzón-Ferreira *et al.*, 2004). Teniendo en cuenta lo anterior, el presente estudio, casi 20 años después de dicha valoración, presenta información sobre el estado actual, cobertura, condición, áreas de las formaciones e incluye, además, aspectos de la demografía como la estructura de tallas. Estos datos son una línea de base que puede aportar a futuros estudios que permitan estimar posibles cambios espaciales y temporales de las poblaciones de acropóridos en el PNNT.

ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se realizó en el PNNT localizado en la costa norte de Colombia entre los 11°17'-11°22' N y 73°53'-74°12' W. Este incluye un número de bahías con arrecifes de coral, pastos marinos, bosques de manglar y playas arenosas (Garzón-Ferreira y Díaz, 2003). Información detallada sobre las condiciones climáticas y oceanográficas del área se encuentran en varias publicaciones (Andrade *et al.*, 2003, Bayraktarov *et al.*, 2014a, 2014b). Se evaluaron las formaciones de *Acropora* en las bahías de Chengue, Gayranca, Nenguange y Cinto, y se incluyó la formación de *A. palmata* ubicada en El Torín en isla Aguja, que, aunque no fue evaluada previamente, hace parte del PNNT (Figura 1).

MATERIALES Y MÉTODOS

Estimación de las áreas de cada formación

Se realizó un mapa de referencia con las formaciones coralinas de *A. palmata* (FAP) y *A. cervicornis* (FAC) registradas para las bahías de Cinto, Nenguange, Gayraca y Chengue en el PNNT por Garzón-Ferreira *et al.* (2004). Los muestreos se realizaron entre octubre de 2016 y mayo de 2018 y para evaluar el área de las poblaciones de las dos especies se visitaron las mismas bahías y se verificó la ubicación geográfica de cada formación. Las formaciones se delimitaron con boyas que luego fueron georeferenciadas usando un GPS Garmin eTrex 20 de 3 m de precisión. En los parches pequeños se tomaron medidas directas del área con cintas métricas. Adicionalmente, fueron configuradas misiones con un dron Phantom 4 para registrar las formaciones más someras.

Con los puntos GPS de los límites de cada parche, se calcularon los polígonos que representaron el

coverage, condition, areas of the formations and also includes aspects of demography such as the size structure. These data are a baseline that can contribute to future studies that made it possible to estimate possible spatial and temporal changes of the populations of acroporids in the TNNP.

STUDY AREA

The study was conducted at the TNNP located on the north coast of Colombia between 11° 17'-11° 22' N and 73° 53'-74° 12' W. This includes several bays with coral reefs, pastures marine, mangrove forests, and sandy beaches (Garzón-Ferreira and Díaz, 2003). Detailed information on the climatic and oceanographic conditions of the area can be found in various publications (Andrade *et al.* 2003; Bayraktarov *et al.*, 2014a, 2014b). The *Acropora* formations in the bays of Chengue, Gayranca, Nenguange, and Cinto were evaluated, and the formation of *A. palmata* located in El Torín on Aguja Island was included, which, although not previously evaluated, is part of the TNNP (Figure 1).

MATERIALS AND METHODS

Estimation of the areas of each formation

A reference map was made with the coral formations of *A. palmata* (FAP) and *A. cervicornis* (FAC) registered for the bays of Cinto, Nenguange, Gayraca, and Chengue in the TNNP by Garzón-Ferreira *et al.* (2004). The samplings were carried out between October 2016 and May 2018 and to evaluate the area of the populations of the two species, the same bays were visited and the geographical location of each formation was verified. The formations were delineated with buoys that were then georeferenced using a 3 m precision Garmin eTrex 20 GPS. In the small patches, direct measurements of the area were taken with tape measures. Additionally, missions were set up with a Phantom 4 drone to record the shallowest formations.

With the GPS points of the boundaries of each patch, the polygons that represented the estimated area of each formation were calculated; For this, the ArcGIS 10.4 geographic information system (GIS) was used. In the formations where visibility conditions are allowed, aerial images were used for the construction of orthophotomosaics using the Pix4D professional mapping program, with which the areas were calculated with greater precision.

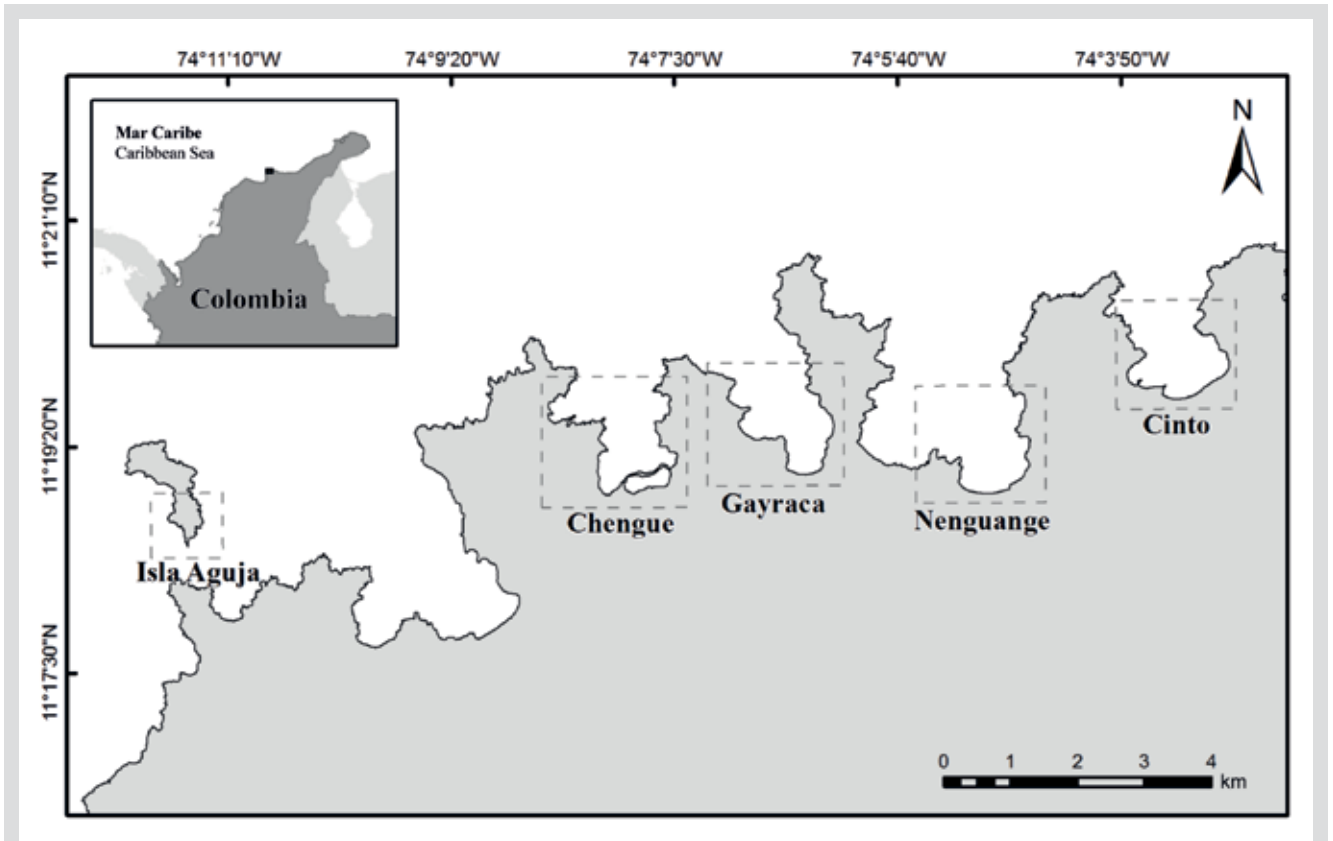


Figura 1. Localización de bahías e isla Aguja en el PNNT, donde se encuentran las formaciones de *Acropora*.

Figure 1. Location of bays and Aguja Island in the TNNP where the *Acropora* formations are found.

área estimada de cada formación; para ello se utilizó el sistema de información geográfica (SIG) ArcGIS 10.4. En las formaciones donde las condiciones de visibilidad lo permitieron, se utilizaron las imágenes aéreas para la construcción de ortofotomosaicos mediante el programa de mapeo profesional Pix4D, con los cuales se calcularon las áreas con una mayor precisión.

Estructura poblacional, cobertura y condición

En cada formación donde se encontraron colonias vivas se realizó la valoración de su cobertura, tallas y condición. Dependiendo del tamaño de cada formación, se dispusieron entre uno y cinco transectos lineales de 10 m (entre 2 y 10 m de profundidad) y se realizaron videos a lo largo del transecto. Para el cálculo de cobertura del sustrato, el registro de video fue analizado utilizando el programa Coral Point Count. Inicialmente, 20 imágenes fueron capturadas a intervalos de 5 s, y a cada una aleatoriamente se le asignaron 50 puntos. Con base en ellos se estimó la cobertura de los componentes del sustrato (Kohler y Gill, 2006). Para evaluar si existían diferencias en cobertura de los componentes de *A. palmata*, macroalgas y otras

Population structure, coverage, and condition

In each formation where living colonies were found, an assessment of their coverage, sizes, and condition was carried out. Depending on the size of each formation, between one and five 10 m linear transects (between 2 and 10 m deep) were arranged, and videos were made along the transect. To calculate the coverage of the substrate, the video record was analyzed using the Coral Point Count program. Initially, 20 images were captured at 5 s intervals, and each one was randomly assigned 50 points. Based on them, the coverage of the substrate components was estimated (Kohler and Gill, 2006). To assess whether there were differences in coverage of the components of *A. palmata*, macroalgae, and other coral species (except *Acropora*) between this study and that of Garzón-Ferreira *et al.* (2004) the Wilcoxon test of ranges was used for related samples, as the data did not meet the assumption of normality for the cover of *A. palmata* and macroalgae, while for the cover of other corals the paired t-Student test with the data transformed to arcsine, after fulfilling the normality assumption (Shapiro-Wilks). For *A. cervicornis*

especies de coral (exceptuando *Acropora*) entre este estudio y el de Garzón-Ferreira *et al.* (2004) se utilizó la prueba de Wilcoxon de rangos para muestras relacionadas, al no cumplir los datos el supuesto de normalidad para la cobertura de *A. palmata* y las macroalgas. Mientras tanto, para la cobertura de otros corales se usó la prueba pareada de t-Student con los datos transformados a arcoseno, previo cumplimiento del supuesto de normalidad (Shapiro-Wilks). Para *A. cervicornis* no fue posible realizar comparaciones al no encontrarse sino una sola FAC de las previamente registradas.

A lo largo de cada formación se midió el diámetro mayor (L) y el diámetro perpendicular al diámetro mayor (l) del mayor número de colonias individuales. El área de cada colonia fue calculada aproximando a una elipse ($A = (L/2 \times l/2) \times \pi$; Yap *et al.*, 1992; Linares *et al.*, 2011). La diferencia en la talla de las colonias (cm^2) entre bahías se comparó a través de la prueba de Kruskal-Wallis al no cumplir el supuesto de normalidad (Shapiro-Wilk $P < 0,05$) y se realizó la prueba post-hoc de Dunn. La estructura de tallas para cada bahía se examinó a través de una tabla de distribución de frecuencias, con la cual se calculó el tamaño promedio, la desviación estándar y el coeficiente de variación (CV). El sesgo (g_1) fue usado para describir la proporción de colonias que son más pequeñas o grandes que la media y la curtosis (g_2) para describir si las distribuciones de frecuencia tienen picos más pronunciados o más planos que una distribución normal (Anderson y Pratchett, 2014). Luego, los datos fueron transformados a logaritmo (\log_{10}) para obtener una distribución normal e incrementar la resolución de tallas pequeñas (Bak y Meesters, 1998; Vermeij y Bak, 2003). Para comprobar si las distribuciones provenían de una distribución normal, se utilizó la prueba de Kolmogorov-Smirnov con la corrección de Lilliefors.

Para evaluar la condición en términos de salud en cada formación se realizó un registro videofotográfico sobre cada colonia. Para *A. palmata* se registraron colonias sanas, presencia de enfermedades (WPX o EBB), territorios de damiselas, evidenciados como lesiones sobre el tejido vivo, y presencia de signos de depredación de gusanos de fuego y caracoles. Para *A. cervicornis* se registraron colonias sanas, EBB, competencia con macroalgas, territorios de damiselas, signos de depredación de gusano de fuego y caracoles, y blanqueamiento. Con el total de colonias muestreadas se calculó la incidencia (%) de cada tipo de condición en cada una de las formaciones.

it was not possible to make comparisons as there was only one FAC of those previously recorded.

During each training, the largest diameter (L) and the diameter perpendicular to the largest diameter (l) of the highest number of single colonies was measured. The area of each colony was calculated by approximating an ellipse ($A = (L/2 \times l/2) \times \pi$; Yap *et al.*, 1992; Linares *et al.*, 2011). The difference in the size of the colonies (cm^2) between bays was compared by the Kruskal-Wallis failure to meet the assumption of normality (Shapiro-Wilk $P < 0.05$) and the post-hoc Dunn test was performed. The size structure for each bay was examined through a frequency distribution table, with which the average size was used to calculate standard deviation and coefficient of variation (CV). Bias (g_1) was used to describe the proportion of colonies that are smaller or larger than average and kurtosis (g_2) to describe whether the frequency distributions are flatter peaks, more pronounced, or normal distribution (Anderson and Pratchett, 2014). Then the data were transformed to the logarithm (\log_{10}) for normal distribution and the resolution of small sizes increased (Meesters and Bak 1998; Vermeij and Bak 2003). To check whether the distributions came from a normal distribution, the Kolmogorov-Smirnov test was used with correction Lilliefors.

To evaluate the condition in terms of health in each formation, a video-photographic record was made on each colony. For *A. palmata*, healthy colonies, presence of diseases (WPX or EBB), damsel territories, evidenced as lesions on living tissue, and the presence of signs of predation by fireworms and snails were recorded. For *A. cervicornis*, healthy colonies, EBB, competition with macroalgae, damsel territories, signs of fireworm and snail predation, and bleaching were recorded. With the total number of colonies sampled, the incidence (%) of each type of condition in each of the formations was calculated.

RESULTADOS

Distribución y áreas

Se evaluó un total de 30 formaciones que cubrieron un área de 93 157 m². De las 29 FAP descritas por Garzón-Ferreira *et al.* (2004) se encontraron 23 con un área de 84 825 m² y de las 4 FAC solo se encontró una en Nenguange con 158 m². Se incluyen dos formaciones adicionales de *A. palmata* en el PNNT, una en Nenguange de 6020 m² y una en Chengue de 1996 m², en adición a la formación de *A. palmata* en isla Aguja en el sector El Torín con un área de 315 m². Para *A. cervicornis* se distinguieron colonias completas y se incluyen dos formaciones pequeñas en la bahía de Cinto con 24,0 y 81,0 m² y en Chengue se georeferenció la presencia de la especie al interior de la bahía, pero eran pequeñas colonias aisladas que no constituyen una formación. El área, localización y código de identificación de cada formación aparece en Material suplementario 1.

Teniendo en cuenta únicamente la comparación del área para las formaciones previamente detectadas y aún existentes, los datos en general muestran una reducción de las FAP en las bahías del PNNT de 34 494 m² (28,9 %). Sin embargo, se obtuvo un aumento en área para nueve formaciones equivalente a 5480 m², mientras la reducción se dio en 14 formaciones (28 031 m²). Las formaciones 4P en Chengue y 25P en Cinto siguen siendo las de mayor área en todo el PNNT. Sin embargo, hubo una reducción importante de 40,7 % en Cinto, mientras solo de 3,6 % en Chengue. Para las FAC la reducción en área en general fue de 99,3 %, y solamente la formación de Nenguange 7C presentó colonias vivas, y pasó de 924 m² a 158 m² (reducción de 83 %).

En la formación del sector de El Torín, al sureste de isla Aguja, es posible encontrar colonias dispersas de *A. palmata* entre 5 y 8 m de profundidad. Estas continúan hasta llegar a la parte somera, muy expuesta al embate de las olas a 1 m de profundidad (Figura 2). En la bahía de Chengue, no se encontró la formación 2P, pero se registró una formación adicional en el sector protegido (3PN) a 2 m de profundidad, que comparte sectores con parches importantes de *Millepora* spp., *Madracis decactis* y colonias masivas como *Orbicella faveolata* y *Pseudodiploria strigosa* (Figura 3). En Gayraca no se encontró la formación 10P del lado expuesto de la bahía y la 11P del lado protegido (Figura 4). En Nenguange aún se encuentra el mayor número de formaciones (n = 10) de las registradas por Garzón-Ferreira *et al.* (2004). En esta bahía no fue posible ubicar la formación 22P, aunque

RESULTS

Distribution and areas

A total of 30 formations were evaluated, covering an area of 93 157 m². Of the 29 FAPs described by Garzón-Ferreira *et al.* (2004), 23 were found with an area of 84 825 m² and of the 4 FACs only one was found in Nenguange with 158 m². Two additional *A. palmata* formations are included in the NTP; one in Nenguange with 6020 m² and one in Chengue with 1996 m², in addition to the *A. palmata* formation in Aguja Island in the El Torín sector with an area of 315 m². *A. cervicornis* complete colonies were distinguished and two small formations are included in Cinto Bay with 24.0 and 81.0 m² and in Chengue the presence of the species was georeferenced inside the bay, but they were small isolated colonies that do not constitute a formation. The area, location, and identification code of each training appear in Supplementary Material 1.

Taking into account only the comparison of the area for previously detected and still existing formations, the data, in general, show a reduction of the PAF in the bays of the TNNP of 34 494 m² (28.9 %). However, an increase in area was obtained for nine formations equivalent to 5480 m², while the reduction occurred in 14 formations (28 031 m²). Formations 4P in Chengue and 25P in Cinto continue to be the largest in the entire TNNP area. However, there was a significant reduction of 40.7 % in Cinto, while only 3.6 % in Chengue. For the FACs, the reduction in the general area was 99.3 %, and only the Nenguange 7C formation presented live colonies and went from 924 m² to 158 m² (83 % reduction).

In the formation of the El Torín sector, southeast of Aguja Island, it is possible to find scattered colonies of *A. palmata* between 5 and 8 m deep. These continue until they reach the shallow part, very exposed to the impact of the waves at a depth of 1 m (Figure 2). In Chengue Bay, the 2P formation was not found, but an additional formation was recorded in the protected sector (3PN) at 2 m depth, which shares sectors with important patches of *Millepora* spp., *Madracis decactis*, and massive colonies such as *Orbicella faveolata* and *Pseudodiploria strigosa* (Figure 3). Formation 10P on the exposed side of the bay and 11P on the protected side were not found at Gayraca (Figure 4). In Nenguange there is still the highest number of formations (n = 10) of those registered by Garzón-Ferreira *et al.* (2004). In this bay it was not possible to locate the 22P formation, although the protected side formation

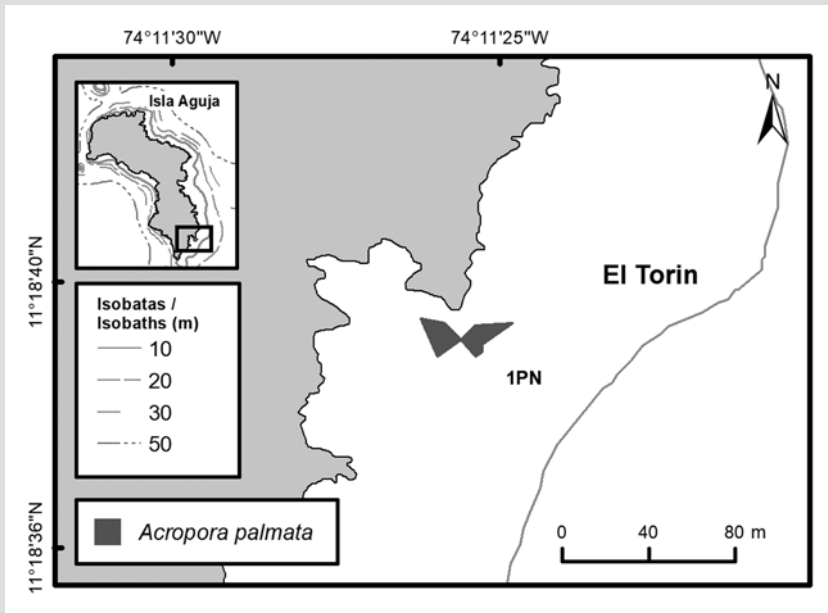


Figura 2. Ubicación de la formación de *Acropora palmata* en isla Aguja, 2018.

Figure 2. Location of the *Acropora palmata* formation on Aguja Island, 2018.

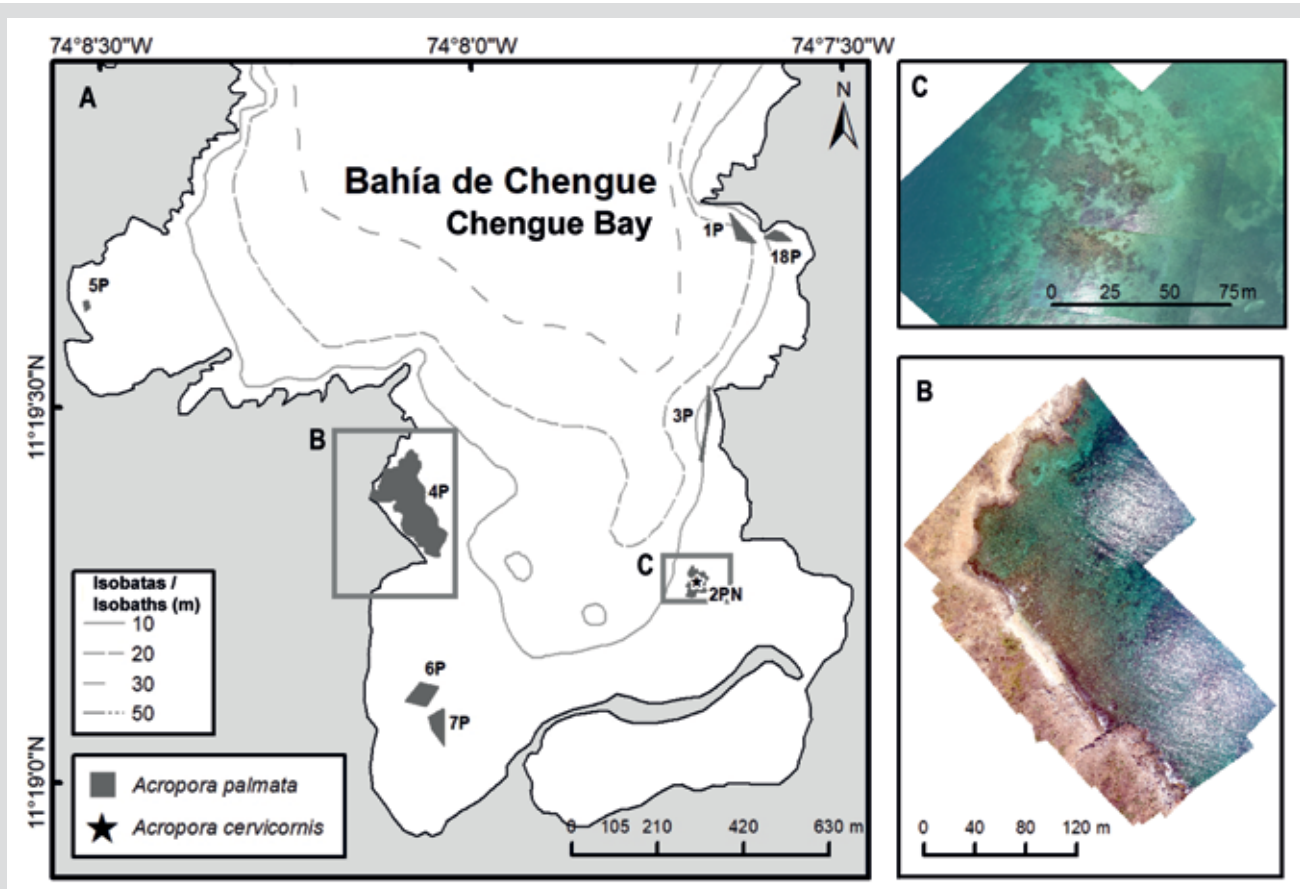


Figura 3. A) Ubicación de las formaciones de *Acropora palmata* y colonias aisladas de *A. cervicornis* en la bahía de Chengue, 2016-2018. B) Mosaico de fotografías aéreas para delimitar 2PN (parche nuevo de *A. palmata*). C) Mosaico de fotografías aéreas para delimitar 4P.

Figure 3. A) Location of *Acropora palmata* formations and isolated colonies of *A. cervicornis* in Chengue Bay, 2016-2018. B) Mosaic of aerial photographs to delimit 2PN (new patch of *A. palmata*). C) Mosaic of aerial photographs to delimit 4P.

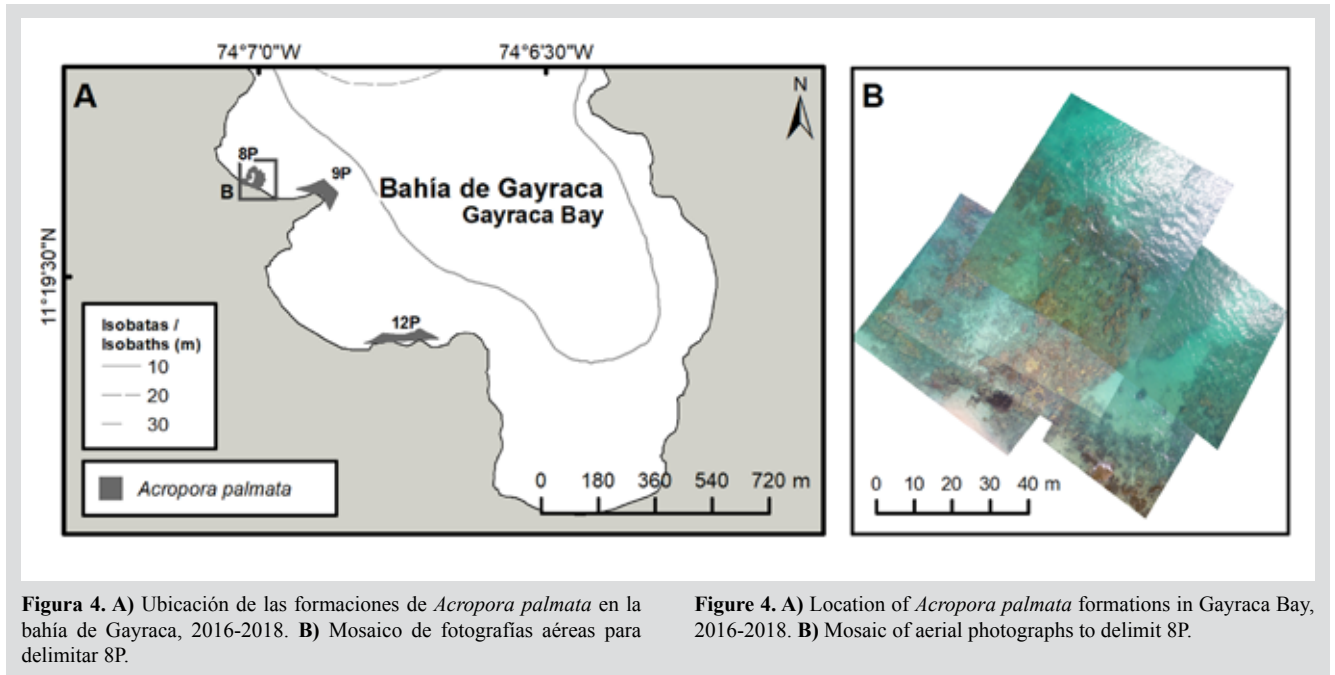


Figura 4. A) Ubicación de las formaciones de *Acropora palmata* en la bahía de Gayraca, 2016-2018. **B)** Mosaico de fotografías aéreas para delimitar 8P.

Figure 4. A) Location of *Acropora palmata* formations in Gayraca Bay, 2016-2018. **B)** Mosaic of aerial photographs to delimit 8P.

se incluye la formación del lado protegido, la cual fue denominada 3PN, al considerar que podría hacer parte de la formación 20P previamente descrita, pero que de acuerdo con el método utilizado pudo quedar fuera de la evaluada en 2001 (Figura 5). En Cinto igualmente no se encontraron dos formaciones del lado protegido (28P y 29P) y, aunque se ha reducido la formación 25P, esta sigue cubriendo un área importante (Figura 6).

En cuanto a las FAC solo la formación 7C fue encontrada en la bahía de Nenguange (Figura 5). Se incluye el registro realizado en 2009 de la formación en buen estado de salud, en 2010 con registro de blanqueamiento y en 2011 ya se observaba su deterioro (Figura 7).

Cobertura de *Acropora palmata*

La cobertura promedio (\pm desviación estándar) de *A. palmata* en el PNNT fue de $19,9 \pm 9,2$ %; de macroalgas $52,0 \pm 11,1$ % y de corales en general $19,1 \pm 11,6$ %. La menor cobertura se encontró en la formación 6P de Chengue con tan solo 1,8 % y la mayor en Gayraca 8P con 42,3 % (Figura 8). De las 23 FAP en que se logró comparar la cobertura de *A. palmata* con respecto a la valoración del 2001, solo en cinco no se observó aumento en cobertura, resaltándose la mayor pérdida en 6P (64,0 %), 4P (50 %) y 5P (50,0 %) en la bahía de Chengue. El análisis de las 23 FAP comparadas mostró un aumento significativo en cobertura promedio (Prueba de Wilcoxon $T_{23} = 2,49$; $P = 0,012$) de 11 % en Garzón-Ferreira *et al.* (2004) a 19,9 % en este estudio. Las macroalgas

is included, which it was called 3PN, considering that it could be part of the previously described 20P formation, but that according to the method used could be left out of the evaluation in 2001 (Figure 5). At Cinto, no two formations were found on the protected side (28P and 29P) and, although the 25P formation has been reduced, it still covers an important area (Figure 6).

As for the FACs, only the 7C formation was found in Nenguange Bay (Figure 5). The registry made in 2009 of training in good health is included, in 2010 with a whitening registry and in 2011 its deterioration was already observed (Figure 7).

Acropora palmata cover

The average coverage (\pm standard deviation) of *A. palmata* in the TNNP was 19.9 ± 9.2 %; macroalgae 52.0 ± 11.1 % and corals in general 19.1 ± 11.6 %. The lowest coverage was found in the Chengue 6P formation with only 1.8 % and the highest in Gayraca 8P with 42.3 % (Figure 8). Of the 23 FAP in which it was possible to compare the *A. palmata* coverage with respect to the 2001 valuation, only in five was no increase in coverage observed, highlighting the greatest loss in 6P (64.0 %), 4P (50 %), and 5P (50.0 %) in Chengue Bay. The analysis of the 23 FAPs compared showed a significant increase in average coverage (Wilcoxon test $T_{23} = 2.49$; $P = 0.012$) of 11 % in Garzón-Ferreira *et al.* (2004) to 19.9 % in this study. Macroalgae showed a significant decrease in all PAFs except for 8P

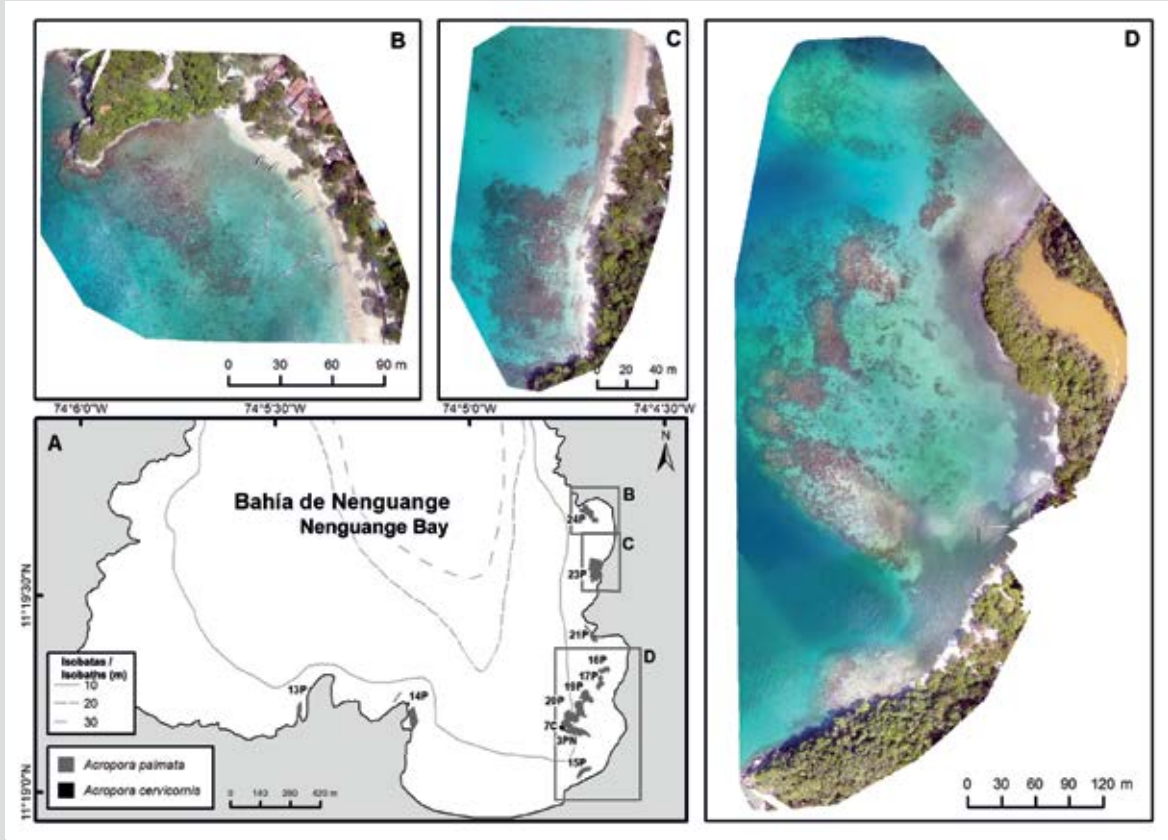


Figura 5. A) Ubicación de las formaciones de *Acropora palmata* y *A. cervicornis* en la bahía de Nenguange, 2016-2018. B) Mosaico de fotogramas aéreas para delimitar 24P. C) Mosaico de fotogramas aéreas para delimitar 23P. D) Mosaico de fotogramas para delimitar los polígonos 16P, 17P, 20P, 3PN y 15P.

Figure 5. A) Location of the *Acropora palmata* and *A. cervicornis* formations in Nenguange Bay, 2016-2018. B) Mosaic of aerial frames to anchor 24P. C) Mosaic of aerial frames to anchor 23P. D) Mosaic of frames to anchor polygons 16P, 17P, 20P, 3PN and 15P.

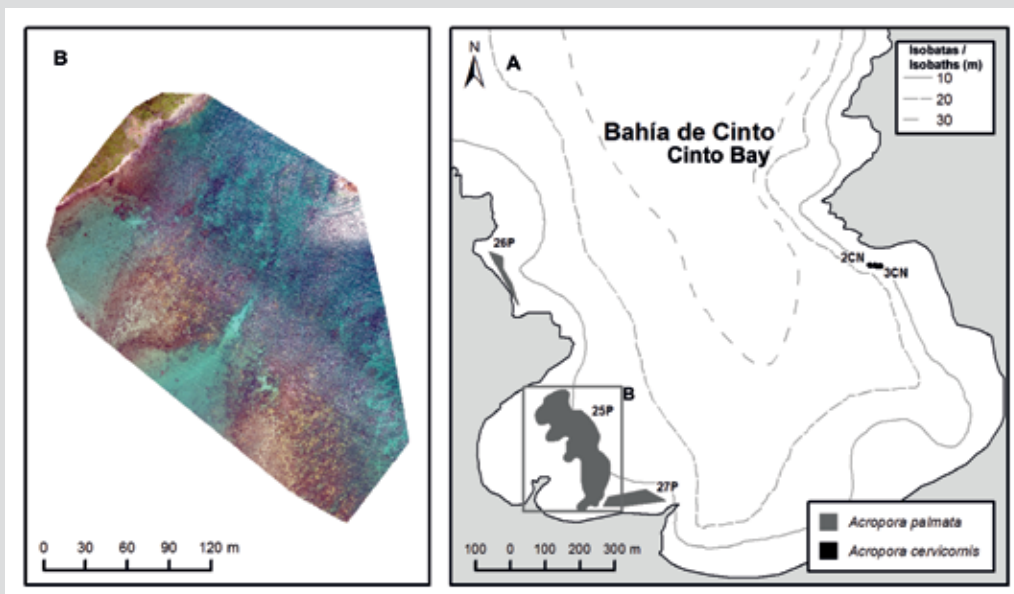


Figura 6. A) Ubicación de las formaciones de *Acropora palmata* y *A. cervicornis* en la bahía de Cinto, 2016-2018. B) Mosaico de fotogramas aéreas para delimitar 25P.

Figure 6. A) Location of the *Acropora palmata* and *A. cervicornis* formations in Cinto Bay, 2016-2018. B) Mosaic of aerial frames to outline 25P.



Figura 7. Formación de *Acropora cervicornis* en playa Pescador en la bahía de Nenguange. **A)** Septiembre de 2009 en buen estado. **B)** Septiembre de 2010 durante evento de blanqueamiento. **C)** Abril de 2011 muestra deterioro y pérdida importante. Fotos: Sven Zea.

Figure 7. *Acropora cervicornis* formation on Pescador Beach in Nenguange Bay. **A)** September 2009 in good condition. **B)** September 2010 during bleaching event. **C)** April 2011 shows significant deterioration and loss. Photographs: Sven Zea.

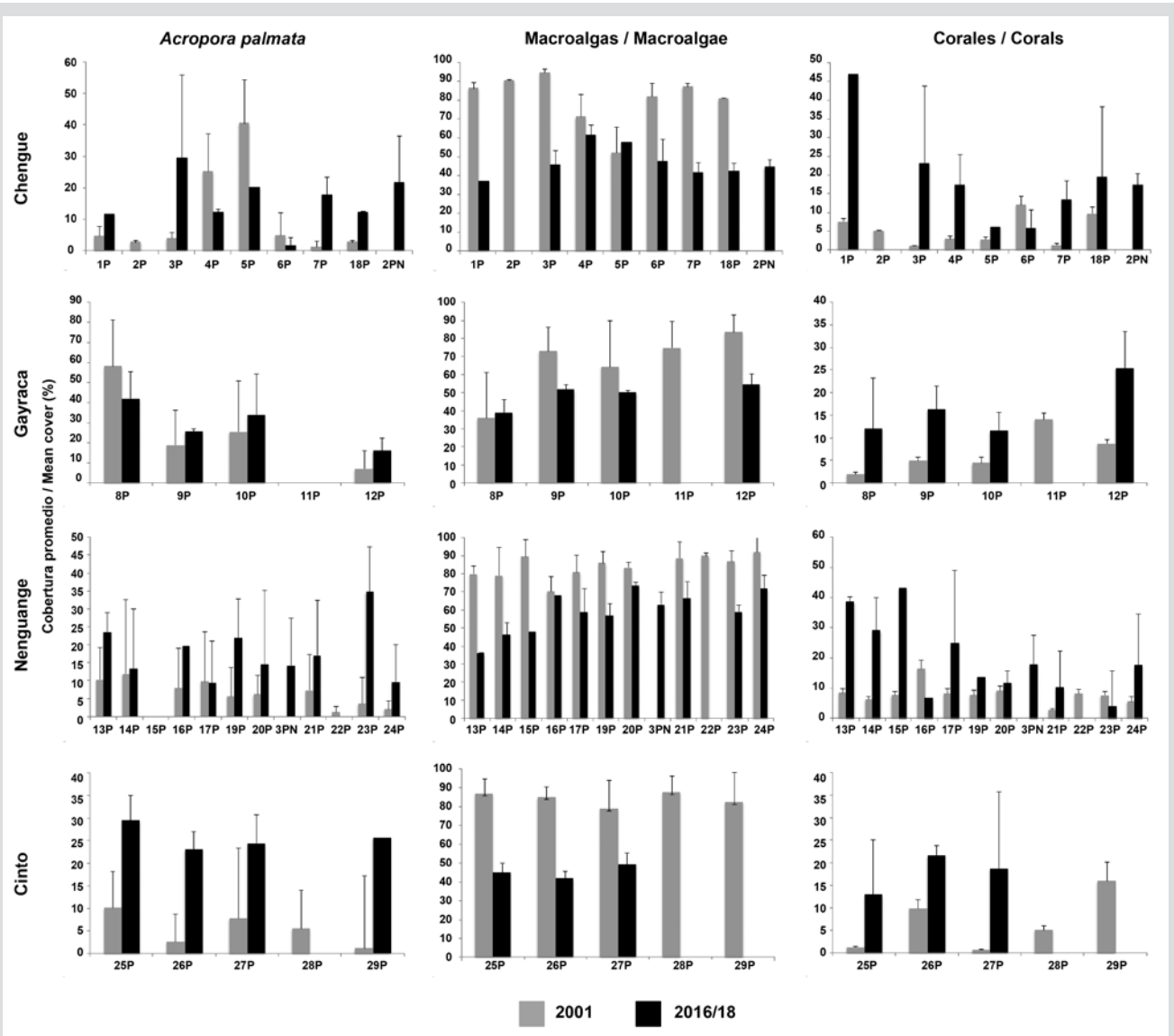


Figura 8. Cobertura promedio (%) + DE de los principales componentes del sustrato (*A. palmata*, macroalgas y otros corales) en el PNNT entre 2001 (Garzón-Ferrera *et al.*, 2004) y 2016/18.

Figure 8. Average coverage (%) + DE of the main components of the substrate (*A. palmata*, macroalgae, and other corals) in TNNP between 2001 (Garzón-Ferrera *et al.*, 2004) and 2016/18.

mostraron una disminución significativa en todas las FAP a excepción de la 8P en Gayraca. La diferencia en total fue de 27 % con respecto a 2001 (Prueba de Wilcoxon $T_{23} = 3,92$; $P < 0,001$). Con respecto a la cobertura de las otras especies de coral, el aumento fue de 12,8 % y se vio igualmente en todas las FAP a excepción de 6P en Chengue y 16P en Nenguange (Prueba de t de Student para muestras pareadas $t_{23} = 5,491$; $P < 0,001$) (Figura 8). Las principales especies con coberturas de más de 2 % fueron *Millepora complanata*, *M. squarrosa*, *Siderastrea siderea*, *Pseudodiploria strigosa* y *P. clivosa* (Material suplementario 2).

En cuanto a las formaciones registradas como adicionales al interior de las bahías del PNNT, la formación 2PN en Chengue presentó un porcentaje de *A. palmata*, corales y macroalgas de 21,0, 17,5 y 44,7 %, respectivamente, mientras en Nenguange la formación 3PN presentó valores de 14,3, 17,8 y 63,1 %, respectivamente (Figura 8). Para el sector de El Torín en isla Aguja la formación 1PN presentó una cobertura de *A. palmata* de 41,3 %, de macroalgas de 31,1 % y de otros corales de 19,2 %, esta última compuesta principalmente por las especies *Pseudodiploria clivosa* y *P. strigosa*.

Estructura poblacional de *Acropora palmata*

Un total de 606 colonias fueron medidas. Las colonias $> 10\ 000\ \text{cm}^2$ representaron un 32,0 % de las colonias en todo el PNNT. En las bahías este porcentaje osciló entre 25,0 y 57,3 %, siendo isla Aguja donde se encontró la mayor proporción de colonias grandes. Colonias pequeñas ($< 100\ \text{cm}^2$) se encontraron en todas las bahías, a excepción de la bahía de Cinto (Figura 9). Hubo diferencias significativas en el tamaño de las colonias entre las diferentes bahías (Kruskal-Wallis $H_3 = 30,2$ $P < 0,001$) y la prueba de Dunn por pares mostró a isla Aguja y Cinto como los sitios en donde se encontraron las colonias de mayor tamaño, y a Nenguange, Gayraca y Chengue como similares, con colonias en todos los intervalos de talla (datos sin transformar; Figura 9).

Los datos de tallas transformados logarítmicamente se distribuyeron en 11 intervalos de clase, entre 1,74 y 5,71 y estuvieron normalmente distribuidos en las bahías de Cinto, Nenguange y Gayraca. En Chengue e isla Aguja las tallas no mostraron una distribución normal (Tabla 1). Aunque se encontraron colonias grandes en todas las bahías, en isla Aguja y Gayraca se encontró el mayor porcentaje (16,3 y 13,2 %, respectivamente). Colonias pequeñas (*i. e.* en los tres primeros intervalos de clase) estuvieron presentes

in Gayraca. The difference in total was 27 % compared to 2001 (Wilcoxon T_{23} test = 3.92; $P < 0.001$). Regarding the coverage of the other coral species, the increase was 12.8 % and was seen equally in all the FAP except for 6P in Chengue and 16P in Nenguange (t-Student test for paired samples $t_{23} = 5.491$; $P < 0.001$) (Figure 8). The main species with covers of more than 2 % were *Millepora complanata*, *M. squarrosa*, *Siderastrea siderea*, *Pseudodiploria strigosa* and *P. clivosa* (Supplementary Material 2).

Regarding the formations registered as additional to the interior of the TNNP bays, the 2PN formation in Chengue presented a percentage of *A. palmata*, corals, and macroalgas of 21.0, 17.5, and 44.7 %, respectively, while in Nenguange the 3PN formation presented values of 14.3, 17.8 and 63.1 %, respectively (Figure 8). For the El Torín sector in Aguja Island, the 1PN formation presented coverage of *A. palmata* of 41.3 %, macroalgae of 31.1 %, and other corals of 19.2 %, the latter composed mainly of the *Pseudodiploria clivosa* and *P. strigosa* species.

Population structure of *Acropora palmata*

A total of 606 colonies were measured. Colonies $> 10,000\ \text{cm}^2$ represented 32.0 % of the colonies in the entire TNNP. In the bays this percentage ranged between 25.0 and 57.3 %, being Aguja Island where the highest proportion of large colonies was found. Small colonies ($< 100\ \text{cm}^2$) were found in all bays, except for Cinto bay (Figure 9). There were significant differences in the size of the colonies between the different bays (Kruskal-Wallis $H_3 = 30.2$ $P < 0.001$) and Dunn's test by pairs showed Aguja and Cinto islands as the sites where the largest colonies were found, and Nenguange, Gayraca, and Chengue as similar, with colonies in all length intervals (untransformed data; Figure 9).

The logarithmically transformed length data were distributed in 11 class intervals, between 1.74 and 5.71, and were normally distributed in the bays of Cinto, Nenguange, and Gayraca. In Chengue and Aguja Island, the sizes did not show a normal distribution (Table 1). Although large colonies were found in all bays, the highest percentage was found on Aguja and Gayraca islands (16.3 and 13.2 %, respectively). Small colonies (*i. e.* in the first three-class intervals) were present in Nenguange 1.7 %, Chengue 6.3 %, and Gayraca 7.5 % and absent in Cinto and Aguja Island (Figure 9). The negative bias was dominant in all bays with values between -0.022 and -0.312, indicating the predominance of large colonies. For the bay of Cinto, the

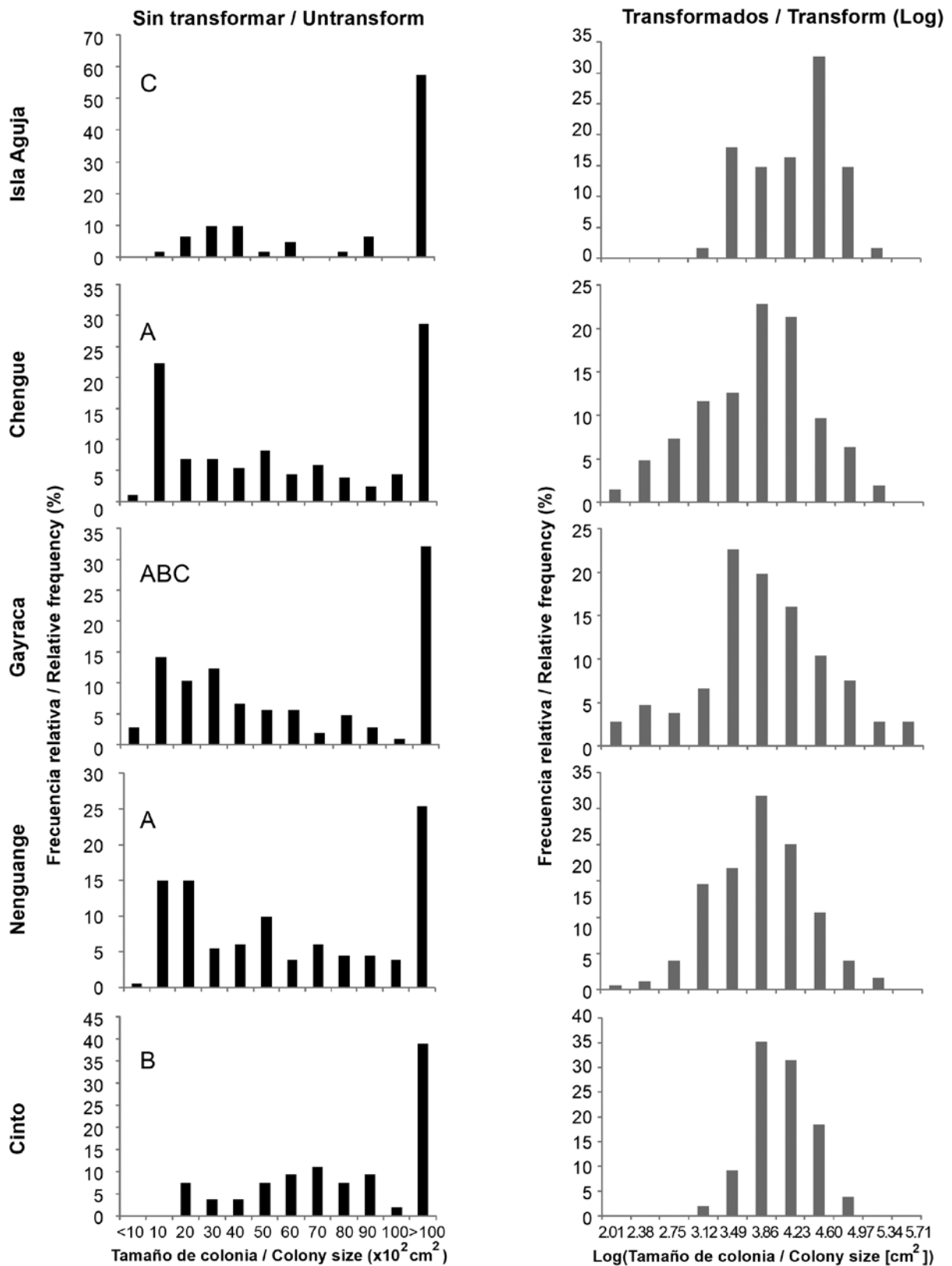


Figura 9. Distribución de frecuencias (%) de talla de *Acropora palmata* para los datos sin transformar y transformados a logaritmo en base 10 en las bahías del PNNT. Letras sobre datos sin transformar indican el resultado del análisis post hoc de Dunn de las tallas de colonias.

Figure 9. Frequency distribution (%) of *Acropora palmata* for the untransformed data and logarithm transformed in base 10 in the bays of TNNP. Untransformed data above indicate the result of Dunn's post hoc analysis of colony sizes.

en Nenguange 1,7 %, Chengue 6,3 % y Gayraca 7,5 % y ausentes en Cinto e isla Aguja (Figura 9). El sesgo negativo fue dominante en todas las bahías con valores entre -0,022 y -0,312, indicando la predominancia de colonias grandes. Para la bahía de Cinto el sesgo fue positivo (0,124) aunque cercano al valor medio y con el menor coeficiente de variación (9,75 %), lo que se refleja en colonias de tamaño intermedio. La curtosis fue principalmente negativa a excepción de la bahía de Cinto (0,041). En el resto de las bahías el coeficiente de variación (CV) osciló entre 16,7 y 21,7 % (Tabla 1).

Tabla 1. Resumen estadístico de los datos de distribución de frecuencias de talla para las especies de *Acropora* en el PNNT. Convenciones: n = número de colonias. \log_{10} = valor promedio del tamaño de las colonias previa transformación a logaritmo. DE = desviación estándar. CV = coeficiente de variación. g_1 = sesgo. g_2 = curtosis. Pnom (prueba de Kolmogorov-Smirnov con ajuste de Lilliefors) = probabilidad de que los datos presenten una distribución normal.

Especie/Species	Bahía/Bay	n	Promedio/Average (\log_{10})	DE/SD	CV (%)	g_1	g_2	Pnom
<i>Acropora palmata</i>	Cinto	54	3,93	0,38	9,74	0,124	0,041	0,200
	Nenguange	179	3,65	0,62	16,96	-0,022	-0,060	0,089
	Gayraca	106	3,68	0,80	21,65	-0,041	-0,038	0,194
	Chengue	206	3,61	0,73	20,15	-0,312	-0,314	0,000
	Isla Aguja	61	4,07	0,54	13,68	-0,184	-0,910	0,008
<i>Acropora cervicornis</i>	Cinto	18	2,20	0,25	11,54	0,140	-0,858	0,200
	Nenguange	17	2,22	0,53	24,14	-0,146	-1,639	0,151
	Chengue	13	2,42	0,21	8,78	-0,028	-1,111	0,200

Condición de *Acropora palmata*

Se evaluó un total de 595 colonias, 58 % estaban sanas, 20 % con lesiones de WPX, 19 % con territorios de peces damisela y 3 % con signos de depredación por gusanos, caracoles y EBB. En isla Aguja se observó el mayor número de colonias sanas (85 %), siendo menor al interior de las bahías y oscilando entre 48 % en la bahía de Gayraca y 69 % en la bahía Chengue. Se observó igualmente una menor frecuencia de afectaciones en isla Aguja con 10 % de las colonias con territorios de damiselas y 3 % con WPX, mientras que en las cuatro bahías se observaron signos de depredación por invertebrados con baja frecuencia (entre 1,2 y 1,9 %). La EBB se observó en Chengue, Nenguange y Cinto con una frecuencia menor de 4 %, mientras que más de 10 % de las colonias presentaron territorios de damiselas y la enfermedad de WPX (Figura 10).

bias was positive (0.124) although close to the mean value, and with the lowest coefficient of variation (9.75 %), which is reflected in colonies of intermediate size. The kurtosis was mainly negative except for the Bay of Cinto (0.041). In the rest of the bays, the coefficient of variation (CV) ranged between 16.7 and 21.7 % (Table 1).

Acropora palmata condition

A total of 595 colonies were evaluated, 58 % were healthy, 20 % with WPX lesions, 19 % with damsel territories, and 3 % with signs of predation by worms,

Table 1. Statistical summary of length frequency distribution data for *Acropora* species in the TNNP. Conventions: n = number of colonies. \log_{10} = average value of the size of the colonies after transformation to logarithm. SD = standard deviation. CV = coefficient of variation. g_1 = bias. g_2 = kurtosis. Pnom (Kolmogorov-Smirnov test with Lilliefors adjustment) = probability that the data present a normal distribution.

snails, and EBB. On Aguja Island, the highest number of healthy colonies (85 %) was observed, being less within the bays and oscillating between 48 % in Gayraca Bay and 69 % in Chengue Bay. A lower frequency of affectations was also observed in Aguja Island with 10 % of the colonies with damsel territories and 3 % with WPX, while in the four bays signs of predation by invertebrates were observed with low frequency (between 1.2 and 1,9%). EBB was observed in Chengue, Nenguange, and Cinto with less than 4 % frequency, while more than 10 % of the colonies presented damsel territories and WPX disease (Figure 10).

Acropora cervicornis cover

The total average coverage of *A. cervicornis* of the TNNP of the previously described FACs, plus the additional formations located in the Bay of Chengue

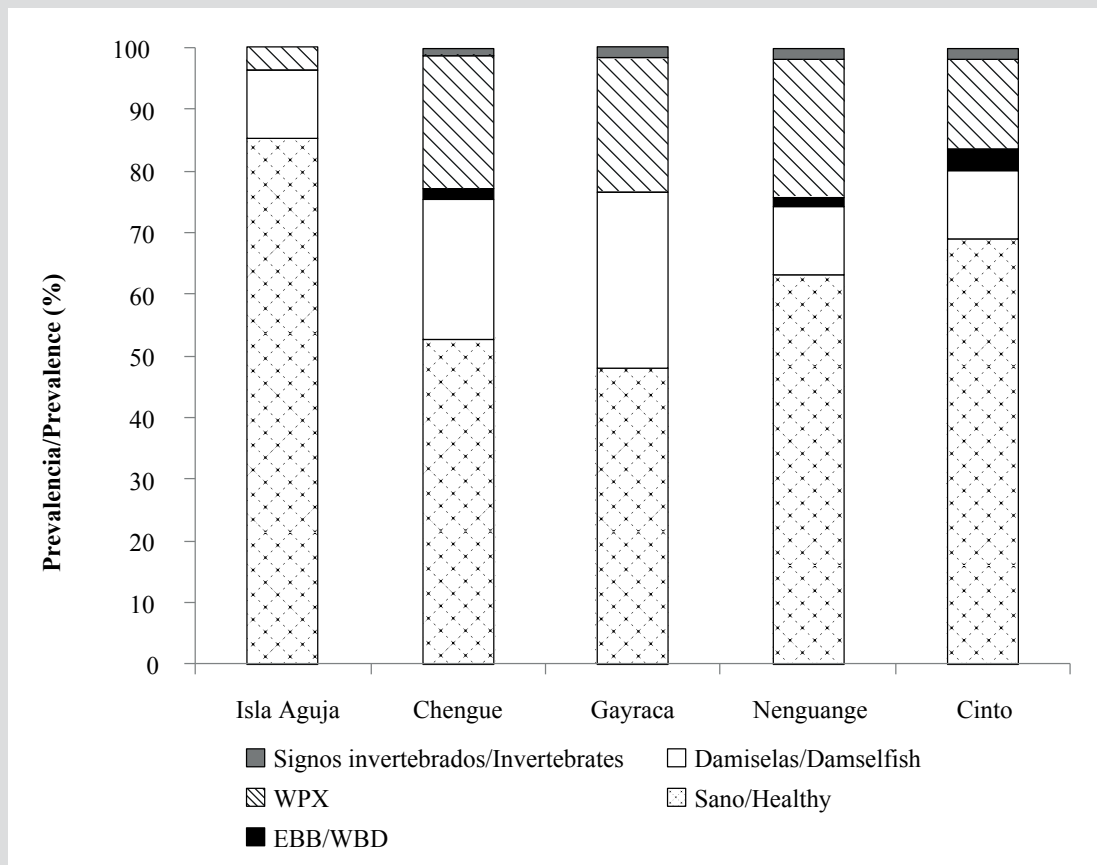


Figura 10. Porcentaje de las condiciones valoradas en *Acropora palmata* en el PNNT.

Figure 10. Percentage of the conditions valued in *Acropora palmata* in the TNNP.

Cobertura de *Acropora cervicornis*

La cobertura promedio total de *A. cervicornis* del PNNT de las FAC previamente descritas más las formaciones adicionales ubicadas en las bahías de Chengue y Cinto fue de $8,0 \pm 1,6$ %. Las macroalgas cubrieron $39,1 \pm 4,9$ % y los corales $21,9 \pm 5,0$ % del sustrato (Figura 11). La única FAC en que se logró comparar la cobertura con respecto a 2001 fue en Nenguange (7C), donde se encontró una reducción de 69,6 % de *A. cervicornis* y de 51,2 % para las macroalgas, mientras en otros corales se encontró un incremento de 62 %, constituido por las especies *Agaricia tenuifolia*, *Pseudodiploria strigosa*, *Madracis decactis*, *Millepora complanata*, *Montastraea cavernosa* y *Siderastrea siderea* con más de 1 % de cobertura. En las otras dos FAC en Nenguange (6C y 9C) solo fueron reconocibles esqueletos muertos. Las formaciones nuevas para las bahías de Cinto y Chengue presentaron coberturas vivas de *A. cervicornis* de 9,6 y 9,4 % respectivamente, 19,9 y 24,0 % de otros corales y 49,7 y 31,2 % de macroalgas.

and Cinto, was 8.0 ± 1.6 %. Macroalgae covered 39.1 ± 4.9 % and corals 21.9 ± 5.0 % of the substrate (Figure 11). The only FAC in which it was possible to compare the coverage with respect to 2001 was in Nenguange (7C), where a reduction of 69.6 % for *A. cervicornis* and 51.2 % for macroalgae was found, while in other corals there was found an increase of 62 %, constituted by the species *Agaricia tenuifolia*, *Pseudodiploria strigosa*, *Madracis decactis*, *Millepora complanata*, *Montastraea cavernosa* and *Siderastrea siderea* with more than 1 % coverage. In the other two FACs in Nenguange (6C and 9C) only dead skeletons were recognizable. The new formations for the Bays of Cinto and Chengue presented the live cover of *A. cervicornis* with 9.6 and 9.4 % respectively, 19.9 and 24.0 % of other corals and 49.7 and 31.2 % of macroalgae.

Population structure of *Acropora cervicornis*

Only 48 colonies were measured, which had sizes between 23 and 890 cm². The only FAC found among those registered by Garzón-Ferreira *et al.* (2004) was the

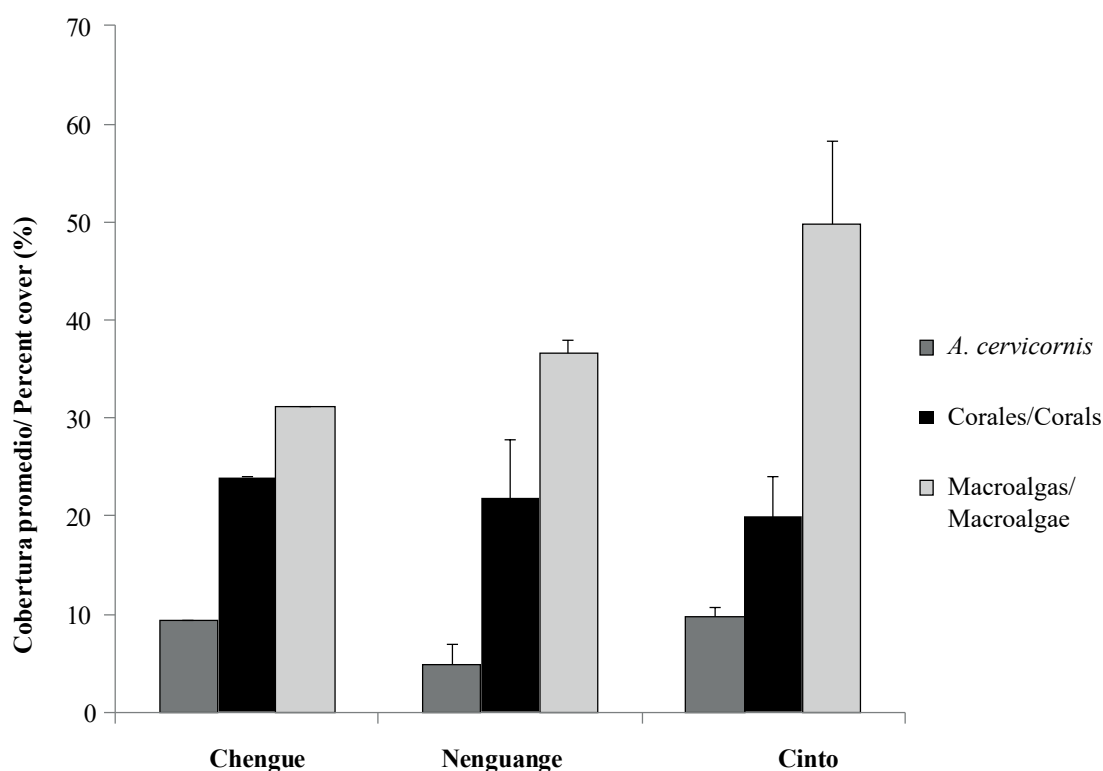


Figura 11. Cobertura relativa (%) de los principales componentes del sustrato: *Acropora cervicornis*, macroalgas y otros corales en las formaciones de *A. cervicornis* el PNNT.

Figure 11. Relative coverage (%) of the main components of the substrate: *Acropora cervicornis*, macroalgae and other corals in the *A. cervicornis* formations of the TNNP.

Estructura poblacional de *Acropora cervicornis*

Solo 48 colonias fueron medidas, las cuales tuvieron tallas entre 23 y 890 cm². La única FAC encontrada de las registradas por Garzón-Ferreira *et al.* (2004) fue la 7C en la bahía de Nenguange, principalmente compuesta por colonias de tamaño pequeño (47,0 %, n = 8); el resto fueron colonias grandes (53,0 %, n = 9). En esta bahía se ha estado desarrollando una iniciativa de restauración para esta especie; sin embargo, no se tuvieron en cuenta estas colonias por provenir de fragmentaciones y estar en proceso de trasplante. Las formaciones nuevas evidenciadas en Cinto y Chengue estuvieron constituidas por colonias grandes en Chengue, y por colonias con una distribución de tallas más amplia en Cinto (Figura 11). El análisis de Kruskal-Wallis no mostró diferencias significativas en el tamaño de las colonias entre bahías ($H_2 = 3,43$, $P = 0,179$).

Las tallas de las colonias transformadas logarítmicamente se distribuyeron en siete intervalos de clase, entre 1,36 y 3,04 y estuvieron normalmente distribuidos en las tres bahías (Tabla 1). Nenguange y Cinto tuvieron una amplia distribución de tallas, mientras que Chengue presentó

7C in the Bay of Nenguange, mainly composed of small size colonies (47.0 %, n = 8); the rest were large colonies (53.0 %, n = 9). In this bay a restoration initiative for this species has been developing; however, these colonies were not taken into account because they came from fragmentation and were in the process of transplantation. The new formations evidenced at Cinto and Chengue consisted of large colonies at Chengue, and colonies with a broader size distribution at Cinto (Figure 11). The Kruskal-Wallis analysis did not show significant differences in the size of the colonies among bays ($H_2 = 3.43$, $P = 0.179$).

The sizes of the logarithmically transformed colonies were distributed in seven class intervals, between 1.36 and 3.04, and were normally distributed in the three bays (Table 1). Nenguange and Cinto had a wide size distribution, while Chengue had colonies of intermediate size (Figure 12). The negative bias in Chengue and Nenguange with g_1 values between -0.028 and -0.146 indicates the predominance of large colonies. For Cinto Bay, the bias was positive ($g_1 = 0.140$), which indicates the predominance of small colonies. The coefficient of

colonias de talla intermedia (Figura 12). El sesgo negativo en Chengue y Nenguange con valores de g_1 entre -0,028 y -0,146 indica la predominancia de colonias grandes. Para la bahía de Cinto el sesgo fue positivo ($g_1 = 0,140$), lo cual indica la predominancia de colonias pequeñas. El coeficiente de variación fue mayor en Nenguange (24,1 %) y menor en Chengue (8,8 %) y la kurtosis presentó valores negativos en las tres bahías (Tabla 1).

variation was higher in Nenguange (24.1 %) and lower in Chengue (8.8 %) and the kurtosis presented negative values in the three bays (Table 1).

Acropora cervicornis status

A total of 159 living colonies were evaluated in Bays of Chengue (n = 38), Cinto (n = 48) and Nenguange (n = 73). Of these, 33 % were in good health, 23 % had

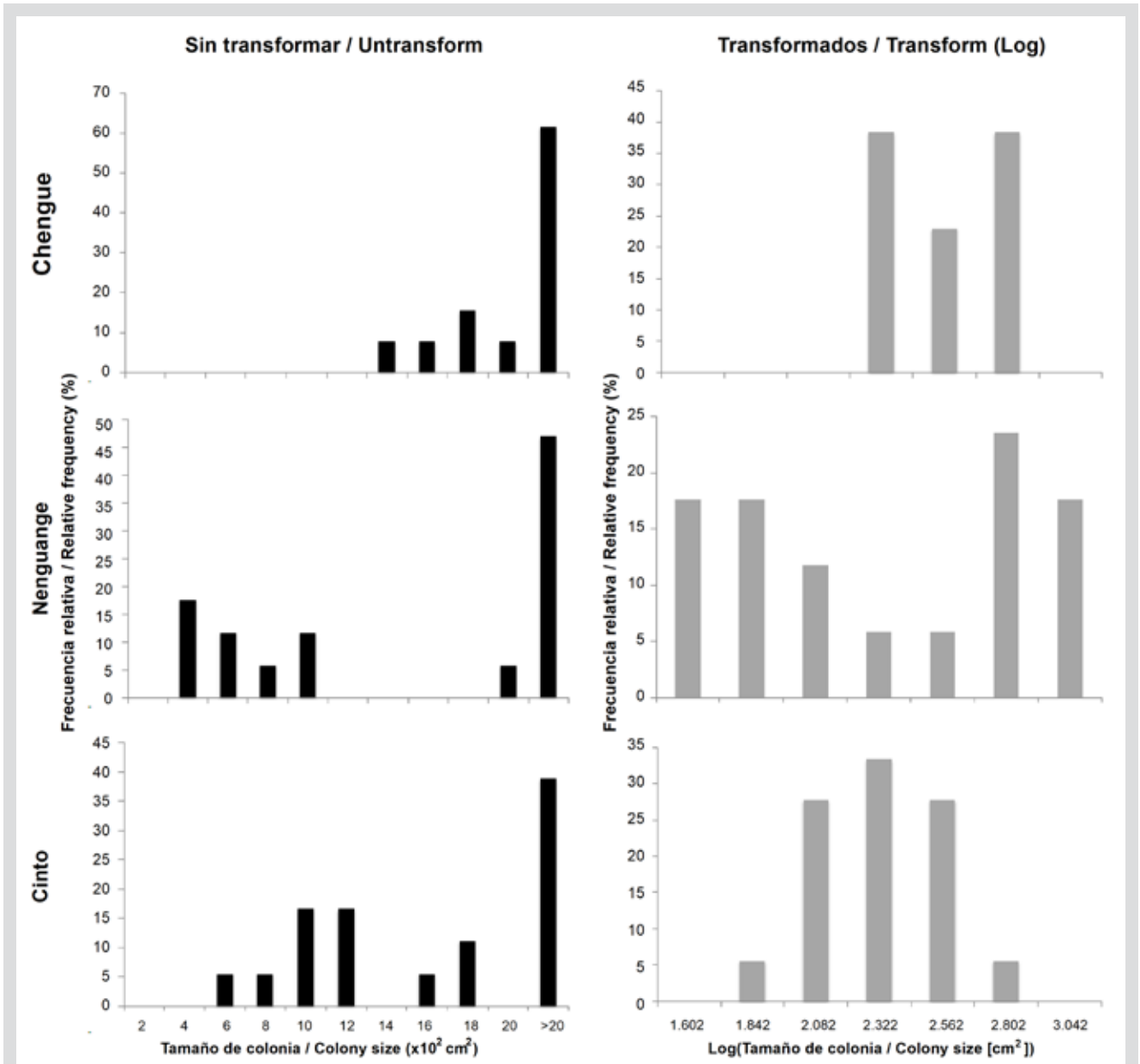


Figura 12. Distribución de frecuencias de talla de *Acropora cervicornis* para los datos sin transformar y transformados (Log_{10}) en el PNNT.

Figure 12. Distribution of length frequencies of *Acropora cervicornis* for the untransformed and transformed data (Log_{10}) in the TNNP.

Condición de *Acropora cervicornis*

Un total de 159 colonias vivas fueron evaluadas en las bahías de Chengue (n = 38), Cinto (n = 48) y Nenguange (n = 73). De estas, 33 % se encontraron en buen estado de salud, 23 % presentaron macroalgas, 17 % tuvieron territorios de damisela y 14 % presentaron signos de depredación por invertebrados. Finalmente, 13 % de las colonias presentaron EBB o blanqueamiento. Por bahías, Cinto presentó el menor porcentaje de colonias en buen estado de salud (21 %), así como la mayor prevalencia de colonias con macroalgas (29 %) y con signos de depredación por invertebrados (23 %). La bahía de Nenguange fue la que presentó la mayor afectación de la EBB (12 %) y junto con Cinto presentaron blanqueamiento, pero este no se observó en Chengue (Figura 13).

macroalgae, 17 % had damsel territories, and 14 % showed signs of predation by invertebrates. Finally, 13 % of the colonies presented EBB or bleaching. By bays, Cinto had the lowest percentage of colonies in good health (21 %), as well as the highest prevalence of colonies with macroalgae (29 %) and with signs of predation by invertebrates (23 %). The Nenguange Bay was the one that presented the greatest involvement of the EBB (12 %) and together with Cinto they presented whitening, but this was not observed in Chengue (Figure 13).

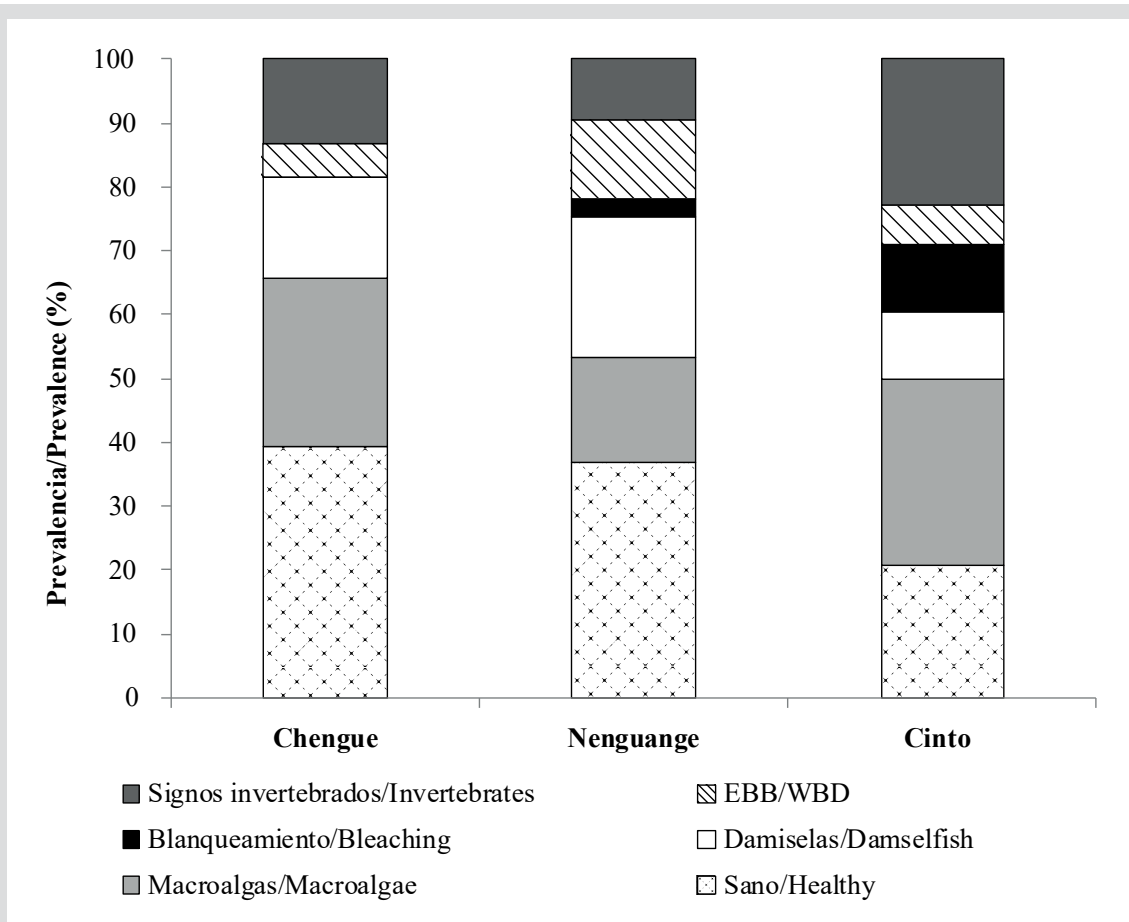


Figura 13. Porcentaje de cada una de las condiciones valoradas en *Acropora cervicornis* en el PNNT.

Figure 13. Percentage of each of the conditions assessed in *Acropora cervicornis* in the TNNP.

DISCUSIÓN

La mortalidad de las especies de *Acropora* en todo el Caribe fue registrada desde el inicio de la década de 1980. A la fecha, pocos estudios han documentado la recuperación o pérdida progresiva de las poblaciones de estas especies. Por lo anterior, el estudio realizado por Garzón-Ferreira *et al.* (2004) se constituye en un referente que permite, en conjunto con este estudio, conocer de forma comparativa el cambio que han sufrido y el estado actual de las poblaciones de *Acropora palmata* y *A. cervicornis* en el PNNT.

Aunque la estimación de las áreas fue realizada con métodos distintos, la fotografía aérea permite estimar el área, y como cualquier método siempre existe un margen de error respecto al tamaño que realmente ocupa un ecosistema; sin embargo, se obtuvo una aproximación de las áreas potenciales de muy buena resolución, principalmente de las formaciones de *A. palmata*, al ser hábitats someros. Selgrath *et al.* (2016) recomiendan el uso de sensores remotos cuando se desea una mejor precisión. Además, Ekebom y Enkkilä (2003) mencionan cómo la resolución de imágenes aéreas provee información suficiente para una identificación confiable del hábitat. Para *A. palmata*, Garzón-Ferreira *et al.* (2004) registraron un área de 119 319 m² y para *A. cervicornis* de 1200 m²; los datos en este estudio demuestran que estas formaciones han sufrido una reducción de 30 % y 99,3 %, respectivamente.

Aunque ha habido una reducción general del área ocupada por *A. palmata*, esta especie continúa cubriendo un área significativa en el PNNT. La reducción es debida a la disminución del tamaño de 14 formaciones y a que no se encontraron seis que fueron evaluadas en 2001 (Garzón-Ferreira *et al.*, 2004). Sin embargo, nueve formaciones mostraron un aumento en su área, que sumado a la inclusión de la formación 20P en Nenguange (la cual no fue tenida en cuenta en 2001), y dos nuevas formaciones (una en Chengue y otra en isla Aguja), dan lugar a un área total de casi 85 000 m² de *A. palmata* en el PNNT en comparación con los 119 319 m² estimados en 2001 (Garzón-Ferreira *et al.*, 2004). Si bien en algunas FAP individuales se encontró una reducción de la cobertura, la tendencia en la mayoría de las formaciones fue de aumento, con una cobertura general de 17,0 % en 2001, a casi 20,0 % en este estudio. Así mismo, las macroalgas que cubrían 80 % del sustrato pasaron a 50 %. Vega-Sequeda *et al.* (2008) registraron igualmente menores coberturas de macroalgas: 32,4 % en Gayraca y 67,4 % en Cinto. Los corales aumentaron en 12,8 % con respecto a lo reportado por Garzón-Ferreira (2004), y su composición,

DISCUSSION

The mortality of *Acropora* species throughout the Caribbean was recorded since the early 1980s. To date, few studies have documented the progressive recovery or loss of populations of these species. Therefore, the study carried out by Garzón-Ferreira *et al.* (2004) constitutes a reference that allows, together with this study, to know comparatively the change that they have suffered and the current state of the populations of *Acropora palmata* and *A. cervicornis* in the TNNP.

Although the estimation of the areas was carried out with different methods, aerial photography allows estimating the area, and like any method, there is always a margin of error regarding the size that an ecosystem occupies; However, an approximation of the potential areas of the very good resolution was obtained, mainly of the *A. palmata* formations, as they are shallow habitats. Selgrath *et al.* (2016) recommend the use of remote sensors when better precision is desired. In addition, Ekebom and Enkkilä (2003) mention how the resolution of aerial images provides sufficient information for reliable identification of the habitat. For *A. palmata*, Garzón-Ferreira *et al.* (2004) recorded an area of 119 319 m² and for *A. cervicornis* of 1200 m². The data in this study show that these formations have suffered a reduction of 30 % and 99.3 %, respectively.

Although there has been a general reduction in the area occupied by *A. palmata*, this species continues to cover a significant area in the TNNP. The reduction is due to the decrease in the size of 14 formations and the fact that six were not found in the 2001 evaluation (Garzón-Ferreira *et al.* 2004). However, nine formations showed an increase in their area, which added to the inclusion of the 20P formation in Nenguange (which was not taken into account in 2001), and two new formations (one in Chengue and the other in Aguja Island), they gave rise to a total area of almost 85 000 m² of *A. palmata* in the TNNP compared to the 119 319 m² estimated in 2001 (Garzón-Ferreira *et al.* 2004). Although a reduction in coverage was found in some individual FAPs, the trend in most formations was upward, with an overall coverage from 17.0 % in 2001 to almost 20.0 % in this study. Likewise, the macroalgae that covered 80 % of the substrate went to 50 %. Vega-Sequeda *et al.* (2008) also registered lower macroalgae coverage: 32.4 % in Gayraca and 67.4 % in Cinto. Corals increased by 12.8 % with respect to that reported by Garzón-Ferreira (2004), and their composition, taking into account the

teniendo en cuenta las especies con mayor cobertura, ha permanecido estable debido a que tanto *M. complanata* (3,5 y 7,9 %), *S. siderea* (2,5 y 5,0 %) y *P. strigosa* (1,2 y 8,6 %) siguen siendo las especies que permanecen como los principales componentes de las FAP. Sin embargo, se hubiese esperado que *M. complanata*, al tener cortos periodos larvales (Lewis, 1989), o *Porites astreoides*, con una estrategia de autofertilización (Doropoulos *et al.*, 2015), hubiesen continuado colonizando el sustrato disponible, tal como ha sido visto en crestas arrecifales de Cuba (Caballero-Aragón, 2020), pero en el PNNT ambas especies se han reducido.

La frecuencia de colonias de tamaño grande (> 10 000 cm²) de *A. palmata* en el PNNT entre 25,0 y 57,3 % es alta en comparación con otros estudios que han abordado la distribución de frecuencias de talla a nivel regional. Esto es muy importante, teniendo en cuenta que la estructura tridimensional de las colonias de esta especie aporta complejidad y funcionalidad ecológica al ecosistema. Por ejemplo, es de esperarse que estas colonias tengan un alto potencial reproductivo, ya que ellas son fértiles a partir de 1000 cm² (Soong y Lang, 1992), y en el PNNT 79,8 % tuvieron tallas mayores a 1000 cm². A pesar de que distinguir nuevos reclutas es difícil, se observaron colonias pequeñas colonizando espacios disponibles. Además, la distribución normal de los datos transformados a logaritmo y las variables de asimetría y curtosis negativo, también dan cuenta de un buen estado de la población, con una posible transición de clases de talla más rápida como resultado de su rápido crecimiento. Knowlton (2001) menciona que, para que una población pueda recuperarse, necesita estar dominada por colonias sanas y caracterizadas por una amplia distribución de frecuencia de tallas como fue la tendencia encontrada en este estudio.

El resultado de tallas grandes igualmente puede obedecer al régimen de perturbación a los cuales están sometidos los arrecifes. Gardner *et al.* (2005), quienes modelaron la información de 286 arrecifes a lo largo del Caribe entre 1980 y 2001, encontraron cómo 177 sitios experimentaron el impacto de huracanes con una reducción de cobertura en promedio de 17 %. Lo anterior conlleva a la fragmentación de colonias y a la generación de colonias pequeñas. Vardi *et al.* (2012) valoraron entre 2004 y 2010 las poblaciones de *A. palmata* en los cayos de la Florida observando la reducción en la cobertura, colonias de tallas entre 100 y 900 cm² (≈ 32 %) y dominancia de colonias pequeñas de < 100 cm² (56 %). Si bien es muy infrecuente

species with greater coverage, has remained stable because both *M. complanata* (3.5 and 7.9 %), *S. siderea* (2.5 and 5.0 %) and *P. strigosa* (1.2 and 8.6 %) continue to be the species that remain the main components of FAP. However, it would have been expected that *M. complanata*, having short larval periods (Lewis, 1989), or *Porites astreoides*, with a self-fertilization strategy (Doropoulos *et al.* 2015), would have continued to colonize the available substrate, as has been seen in reef ridges of Cuba (Caballero-Aragón, 2020), but in the TNNP both species have been reduced.

The frequency of large colonies (> 10 000 cm²) of *A. palmata* in the TNNP between 25.0 and 57.3 % is high compared to other studies that have addressed the distribution of length frequencies at the regional level. This is very important, taking into account that the three-dimensional structure of the colonies of this species brings complexity and ecological functionality to the ecosystem. For example, it is expected that these colonies have a high reproductive potential, since they are fertile from 1000 cm² (Soong and Lang, 1992), and in the TNNP 79.8 % had sizes greater than 1000 cm². Although distinguishing new recruits is difficult, small colonies were observed colonizing available spaces. Also, the normal distribution of the data transformed to logarithm, and the variables of skewness and negative kurtosis show a good state of the population, with a possible faster transition of length classes as a result of its rapid growth. Knowlton (2001) mentioned that for a population to recover, it needs to be dominated by healthy colonies characterized by a wide size-frequency distribution, as was the trend found in this study.

The result of large sizes can also be due to the disturbance regime to which the reefs are subjected. Gardner *et al.* (2005), who modeled the information of 286 reefs throughout the Caribbean between 1980 and 2001, found how 177 sites experienced the impact of hurricanes with a reduction of coverage in average of 17 %. This leads to the fragmentation of colonies and the generation of small colonies. Vardi *et al.* (2012) evaluated the populations of *A. palmata* in the Florida Keys between 2004 and 2010, observing the reduction in coverage, colonies of sizes between 100 and 900 cm² (≈ 32 %), and dominance of small colonies < 100 cm² (56 %). Although the passage of hurricanes along the continental coast of the Colombia Caribbean is very infrequent (Ortiz-Royero, 2007), in Santa Marta there have been hurricanes like Matthew in October 2016. Although this generated the breakdown

el paso de huracanes por la costa continental del Caribe colombiano (Ortíz-Royero, 2007), en Santa Marta sí se han dado coletazos de huracanes como Matthew en octubre de 2016. Aunque este generó el rompimiento de colonias, tal como fue observado en isla Aguja, no existían datos de cobertura ni de la distribución de frecuencia de tallas que permitieran evaluar los efectos de este evento. Sin embargo, los datos de este estudio muestran la resiliencia de esta población de *A. palmata*, ya que la valoración en 2018 da cuenta de colonias de gran tamaño y una pronta recuperación.

En cuanto a la condición de las poblaciones de *A. palmata*, se destaca su afectación por los depredadores comunes descritos para la especie en el Caribe (Knowlton *et al.*, 1990). Aunque las formaciones presentan un buen estado de salud, una importante proporción de colonias presentan el establecimiento de territorios de peces damisela (*Stegastes* spp.), evidenciado por las lesiones en forma de "chimeneas" sobre la superficie del tejido coralino (Kramer *et al.*, 2008). Según Ceccarelli *et al.* (2005), esto puede ser negativo, dado que los peces territoriales (damiselas) excluyen a los peces herbívoros ramoneadores, y en su ausencia incrementa la biomasa de macroalgas con una consecuente disminución del tejido coralino. Aunque este estudio mostró una menor cobertura de macroalgas, es recomendable seguir adelantando estudios que evalúen este efecto en las FAP del PNNT.

La enfermedad de WPX se ha postulado como una de las principales causas de la pérdida poblacional de *Acropora* en el Caribe (Bruckner y Bruckner, 1997; Rodríguez-Martínez *et al.*, 2001; Patterson *et al.*, 2002). En el PNNT varias colonias presentaron la enfermedad; sin embargo, estas lesiones afectaron < 10 % del tejido coralino vivo, y durante el estudio se observó su reducción y en algunos casos su desaparición, lo cual coincide con Rogers y Muller (2012) quienes observaron cómo *A. palmata* se recupera de lesiones de WPX en un tiempo de 1,7 meses. Las colonias del PNNT están influenciadas por la disminución de la temperatura en la época de surgencia entre los meses de diciembre a abril (Bayraktarov *et al.*, 2014b) y como proponen Muller y van Woesik (2014), la severidad, frecuencia, y recuperación de esta patología se encuentra relacionada con anomalías térmicas, lo que plantea un escenario favorable, puesto que estos descensos de temperatura pueden otorgarle una ventaja en la salud poblacional.

En contraste con *A. palmata*, la situación es evidentemente grave para *A. cervicornis*. Para esta especie,

of colonies, such as was observed in Aguja Island, there were no coverage data or the length-frequency distribution that would allow evaluating the effects of this event. However, the data from this study show the resilience of this population of *A. palmata*, since the assessment in 2018 shows large colonies and a quick recovery.

Regarding the condition of the *A. palmata* populations, its affectation by the common predators described for the species in the Caribbean stands out (Knowlton *et al.*, 1990). Although the formations are in good health, a significant proportion of colonies show the establishment of damselfish (*Stegastes* spp.) Territories, evidenced by the lesions in the form of "chimneys" on the surface of the coral tissue (Kramer *et al.*, 2008). According to Ceccarelli *et al.* (2005), this may be negative, given that territorial fish (damsels) exclude herbivorous browsing fish, and in their absence increases the biomass of macroalgae with a consequent decrease in coral tissue. Although this study showed fewer macroalgae coverage, it is advisable to continue carrying out studies evaluating this effect on the TNNP FAP.

WPX disease has been postulated as one of the main causes of *Acropora* population loss in the Caribbean (Bruckner and Bruckner, 1997; Rodríguez-Martínez *et al.*, 2001; Patterson *et al.*, 2002). In the TNNP several colonies presented the disease; however, these lesions affected < 10 % of the living coral tissue, and during the study its reduction and in some cases its disappearance was observed, which coincides with Rogers and Muller (2012) who observed how *A. palmata* recovers from lesions of WPX in a time of 1.7 months. The colonies of the TNNP are influenced by the decrease in temperature in the period of upwelling between December to April (Bayraktarov *et al.*, 2014b) and as proposed by Muller and van Woesik (2014), the severity, frequency, and recovery of this pathology are related to thermal anomalies, which poses a favorable scenario, since these temperature drops can give it an advantage in population health.

In contrast to *A. palmata*, the situation is dire for *A. cervicornis*. For this species, although 12 formations had been registered and not all with living cover, the criteria for its definition was given by the presence of recognizable skeletons. To date, only one formation of this type has been established with a reduction in 83 % of the area. Despite this, two different formations were located in Cinto Bay and the presence of isolated colonies in Chengue. In Nenguange, initiatives are carried out by

aunque se habían registrado 12 formaciones y no todas con cobertura viva, el criterio para su definición estuvo dado por la presencia de esqueletos reconocibles. A la fecha, solo se logró establecer una formación de este tipo con una reducción en área de 83 %. A pesar de ello, se ubicaron dos formaciones distintas en la bahía de Cinto y la presencia de colonias aisladas en Chengue. En Nenguange se llevan a cabo iniciativas por la Unidad de Parques Nacionales Naturales de Colombia a fin de repoblar la especie; sin embargo, se requieren registros de supervivencia que provean información sobre el éxito del programa. La reducción en cobertura fue también significativa. El único sitio en el que se cuantificó fue en Nenguange, que pasó de 40,5 % (Garzón-Ferreira *et al.*, 2004) a 4,8 %, mientras que las formaciones nuevas en Chengue y Cinto no alcanzaron 10 %. La tendencia de reducción de macroalgas y aumento de corales fue similar a lo descrito en *A. palmata* y estas formaciones estuvieron además compuestas por *M. complanata*, *Orbicella annularis*, *Colpophillia natans*, *Diploria labyrinthiformis* y *P. strigosa*, siendo especies comúnmente presentes en las formaciones evaluadas por Garzón-Ferreira *et al.* (2004).

El número de colonias encontrado fue reducido en las tres bahías donde se encontró *A. cervicornis*, representada por colonias grandes y sin evidencia de reclutas. En general, para todo el Caribe, esta especie ha mostrado signos de mayor deterioro y se han evidenciado pérdidas importantes por eventos de blanqueamiento y enfermedades. En la región de Santa Marta, Rodríguez-Ramírez *et al.* (2008) en el PNNT en 2003 mencionaron una incidencia de blanqueamiento de 2,9 % y en la bahía de Chengue el Sistema Nacional de Monitoreo de Arrecifes de Coral (SIMAC) en 2010 registró cerca de 18 % de corales blanqueados. Se ha atribuido a la temperatura como la principal causa de deterioro; sin embargo, Romero-Rodríguez *et al.* (2014) incorporaron diferentes variables ambientales en series de datos entre 1998 y 2010, y encontraron que además de la temperatura, las descargas continentales influyen en el blanqueamiento. Para 2005 (entre septiembre y noviembre) y 2010 (agosto, noviembre y diciembre), se registró blanqueamiento. Si bien no hay evidencia del deterioro de la especie en 2005, las series de tiempo muestran cómo una formación en buen estado en 2009 pasó en 2010 a presentar blanqueamiento y en abril de 2011 a prácticamente desaparecer. Estos registros son una evidencia del deterioro, sin embargo, son muchos más los efectos combinados que han llevado a la reducción de las poblaciones.

the National Natural Parks Unit of Colombia to repopulate the species; however, survivorship records are required to provide information on the success of the program. The reduction in coverage was also significant. The only site where it was quantified was in Nenguange, which went from 40.5 % (Garzón-Ferreira *et al.*, 2004) to 4.8 %, while the new formations in Chengue and Cinto did not reach 10 %. The trend of reduction of macroalgae and increase of corals was similar to that described in *A. palmata* and these formations were also composed of *M. complanata*, *Orbicella annularis*, *Colpophillia natans*, *Diploria labyrinthiformis*, and *P. strigosa*, being species commonly present in the formations. evaluated by Garzón-Ferreira *et al.* (2004).

The number of colonies found was reduced in the three bays where *A. cervicornis* was found, represented by large colonies and no evidence of recruits. In general, for the entire Caribbean, this species has shown signs of further deterioration and significant losses have been evidenced by bleaching events and diseases. In the Santa Marta region, Rodríguez-Ramírez *et al.* (2008) in the TNNP in 2003 mentioned an incidence of bleaching of 2.9 % and in Chengue Bay the National Coral Reef Monitoring System (SIMAC) in 2010 recorded about 18 % of bleached corals. The temperature has been attributed as the main cause of deterioration; however, Romero-Rodríguez *et al.* (2014) incorporated different environmental variables in data series between 1998 and 2010, and found that in addition to temperature, continental discharges influence bleaching. For 2005 (between September and November) and 2010 (August, November, and December), bleaching was recorded. Although there is no evidence of deterioration of the species in 2005, the time series shows how a formation in good condition in 2009 passed in 2010 to present whitening and in April 2011 to practically disappear. These records are evidence of deterioration, however, many more combined effects have led to population declines.

When the condition of *A. cervicornis* was evaluated, the average of colonies with territories of *Stegastes* spp. was 17 % and with macroalgae 22 %. This may be the result of the territorial behavior of damselfish, which excludes the browsing reef herbivores (Ceccarelli *et al.*, 2005), and which increases macroalgae (Hoey and Bellwood, 2010). Mejía-Niño and Garzón-Ferreira (2003) already showed in the TNNP how from the evaluated alga-coral interactions, leafy algae predominated, causing physical damage by abrasion; however, there are no direct

Cuando se evaluó la condición de *A. cervicornis*, el promedio de colonias con territorios de *Stegastes* spp. fue de 17 % y con macroalgas 22 %. Esto puede ser resultado del comportamiento de territorialidad de los peces damisela, que excluye a los herbívoros arrecifales ramoneadores (Ceccarelli *et al.*, 2005), y que resulta en un incremento de macroalgas (Hoey y Bellwood, 2010). Mejía-Niño y Garzón-Ferrerira (2003) ya mostraban en el PNNT cómo de las interacciones evaluadas alga-coral predominaban algas frondosas que ocasionaban daños físicos por abrasión; sin embargo, no hay evaluaciones directas al respecto que puedan dar indicios si estas interacciones están en las causas que han comprometido estas poblaciones. Al respecto, Schopmeyer y Lirman (2015) documentaron la prevalencia de los peces damisela y los efectos negativos de los céspedes algales en *A. cervicornis* a lo largo de los cayos de Florida. Los resultados mostraron cómo la ocupación por los peces fue la principal causa de mortalidad (34,6 %) en aquellas colonias evaluadas con signos de estrés, comparado con enfermedades (1,6 %), recubrimiento de algas/esponjas (5,6 %) o depredación por invertebrados coralívoros (7,9 %). La presencia del caracol *Coralliophila erosa* y otros invertebrados, así como las lesiones derivadas, fueron evidentes en este estudio (14,5 %) y aunque Schopmeyer y Lirman (2015) obtuvieron resultados similares y sugieren que la disminución de la depredación de caracoles se debe a la presencia de peces damisela, es necesario evaluar esto a mediano y largo plazo para obtener evidencias sobre el impacto en la salud poblacional. Los depredadores reportados contribuyen al deterioro poblacional de *A. cervicornis* que, sumado a su baja cobertura, demuestra la crítica condición de esta especie en el PNNT.

En general, aunque la EBB no fue una condición tan evidente; su manifestación puede deberse al incremento en patógenos que puedan estar albergados en las macroalgas como lo demuestran Sweet *et al.* (2013). Esos autores sugieren que algas y corales hospedan grupos procariotas diferentes y que dentro del microbioma de las algas residen grupos potencialmente patógenos para corales. Sin embargo, Nugues *et al.* (2004) mencionan que debe haber un estrés físico como requisito previo para que exista una transmisión de patógenos entre alga y coral. Durante este estudio no se registró la temperatura, y debido a que el área del PNNT está sujeta a la dinámica estacional de surgencia de aguas relativamente frías (Bayraktarov *et al.*, 2014b), se requiere la medición periódica de algunas variables que, para el caso crítico de *A. cervicornis*, puedan tenerse en cuenta en los

evaluaciones en this regard that can give indications if these interactions are in the causes that have compromised these populations. In this regard, Schopmeyer and Lirman (2015) documented the prevalence of damselfish and the negative effects of algal grasses on *A. cervicornis* along with the Florida Keys. The results showed how the occupation by fish was the main cause of mortality (34.6 %) in those colonies evaluated with signs of stress, compared to diseases (1.6 %), algae/sponge coating (5.6 %), or predation by corallivorous invertebrates (7.9 %). The presence of the snail *Coralliophila erosa* and other invertebrates, as well as the resulting injuries, were evident in this study (14.5 %) and, although Schopmeyer and Lirman (2015) obtained similar results and suggest that the decrease in snail predation is due to the presence of damselfish, it is necessary to evaluate this in the medium and long term to obtain evidence on the impact on population health. The reported predators contribute to the population decline of *A. cervicornis*, which, added to its low coverage, demonstrates the critical condition of this species in the TNNP.

In general, although EBB was not such an evident condition, its manifestation may be due to the increase in pathogens that may be harbored in macroalgae as demonstrated by Sweet *et al.* (2013). These authors suggest that algae and corals host different prokaryotic groups and that potentially pathogenic groups for corals reside within the microbiome of algae. However, Nugues *et al.* (2004) mentioned that there must be physical stress as a prerequisite for there to be a transmission of pathogens between algae and coral. During this study, the temperature was not recorded, and, since the TNNP area is subject to the seasonal dynamics of upwelling of relatively cold waters (Bayraktarov *et al.*, 2014b), the periodic measurement of some variables is required, which for the critical case of *A. cervicornis*, can be taken into account in restoration programs and allow decisions to be made that can help with its maintenance.

ACKNOWLEDGEMENTS

This work was financed by Colciencias (code 11177141011) and the Universidad del Magdalena within the framework of the project “*Acropora*: key gender for conservation: genetic diversity, connectivity, and updating of its populations in the Colombian Caribbean”. The authors thank to the National Natural Parks Unit of

programas de restauración y permitan tomar decisiones que puedan ayudar a su mantenimiento.

Colombia (permit 001 of March 6, 2017) and the research group Ecology and Diversity of Marine Algae and Coral Reefs.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por Colciencias (código 11177141011) y la Universidad del Magdalena en el marco del proyecto "*Acropora*: género clave para la conservación. Diversidad genética, conectividad y actualización de sus poblaciones en el Caribe colombiano". Los autores agradecen a la Unidad de Parques Nacionales Naturales de Colombia (permiso 001 del 6 de marzo de 2017) y al grupo de investigación Ecología y Diversidad de Algas Marinas y Arrecifes Coralinos.

BIBLIOGRAFÍA/LITERATURE CITED

- Adjeroud, M., M.S Pratchett, M.C. Kospartov, C. Lejeusne, and L. Penin L. 2007. Small-scale variability in the size structure of scleractinian corals around Moorea, French Polynesia: patterns across depths and locations. *Hydrobiologia.*, 589: 117-12.
- Anderson, K.D and M.S. Pratchett. 2014. Variation in size-frequency distributions of branching corals between a tropical versus sub-tropical reef. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 502: 117-128.
- Andrade, C.A., E.D. Barton, and C.N.K. Mooers. 2003. Evidence for an eastward flow along the Central and South American Caribbean Coast. *J. Geophys. Res.*, 108(C6): 3185. <https://doi.org/10.1029/2002JC001549>
- Ardila, N., G.R. Navas y J. Reyes. 2002. Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia. Invemar y Ministerio del Medio Ambiente, Bogotá. 180 p.
- Aronson, R.B. and W.F. Precht. 2001. White-band disease and the changing face of Caribbean coral reefs. *Hydrobiología.*, 460: 25-38.
- Aronson, R.B., A.W. Bruckner, J. Moore, W.F. Precht, and E. Weil. 2008a. IUCN Red List of Threatened Species: *Acropora palmata*. www.iucnredlist.org. 20/01/2020.
- Aronson, R.B., A.W. Bruckner, J. Moore, W.F. Precht y E. Weil. 2008b. IUCN Red List of Threatened Species: *Acropora cervicornis*. www.iucnredlist.org. 20/01/2020.
- Bak, R.P.M. and E.H Meesters. 1998. Coral population structure: the hidden information of colony size-frequency distributions. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 162: 301-306.
- Bayraktarov, E., V. Pizarro, and C. Wild. 2014a. Spatial and temporal variability of water quality in the coral reefs of Tayrona National Natural Park, Colombian Caribbean. *Environ. Monit. Assess.*, 186(6): 3641-3659.
- Bayraktarov, E., M.L. Bastidas-Salamanca, and C. Wild. 2014b. The physical environment in coral reefs of the Tayrona National Natural Park (Colombian Caribbean) in response to seasonal upwelling. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 43(1): 137-157.
- Bruckner, A. and R. Bruckner. 1997. Outbreak of coral disease in Puerto Rico. *Coral Reefs.*, 16: 260.
- Buddemeier, R., J. Kleypas, and B. Aronson. 2004. Coral reefs and global climate change. Potential contributions of climate change to stresses on Coral Reefs Ecosystems. *Pew Center of Global Climate Change*, 15(3): 44 p.
- Caballero-Aragón, H., S. Perera-Valderrama, N. Rey-Villiers, J. González-Méndez, and M. Armenteros. 2020. Population status of *Acropora palmata* (Lamarck, 1816) in Cuban coral reefs. *Reg. Stud. Mar. Sci.*, 34. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.101029>
- Ceccarelli, D., G. Jones, and L. McCook. 2005. Foragers versus farmers. Contrasting effects of two behavioural groups of herbivores on coral reefs. *Oecologia.*, 145: 445-453.
- Cendales, M.H., S. Zea y J.M. Díaz. 2002. Geomorfología y unidades ecológicas del complejo de arrecifes de las islas del Rosario e isla Barú (mar Caribe, Colombia). *Rev. Acad. Colomb. Cien.*, 26(101): 497-510.
- Crabbe, M.J.C. 2009. Scleractinian coral population size structures and growth rates indicate coral resilience on the fringing reefs of North Jamaica. *Mar. Env. Res.*, 67: 189-198.



- Croquer, A., F. Cavada-Blanco, A.L. Zubillaga, E.A. Agudo-Adriani, and M. Sweet. 2016. Is *Acropora palmata* recovering? A case study in Los Roques National Park, Venezuela. PeerJ., 4: e1539. <https://doi.org/10.7717/peerj.1539>
- Díaz, J.M., J. Garzón-Ferreira y S. Zea. 1995. Los arrecifes coralinos de la Isla de San Andrés, Colombia: estado actual y perspectivas para su conservación. Acad. Colomb. Cienc. Exac. Fis. Nat., Colec. Jorge Álvarez Lleras, 7: 150 p.
- Díaz, J.M., L.M. Barrios, M. Cendales, J. Garzón-Ferreira, J. Geister, M. López-Victoria, G. Ospina, F. Parra-Velandia, J. Pinzón, B. Vargas-Ángel, F. Zapata y S. Zea. 2000. Áreas coralinas de Colombia. Ser. Publ. Espec. Invemar, (5): 176 p.
- Ekeboom, J. and A. Enkkilä. 2003. Using aerial photography for identification of marine and coastal habitats under the EU's habitats directive. Aquat. Conser: Mar. Fresh. Eco., 13: 287-304. doi:10.1002/aqc.553
- Garzón-Ferreira, J. 1997. Arrecifes coralinos: un tesoro camino a la extinción? Colombia: Ciencia y Tecnología, 15(1): 11-19.
- Garzón-Ferreira, J. y M. Cano. 1991. Tipos, distribución, extensión y estado de conservación de los ecosistemas marinos costeros del Parque Nacional Natural Tayrona. Séptimo Concurso Nacional de Ecología. Fondo para la Protección del Medio Ambiente, Bogotá. 82 p.
- Garzón-Ferreira, J. and J.M. Díaz. 2003. The Caribbean coral reefs of Colombia. 275-301. En J. Cortés (Ed.), Latin American coral reefs. Amsterdam: Elsevier.
- Garzón-Ferreira, J., M. Moreno-Bonilla y J.M. Valderrama. 2004. Condición actual de las formaciones coralinas de *Acropora palmata* y *A. cervicornis* en el Parque Nacional Natural Tayrona (Colombia). Bol. Invest. Mar. Cost., 33: 117-136.
- Gladfelter, W. 1982. White band disease in *Acropora palmata*: implications for the structure and growth of shallow reefs. Bull. Mar. Sci., 32: 639-643.
- Hall, V.R. and T.P. Hughes. 1996. Reproductive strategies of modular organisms: comparative studies of reef-building corals. Ecology., 77: 950-963.
- Hoegh-Guldberg, O. 1999. Climate change, coral bleaching and the future of the world's coral reefs. Mar. Fresh. Res., 50: 839-866.
- Hoey, A.S and D.R. Bellwood. 2010. Damsel fish territories as a refuge for macroalgae on coral reefs. Coral Reefs, 29: 107-118.
- Hughes, T.P. and J.B.C. Jackson. 1985. Population dynamics and life histories of foliaceous corals. Ecol. Monogr., 55: 141-166.
- Hughes, T.P. and J.H. Connell. 1999. Multiple stressors on coral reefs: a long-term perspective. Limnol. Oceanogr., 44: 932-940.
- Hughes, T.P., D. Ayre, and J.H. Connell. 1992. The evolutionary ecology of corals. Trends. Ecol. Evol., 7: 292-295.
- Knowlton, N. 2001. The future of coral reefs. Proc. Nat. Acad. Sci., 5419-5428.
- Knowlton, N., J. Lang, and B. Keller. 1990. Case study of natural population collapse: Post-hurricane predation on Jamaican staghorn coral. Smithson. Contrib. Mar. Sci. 1-25. <https://doi.org/10.5479/si.01960768.31.1>
- 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. Geos., 32: 1259-1269.
- Kramer, K., D. Williams, M. Miller, C. Begin, J. Fry, and A. Valdivia. 2008. Demographic comparison of the threatened Elkhorn coral, *Acropora palmata*, in the Caribbean: a case study in successful volunteer partnerships in a regional-scale monitoring program. 765-769. Proc. 11th Int. Coral Reef. Symp., Florida.
- Larson, E.A., D.S. Gilliam, M. López Padierna, and B.K. Walker. 2014. Possible recovery of *Acropora palmata* (Scleractinia: Acroporidae) within the Veracruz Reef System, Gulf of Mexico: a survey of 24 reefs to assess the benthic communities. Rev. Biol. Trop., 62(3): 75-84.
- Lewis, J.B. 1989. The ecology of *Millepora*. A review. Coral Reefs, 8: 99-107.
- Linares, C., M.S. Pratchett, and D.J. Coker. 2011. Recolonisation of *Acropora hyacinthus* following climate-induced coral bleaching on the Great Barrier Reef. Mar. Ecol. Prog. Ser., 438: 97-104.
- López-Victoria, M. y J.M. Díaz. 2000. Morfología y estructura de las formaciones coralinas del archipiélago de San Bernardo, Caribe colombiano. Rev. Acad. Colomb. Cienc., 24(91): 219-230.
- Meesters, E.H., M. Hilterman, E. Kardinaal, M. Keetman, M. de Vries y R.P.M. Bak. 2001. Colony size-frequency distributions of scleractinian coral populations: spatial and interspecific variation. Mar. Ecol. Prog. Ser., 209: 43-54.
- Mejía-Niño, N. y J. Garzón-Ferreira. 2003. Dinámica de las interacciones alga-coral en dos bahías de la región de Santa Marta (Caribe colombiano) con distinto grado de influencia antropogénica. Bol. Invest. Mar. Cost., 32: 243-261.
- Muller, E. y 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.

- Navas-Camacho, R., D.L. Gil-Agudelo, A. Rodríguez-Ramírez, M.C. Reyes-Nivia y J. Garzón-Ferreira. 2010. Coral diseases and bleaching on Colombian Caribbean coral reefs. *Rev Biol Trop.*, 58(1): 95-106.
- Nugues, M., G. Smith, R. van Hooidonk, M. Seabra y R. Bak. 2004. Algal contact as a trigger for coral disease. *Ecol. Lett.*, 7: 919-923.
- Ortiz-Royero, J.C. 2007. Huracanes y tormentas tropicales en el mar Caribe colombiano desde 1900. *Bol. Cient. CIOH.*, 25: 54-60.
- Patterson, K., J. Porter, K. Ritchie, S. Polson, E. Mueller, E. Peters, D. Santavy, and G. Smith. 2002. The etiology of white pox, a lethal disease of the Caribbean elkhorn coral, *Acropora palmata*. *Ecology*, 99(13): 8725-8730.
- Porter, J.W., P. Dustan, W.C. Jaap, K.L. Patterson, V. Kosmynin, O.W. Meier, M.E. Patterson, and M. Parsons. 2001. Patterns of spread of coral disease in the Florida Keys. 1-24. In: Porter, J. (Ed.). *The ecology and etiology of newly emerging marine diseases*. Netherlands: Springer.
- Rodríguez-Martínez, R.E., A. Banaszak, and E. Jordan-Dahlgren. 2001. Necrotic patches affect *Acropora palmata* (Scleractinia: Acroporidae) in the Mexican Caribbean. *Dis. Aq. Org.*, 47: 229-234.
- Rodríguez-Martínez, R.E., A. Banaszak, M.D. McField, A.U. Beltrán-Torres, and L. Álvarez-Filip. 2014. Assessment of *Acropora palmata* in the Mesoamerican Reef System. *PLoS ONE*, 9: e96140. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0096140>
- Rodríguez-Ramírez, A., C. Bastidas, S. Rodríguez, Z. Leão, R. Kikuchi, M. Oliveira, D.L. Gil, J. Garzón-Ferreira, M.C. Reyes-Nivia, R. Navas-Camacho, N. Santodomingo, G. Díaz-Pulido, D. Venera-Ponton, L. Flórez-Leiva, A. Rangel-Campo, C. Orozco, J.C. Márquez, S. Zea, M. López-Victoria, J.A. Sánchez, and M.C. Hurtado. 2008. The effects of coral bleaching in the Southern Tropical America: Brazil, Colombia, and Venezuela. 105-114. En: Wilkinson, C and D. Souter (Eds.). *Status of Caribbean Coral Reefs after bleaching and hurricanes in 2005*. Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre, Townsville. 152 p.
- Rogers, C.S and E.M. Muller. 2012. Bleaching, disease and recovery in the threatened scleractinian coral *Acropora palmata* in St. John, US Virgin Islands: 2003-2010. *Coral Reefs.*, 31: 807-819.
- Romero-Rodríguez, D., G. Bernal y S. Zea. 2014. Variables ambientales durante blanqueamiento coralino en el Caribe colombiano. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.*, 38(149): 347-355.
- Schopmeyer, S. and D. Lirman. 2015. Occupation dynamics and impacts of damselfish territoriality on recovering populations of the threatened staghorn coral, *Acropora cervicornis*. *PLoS ONE.*, 10(11): e0141302.
- Selgrath, J.C., C. Roelfsema, S.E. Gergel y A.C.J. Vincent. 2016. Mapping for coral reef conservation: Comparing the value of participatory and remote sensing approaches. *Ecosphere.*, 7: 1-17. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1325>
- Soong, K. 1993. Colony size as a species character in massive reef corals. *Coral Reefs.*, 12: 77-83.
- Soong, K. and J.C. Lang. 1992. Reproductive integration in reef corals. *Biol. Bull.*, 183: 418-431.
- Sweet, M., J. Bythell, and M. Nugues. 2013. Algae as reservoirs for coral pathogens. *PLoS ONE.*, 8(7): e69717.
- Vega-Sequeda, J., A. Rodríguez-Ramírez, M.C. Reyes-Nivia y R. Navas-Camacho. 2008. Formaciones coralinas del área de Santa Marta: estado y patrones de distribución espacial de la comunidad béntica. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 37: 87-105.
- Vermeij, M.J.A and R.B. Bak. 2003. Species-specific populations structure of closely related coral morphospecies along a depth gradient (5-60 m) over a Caribbean reef slope. *Bull. Mar. Sci.*, 73: 725-744.
- Wirt, K.E., P. Hallock, D. Palandro, and K.L. Daly. 2013. Potential habitat of *Acropora* spp. on Florida reefs. *Ap. Geog.*, 39: 118-127.
- Wirt, K.E., P. Hallock, D. Palandro, K.D. Semon, and K. Lunz. 2015. Potential Habitat of *Acropora* spp. on Reefs of Florida, Puerto Rico, and the US Virgin Islands. *Glob. Ecol. Conserv.*, 3: 242-255.
- Yap, H.T., P.M. Aliño, and E.D. Gómez. 1992. Trends in growth and mortality of three coral species (Anthozoa: Scleractinia), including effects of transplantation. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 83: 91-101.

RECIBIDO/RECEIVED: 27/07/2020

ACEPTADO/ACCEPTED: 01/11/2020



MATERIAL SUPLEMENTARIO

Material suplementario 1. Áreas estimadas de las formaciones de *A. palmata* y *A. cervicornis* en el Parque Nacional Natural Tayrona con relación al área reportada por Garzón-Ferreira *et al.* (2004). Se indica la ubicación geográfica, código de cada formación y tipo de medida para el cálculo de áreas.

Supplementary material 1. Estimated areas of *A. palmata* and *A. cervicornis* formations in Tayrona National Natural Park to the area reported by Garzón-Ferreira *et al.* (2004). The geographical location, code of each formation, and type of measurement are indicated for the calculation of areas.

<i>Acropora palmata</i>						
Ubicación/ Location	Código/Code	Medida/Measure	Área actual/ Current area (m ²)	Área 2001 (m ²)	Latitud/Latitude	Longitud/Lenght
Isla Aguja/ Aguja Island	1PN**	GPS	314		11° 18' 39.19" N	74° 11' 25.587" W
	2PN**	Dron	1996		11° 19' 16.032" N	74° 7' 41.808" W
Chengue	1P	GPS	1372	763	11° 19' 43.729" N	74° 7' 38.078" W
	2P*			708		
	3P	GPS	1079	4352	11° 19' 28.476" N	74° 7' 40.971" W
	4P	Dron	19692	20423	11° 19' 22.750" N	74° 8' 5.070" W
	5P	Directo	238	340	11° 19' 37.974" N	74° 8' 31.191" W
	6P	GPS	2571	2838	11° 19' 7.603" N	74° 8' 3.437" W
	7P	GPS	1927	3938	11° 19' 4.114" N	74° 8' 2.189" W
	18P	GPS	877	507	11° 19' 43.489" N	74° 7' 35.201" W
	Gayraca	8P	GPS	2207	614	11° 19' 40.739" N
9P		GPS	4292	5187	11° 19' 38.800" N	74° 6' 53.958" W
10P*				3304		
11P*				1493		
12P		GPS	4600	5762	11° 19' 23.881" N	74° 6' 45.095" W
Nenguange		3PN**	Dron	6020		11° 19' 9.301" N
	13P	GPS	740	1031	11° 19' 12.468" N	74° 5' 26.016" W
	14P	GPS	2794	4509	11° 19' 13.147" N	74° 5' 9.399" W
	15P	Dron	1021	1035	11° 19' 3.074" N	74° 4' 42.447" W
	16P	Dron	742	531	11° 19' 18.775" N	74° 4' 39.328" W
	17P	Dron	945	722	11° 19' 16.769" N	74° 4' 39.895" W
	19P	Dron	1909	1614	11° 19' 14.971" N	74° 4' 41.909" W
	20P	Dron	2095	3049	11° 19' 12.607" N	74° 4' 43.002" W
	21P	GPS	964	803	11° 19' 24.636" N	74° 4' 41.721" W
	22P*			300		

<i>Acropora palmata</i>						
Ubicación/ Location	Código/Code	Medida/Measure	Área actual/ Current area (m ²)	Área 2001 (m ²)	Latitud/Latitude	Longitud/Lenght
Nenguange	23P	Dron	4175	2670	11° 19' 34.022" N	74° 4' 40.627" W
	24P	Dron	2303	1795	11° 19' 42.509" N	74° 4' 41.483" W
Cinto	25P	Dron	21227	35856	11° 19' 56.820" N	74° 3' 36.540" W
	26P	GPS	2050.35	3368	11° 20' 10.389" N	74° 3' 44.993" W
	27P	GPS	4993	6263	11° 19' 49.066" N	74° 3' 32.410" W
	28P*			2461		
	29P*				3084	
	TOTAL			91836	119320	
<i>Acropora cervicornis</i>						
Ubicación/ Location	Código/Code	Medida/Measure	Área actual/ Current area (m ²)	Área 2001 (m ²)	Latitud/Latitude	Longitud/Lenght
Chengue	1CN***				11° 19' 16.032" N	74° 7' 41.808" W
	1C*			2732		
	8C*			2125		
Gayraca	2C*			1555		
	3C*			1057		
	4C*			1234		
	5C*			920		
Nenguange	6C*			8930		
	7C	Directo	158	924	11° 19' 9,819" N	74° 4' 45,726" W
	9C*			933		
	10C*			374		
	11C*			542		
Cinto	2CN**	Directo	24		11° 20' 10,500" N	74° 3' 9,936" W
	3CN**	Directo	80		11° 20' 10,500" N	74° 3' 9,936" W
	12C*			434		
TOTAL			263	21 760		

*No fueron encontradas en este estudio. **Nueva formación encontrada. ***Colonias aisladas.

*They were not found in this study. **New formation found. ***Isolated colonies.



Material suplementario 2. Cobertura promedio y desviación estándar (DE) de los componentes principales del sustrato y especies de coral asociadas a las formaciones de *Acropora palmata* en el Parque Nacional Natural Tayrona e isla Aguja (sector del Torín) (2016-2018). Valores en negrilla resaltan las coberturas más altas.

Supplementary material 2. Average coverage and standard deviation (SD) of the main components of the substrate and coral species associated with the *Acropora palmata* formations in Tayrona National Natural Park and Aguja Island (Torin sector) (2016-2018). Values in bold highlight higher coverages.

Categorías principales/ Main categories	Isla Aguja		Chengue		Gayraca		Nenguange		Cinto	
	Promedio/ Average	DE/SD	Promedio/ Average	DE/SD	Promedio/ Average	DE/SD	Promedio/ Average	DE/SD	Promedio/ Average	DE/SD
Corales/Corals	60.50	15.84	34.8	15.8	46.23	6.01	35.9	10.72	43.90	1.16
Gorgonias	1.00	1.41	0.2	0.4	0.03	0.07	0.0	0.16	0.40	0.53
Esponjas/Sponges	9.40	3.96	0.0	0.1	0.98	0.78	0.3	0.65	0.00	0.00
Zoantidos	0.00	0.00	1.0	2.5	0.34	0.24	1.5	2.68	2.64	1.43
Macroalgas/Macroalgae	21.70	8.40	47.4	6.6	49.03	5.10	58.9	7.50	45.25	4.21
Arena, pavimento/ Sand, Pavement	8.10	6.08	16.6	14.4	3.38	1.00	3.3	3.41	7.67	1.41
Corales/Corals										
<i>Acropora palmata</i>	41.30	7.21	15.96	8.34	29.63	11.38	16.22	9.01	18.20	15.98
<i>Agaricia tenuifolia</i>	0.00	0.00	0.18	0.49	1.25	2.50	0.21	0.57	0.17	0.22
<i>Colpophyllia natans</i>	0.00	0.00	0.09	0.26	0.00	0.00	0.66	1.50	0.09	0.11
<i>Pseudodiploria clivosa</i>	6.30	8.63	3.56	5.53	1.16	1.03	2.01	3.95	6.00	3.24
<i>Pseudodiploria strigosa</i>	5.70	4.67	1.32	1.59	4.31	3.01	1.53	1.56	3.32	2.41
<i>Diploria labyrinthiformis</i>	0.00	0.00	0.00	0.0	0.25	0.50	0.01	0.03	0.00	0.00
<i>Favia fragum</i>	0.00	0.00	0.03	0.05	0.03	0.07	0.06	0.09	0.11	0.10
<i>Madracis decactis</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.07	0.22	0.00	0.00
<i>Meandrina meandrites</i>	0.00	0.00	0.03	0.00	0.00	0.00	0.03	0.08	0.00	0.00
<i>Millepora alcicornis</i>	0.50	0.71	0.04	0.07	0.18	0.21	0.05	0.15	0.27	0.13
<i>Millepora complanata</i>	2.10	2.97	4.64	6.72	3.48	2.06	7.97	7.09	4.67	3.29
<i>Millepora squarrosa</i>	0.40	0.57	0.91	1.52	2.25	4.37	3.08	3.70	1.42	1.00

Categorías principales/ Main categories	Isla Aguja		Chengue		Gayraca		Nenguange		Cinto	
	Promedio/ Average	DE/SD	Promedio/ Average	DE/SD	Promedio/ Average	DE/SD	Promedio/ Average	DE/SD	Promedio/ Average	DE/SD
<i>Orbicella annularis</i>	0.20	0.28	1.78	3.18	0.23	0.47	0.01	0.05	1.61	1.29
<i>Montastraea cavernosa</i>	1.80	2.55	0.38	0.90	0.02	0.03	0.01	0.05	0.29	0.44
<i>Orbicella faveolata</i>	0.70	0.99	0.03	0.05	0.07	0.13	0.12	0.39	0.57	0.98
<i>Porites astreoides</i>	0.30	0.42	0.43	0.44	0.27	0.37	0.49	0.99	0.11	0.10
<i>Porites porites</i>	0.50	0.71	0.25	0.59	0.20	0.28	0.09	0.19	0.00	0.00
<i>Siderastrea radians</i>	0.00	0.00	0.01	0.04	0.00	0.00	0.52	1.72	0.02	0.04
<i>Siderastrea siderea</i>	0.60	0.57	5.02	6.79	2.85	2.65	2.83	3.37	2.51	2.21



Dinámica de la estructura de la comunidad bentónica en las formaciones coralinas someras del archipiélago de San Bernardo, Caribe colombiano

Dynamics of the benthic community structure on the shallow coral formations of the San Bernardo Archipelago, Colombian Caribbean

Johanna Vega-Sequeda^{1*}, Claudia Agudelo-Ramírez², Álvaro Mendoza-Mazzeo³ y Adolfo Sanjuan-Muñoz⁴

0000-0003-2507-8560

0000-0001-9860-6673

0000-0002-3539-528X

0000-0002-4786-862X

1. Investigador independiente. johavega@gmail.com*

2. Sanjuan y Asociados Ltda. clautg@hotmail.com

3. Hyser Ltda., Barranquilla, Colombia. lmendozamazzeo@gmail.com

4. Departamento de Ciencias Biológicas y Ambientales, Facultad de Ciencias Naturales e Ingeniería, Universidad Jorge Tadeo Lozano, Sede Santa Marta, El Rodadero, Santa Marta, Colombia. adolfo.sanjuan@utadeo.edu.co

* Autora de correspondencia.

RESUMEN

Los arrecifes de coral han sufrido una extensa degradación en las últimas décadas como resultado de perturbaciones antropogénicas y naturales. Este estudio presenta una caracterización histórica (1989-2015) de los cambios en la composición del sustrato en formaciones coralinas en el archipiélago de San Bernardo. Adicionalmente, en el 2015 se evaluó la salud arrecifal (presencia de signos de deterioro) y se analizaron datos satelitales de temperatura. En general, la cobertura de coral mostró una tendencia estable entre 1989 y 2010. En 2013 y 2015 se registraron diferencias en el ensamblaje coralino las cuales pueden estar asociadas al incremento en la cobertura de las especies de los géneros *Orbicella*, *Porites*, *Agaricia*, *Siderastrea* y del hidrocoral *Millepora complanata*. Las menores coberturas observadas en 1989, 1991 y 2005 estuvieron posiblemente relacionados con eventos de mortalidades masivas de especies arrecifales por enfermedades y blanqueamiento. Se registró un comportamiento opuesto entre el sustrato abiótico y las algas, siendo este último grupo el componente dominante del sustrato desde el 2013. Espacialmente se presentaron diferentes tendencias. Las estaciones en Ceycen, Tintipán y Mangle presentaron mejores condiciones de desarrollo coralino en el tiempo, mientras que las estaciones en Cabruna y Palma, lugares más cercanos a los centros urbanos, presentaron indicios de tendencia hacia el deterioro. Adicionalmente, a partir de junio del 2015 se registraron valores de temperatura por encima del umbral de tolerancia al blanqueamiento (29,4 °C), por lo que posiblemente los corales enfrentaron un estrés térmico que causó blanqueamiento en 18 de las 19 estaciones evaluadas. Son esenciales las acciones de gestión sobre los impactos locales, acompañados de la información suministrada por los programas de monitoreo, para que los arrecifes puedan recuperarse de los impactos naturales y antropogénicos que los afectan.

PALABRAS CLAVE: arrecifes coralinos, monitoreo coralino, cobertura arrecifal, Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo, Caribe colombiano

ABSTRACT

Coral reefs have experienced an extensive degradation over the last decades as a result of anthropogenic and natural disturbances. This study presents an historical characterization (1989-2015) of changes in composition of the substrate in coral formations in the San Bernardo Archipelago. In addition, in 2015 coral reef health (presence of deterioration signs) was evaluated, and satellite temperature data were analyzed. In general, coral cover showed a stable trend between 1989 and 2010. The observed differences in the coral reef formations in 2013 and 2015 could have been due to the increase in coverage of species of the genus *Orbicella*, *Porites*, *Agaricia*, *Siderastrea* and the hydrocoral *Millepora complanata*. The lower coverage in 1989, 1991 and 2005 was possibly related to massive mortality events of reef species due to diseases and bleaching. Abiotic substrate and algal cover exhibited opposing behavior, and algae became the dominant component of the substrate since 2013. Spatially, there were different trends: stations at Ceycen, Tintipán and Mangle presented better coral development conditions over time, while stations at Cabruna and Palma, closer to urban centers, showed signs of deterioration. In addition, temperatures above the bleaching tolerance threshold (29.4 °C) were recorded since June 2015, which is possibly why corals faced thermal stress and bleached in 18 of the 19 evaluated stations. Management actions on local impacts are essential, accompanied by information provided by monitoring programs, so that coral reefs can recover from the natural and anthropogenic impacts that affect them.

KEY WORDS: coral reefs, coral monitoring, reef cover, Corales del Rosario y San Bernardo Natural National Park, Colombian Caribbean

DOI: <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2020.49.SuplEsp.1088>

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

Los arrecifes de coral constituyen uno de los ecosistemas más valiosos, productivos y biodiversos del planeta, ofreciendo variados servicios ecosistémicos a la población costera; son fuente de gran valor económico para la pesca tradicional y el turismo (Birkeland, 1997; Buddemeier *et al.*, 2004; Burke *et al.*, 2011). Este ecosistema es muy sensible a cambios en su entorno, por lo que ha sido catalogado como un indicador de perturbaciones ambientales (Zea, 1991; Bernhard, 2007). Por ello, la variación temporal de la cobertura coralina es considerada un buen indicador del estado de salud de los arrecifes coralinos, debido a que los corales son los constructores fundamentales del ecosistema (Birkeland, 1997; Hughes *et al.*, 2010).

A pesar de su valor, los arrecifes coralinos han sufrido una extensa degradación en las últimas décadas y cerca del 75 % de ellos están bajo amenaza como resultado de perturbaciones antropogénicas y naturales (Burke *et al.*, 2011). Factores como la sobrepesca, la pesca destructiva, la contaminación, las altas tasas de sedimentación, las enfermedades, el blanqueamiento y el cambio climático, son las causas más importantes de deterioro identificadas a nivel mundial y nacional, incluyendo el área de las islas de San Bernardo, en el Caribe colombiano (Birkeland, 1997; Díaz *et al.*, 2000; Wilkinson y Souter, 2008; Burke *et al.*, 2011).

Si bien se han realizado algunos estudios en los arrecifes coralinos del archipiélago de San Bernardo desde 1975 (Erhardt y Meinel, 1975; Duque y Gómez, 1983; Prahll y Erhardt, 1985; Díaz *et al.*, 2000; López-Victoria y Díaz, 2000; Garzón-Ferreira y Díaz, 2003), son escasas las investigaciones que han evaluado la dinámica de los arrecifes del área en una amplia escala espacial y temporal. Se destaca la revisión de Alvarado *et al.* (2011) y la información suministrada por el Sistema Nacional de Monitoreo de Arrecifes Coralinos (SIMAC) que en San Bernardo inició actividades desde 2002 (Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2010; Navas-Camacho *et al.*, 2011; Bastidas *et al.*, 2014).

Desde la perspectiva del manejo y ante la problemática del cambio climático, es importante entender la dinámica de los ecosistemas en el tiempo y detectar sus cambios (Vega-Sequeda *et al.*, 2017). En las formaciones coralinas del archipiélago de San Bernardo se realizó un monitoreo de cinco muestreos entre 1989 y 2010, en el marco del programa de Seguimiento y Monitoreo de Ecosistemas Naturales Marinos del Plan de Manejo Ambiental del Terminal de Coveñas de Ecopetrol S.A. (la empresa petrolera

INTRODUCTION

Coral reefs constitute one of the most valuable, productive, and biodiverse ecosystems on the planet, offering various ecosystem services to the coastal population; they are a source of great economic value for traditional fishing and tourism (Birkeland, 1997; Buddemeier *et al.*, 2004; Burke *et al.*, 2011). This ecosystem is very sensitive to changes in its environment, which is why it has been classified as an indicator of environmental disturbances (Zea, 1991; Bernhard, 2007). For this reason, the temporal variation of the coral cover is considered a good indicator of the health status of coral reefs, since corals are the fundamental constructors of the ecosystem (Birkeland, 1997; Hughes *et al.*, 2010).

Despite their value, coral reefs have suffered extensive degradation in recent decades and about 75 % of them are under threat as a result of anthropogenic and natural disturbances (Burke *et al.*, 2011). Factors such as overfishing, destructive fishing, pollution, high rates of sedimentation, disease, bleaching, and climate change, are the most important causes of deterioration identified globally and nationally, including the San Bernardo's islands area, in the Colombian Caribbean (Birkeland, 1997; Díaz *et al.*, 2000; Wilkinson and Souter, 2008; Burke *et al.*, 2011).

Although some studies have been carried out in the coral reefs of the San Bernardo archipelago since 1975 (Erhardt and Meinel, 1975; Duque and Gómez, 1983; Prahll and Erhardt, 1985; Díaz *et al.*, 2000; López-Victoria and Díaz, 2000; Garzón-Ferreira and Díaz, 2003), there are few investigations that have evaluated the dynamics of the reefs in the area on a wide spatial and temporal scale. It is highlight the review by Alvarado *et al.* (2011), as well as, the information provided by the National Coral Reef Monitoring System (SIMAC), which in San Bernardo began activities since 2002 (Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2010; Navas-Camacho *et al.*, 2011; Bastidas *et al.*, 2014).

From the perspective of management and faced with the problem of climate change, it is important to understand the dynamics of ecosystems over time and detect their changes (Vega-Sequeda *et al.*, 2017). In the coral formations of the San Bernardo archipelago, monitoring of five samplings was carried out between 1989 and 2010, within the framework of the Monitoring and Monitoring Program for Marine Natural Ecosystems of the Environmental Management Plan of the Coveñas

estatal colombiana), en el que se evaluó la cobertura del sustrato y la composición, abundancia y diversidad coralina. Adicionalmente, se llevaron a cabo campañas de muestreo adicionales en 2013 y 2015. En esta investigación se analizaron los cambios temporales en la cobertura y composición de las formaciones coralinas, así como el ensamblaje de corales escleractinios en el archipiélago de San Bernardo entre 1989 y 2015.

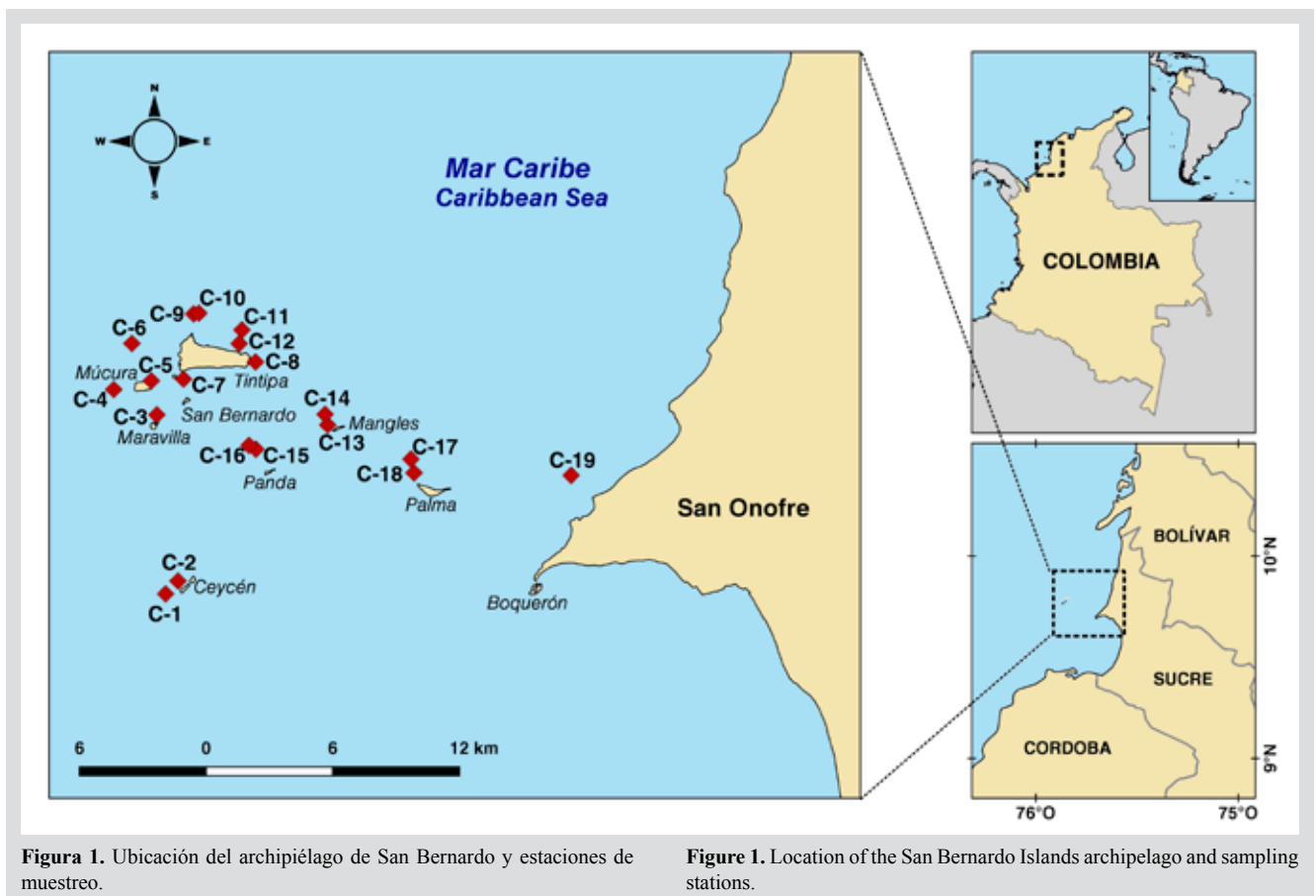
ÁREA DE ESTUDIO

El archipiélago de San Bernardo está localizado frente a la costa del departamento de Sucre en el Caribe colombiano (Figura 1). Este archipiélago está compuesto por 12 islas y 4 islotes, destacándose el islote artificial de Santa Cruz del Islote como el que tiene la mayor población humana nativa, la cual deriva su sustento principalmente de la pesca artesanal y en menor medida del turismo (Duque-Rico y Torres-Gómez, 2011). El área sumergida hace parte del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB), que abarca un área marina protegida de 120000 ha (Zarza-González, 2011).

Terminal of Ecopetrol S.A. (the oil company Colombian state), in which the substrate coverage and the composition, abundance and coral diversity were evaluated. Additionally, sampling campaigns were carried out in 2013 and 2015. This research analyzed the temporal changes in the coverage and composition of the coral formations, as well as the assembly of scleractinian corals in the San Bernardo archipelago between 1989 and 2015.

STUDY AREA

The San Bernardo archipelago is located off the coast of the department of Sucre in the Colombian Caribbean (Figure 1). This archipelago is made up of 12 islands and 4 islets, highlighting the artificial islet of Santa Cruz del Islote as the one with the largest native human population, which derives its livelihood mainly from artisanal fishing and to a lesser extent from tourism (Duque-Rico and Torres-Gómez, 2011). The submerged area is part of the Corales del Rosario and San Bernardo National Natural Park (PNNCRSB) which covers a protected marine area of 120 000 ha (Zarza-González, 2011).



El clima de la región es tropical, con una época seca (diciembre-abril) con mayor influencia de los vientos alisios del NE, un ligero descenso de la temperatura del agua (27 °C) y un incremento en la acción del oleaje, así como una época de lluvias (mayo-noviembre), cuando los vientos alisios se debilitan, el agua es más cálida (29 °C), las lluvias son frecuentes y llegan las descargas del río Sinú que incrementan la turbidez (Pujos *et al.*, 1986; Patiño y Flores, 1993; Andrade-Amaya, 2001; Gutiérrez-Moreno *et al.*, 2011).

El archipiélago de San Bernardo posee un complejo arrecifal parcialmente emergido con parches, arrecifes franjeantes y bancos coralinos que ocupan una extensión aproximada de 213,3 km², de los cuales 134,5 km² corresponden a cobertura viva, presentando un mayor desarrollo en los flancos norte y occidente. Las formaciones más destacadas de este sector se encuentran al norte y noroccidente de isla Mangle, al norte de isla Tintipán y en los costados norte y occidente de los bajos Las Nubes, Minalta y Julián (Díaz *et al.*, 2000).

Los arrecifes coralinos de las islas de San Bernardo han sufrido fuertes impactos antropogénicos desde la década de 1980. Estos se han atribuido a enfermedades epizooticas coralinas, sedimentación y turbidez provenientes del río Sinú (López-Victoria y Díaz, 2000; Alvarado *et al.*, 2011), pesca con dinamita y sobrepesca, desarrollo costero, turismo incontrolado, construcción en las islas y extracción de corales para artesanías (Ramírez, 1990; Díaz *et al.*, 2000; Garzón-Ferreira y Díaz, 2003; Alvarado *et al.*, 2011).

MATERIALES Y MÉTODOS

Fase de campo

Se utilizaron los datos de los monitoreos realizados en 1989, 1991, 1999, 2005 y 2010, documentados por Ramírez (1990, 1992, 2000, 2010) e Invemar (2005). El monitoreo inicial evaluó 11 estaciones, en 1999 se ampliaron a 18 y en 2005 se añadió una más para completar 19 estaciones (Figura 1) que se encuentran entre 4 y 12 m de profundidad. Para cada monitoreo se siguieron las coordenadas geográficas históricas de cada punto. Las estaciones están dispuestas en los alrededores de las islas Ceycen (C-1 y C-2), Maravilla (C-3), Múcura (C-4 a C-6), Tintipán (C-7 a C-12), Mangle (C-13 y C-14), Panda (C-15 y C-16), Palma (C-17 y C-18) y Cabruna (C-19). En cada estación se estimó la cobertura del sustrato por algas, corales (por especie), otros invertebrados (poliquetos sésiles, esponjas y anémonas) y sustrato abiótico, por el método de punto intercepto en transecto. En cada sitio

The climate of the region is tropical, with a dry season (December-April) with greater influence from the NE trade winds, a slight decrease in water temperature (27 °C) and an increase in the action of the waves; as well as a rainy season (May-November), when the trade winds weaken, the water is warmer (29 °C), the rains are frequent, and the discharges from the Sinú River that increase turbidity (Pujos *et al.*, 1986; Patiño and Flores, 1993; Andrade-Amaya, 2001; Gutiérrez-Moreno *et al.*, 2011).

The San Bernardo archipelago has a partially emerged reef complex with patches, fringing reefs, and coral banks that occupy an area of approximately 213.3 km², of which 134.5 km² corresponds to living cover, presenting greater development on the northern flanks and the west. The most prominent formations in this sector are found to the north and northwest of Mangle Island, to the north of Tintipán Island, and on the north and west sides of the Las Nubes, Minalta, and Julián lowlands (Díaz *et al.*, 2000).

The coral reefs of the San Bernardo Islands have suffered strong anthropogenic impacts since the 1980s. These have been attributed to epizootic coral diseases, sedimentation and turbidity from the Sinú River (López-Victoria and Díaz, 2000; Alvarado *et al.*, 2011), dynamite fishing and overfishing, coastal development, uncontrolled tourism, construction on islands, and extraction of corals for handicrafts (Ramírez, 1990; Díaz *et al.*, 2000; Garzón-Ferreira and Díaz, 2003; Alvarado *et al.*, 2011).

MATERIALS AND METHODS

Field phase

The data from the monitoring carried out in 1989, 1991, 1999, 2005, and 2010, documented by Ramírez (1990, 1992, 2000, 2010) and Invemar (2005) were used. Initial monitoring evaluated 11 stations, in 1999 they were expanded to 18, and in 2005 one more was added to complete 19 stations (Figure 1) that are between 4 and 12 m deep. For each monitoring, the historical geographic coordinates of each point were followed. The stations are arranged around the islands Ceycen (C-1 and C-2), Maravilla (C-3), Múcura (C-4 to C-6), Tintipán (C-7 to C-12), Mangle (C-13 and C-14), Panda (C-15 and C-16), Palma (C-17 and C-18), and Cabruna (C-19). At each station, the substrate coverage by algae, corals (by species), other invertebrates (sessile polychaetes, sponges, and anemones), and abiotic substrate were estimated by

se extendieron dos transectos no fijos de 75 m, anotando cada 10 cm el componente del sustrato que estaba debajo hasta completar 1500 puntos.

En 2013 y 2015, se emplearon las categorías del sustrato descritas por Garzón-Ferreira *et al.* (2002) con algunas modificaciones: algas, corales duros (por especie), esponjas, corales blandos (gorgonáceos y zoantídeos), otros invertebrados y sustrato abiótico. Adicionalmente, en el 2015 se registró la presencia de enfermedades coralinas y blanqueamiento con base en Sutherland *et al.* (2004) y Raymundo *et al.* (2008).

Se obtuvieron datos de la temperatura superficial del mar y del índice “grados semanas de calentamiento” (*Degree Heating Weeks* - DHW) del 2015 a partir de las bases de datos satelitales de la NOAA *Coral Reef Watch* (2020). La serie del índice DHW muestra la cantidad de estrés térmico acumulado en los corales durante las últimas 12 semanas. Este índice considera el “umbral de tolerancia” al blanqueamiento coralino, que para el Caribe colombiano es de 29,4 °C. Un DHW superior a 4 °C-semanas ha demostrado un blanqueamiento significativo y valores por encima de 8 °C-semanas han causado blanqueamiento masivo y mortalidad asociada (Liu *et al.*, 2018).

Análisis de la información

Para describir el ensamblaje coralino se calcularon las medidas de riqueza específica (S), diversidad de Shannon-Wiener (H') y la uniformidad de Pielou (J'), calculando el promedio, error estándar y coeficiente de variación por estación. Es necesario tener en cuenta que en los resultados de los monitoreos previos al 2013 *Agaricia* sp. agrupó a *A. agaricites* y *A. tenuifolia*, *Orbicella annularis* integró a *O. faveolata* y *O. Franksi*, y *Siderastrea* sp. incluyó a *S. siderea* y *S. radians*.

Los patrones de variación temporal (entre años) del ensamblaje coralino fueron representados por promedios Bootstrap en gráficos de Escalamiento Multidimensional o MDS (por sus siglas en inglés) multivariada y sus respectivos intervalos Bootstrap de 95 %, con 100 repeticiones por grupo y un coeficiente de correlación mínimo de 0,99 (Clarke y Gorley, 2015). Para determinar posibles diferencias significativas de la estructura entre años se aplicó un PERMANOVA con 999 permutaciones (Anderson, 2001). Se definieron los corales que mayor contribución tuvieron a la disimilitud entre grupos mediante el análisis SIMPER (Clarke, 1993). Al realizar las comparaciones en el ámbito local y nacional, se obviaron las diferencias derivadas de los métodos de evaluación en campo.

the intercept point method in the transect. At each site, two non-fixed transects of 75 m were extended, scoring every 10 cm the component of the substrate that was underneath until completing 1500 points.

In 2013 and 2015, the substrate categories described by Garzón-Ferreira *et al.* (2002) with some modifications: algae, hard corals (by species), sponges, soft corals (gorgonians and zoanthids), other invertebrates, and abiotic substrate. Additionally, in 2015 the presence of coral diseases and bleaching was recorded based on Sutherland *et al.* (2004) and Raymundo *et al.* (2008).

Data for the sea surface temperature and the index “degrees of warming weeks” (*Degree Heating Weeks* - DHW) for 2015 were obtained from the NOAA *Coral Reef Watch* (2020) satellite databases. The DHW index series shows the amount of heat stress accumulated in corals during the last 12 weeks. This index considers the “tolerance threshold” for coral bleaching, which for the Colombia Caribbean is 29.4 °C. A DHW greater than 4 °C-weeks has shown significant whitening and values above 8 °C-weeks have caused massive bleaching and associated mortality (Liu *et al.*, 2018).

Analysis of the information

To describe the coral assemblage, the measures of specific richness (S), Shannon-Wiener diversity (H'), and Pielou uniformity (J') were calculated, calculating the average, standard error, and coefficient of variation per station. It is necessary to take into account that in the results of the monitoring before 2013 *Agaricia* sp. grouped *A. agaricites* and *A. tenuifolia*, *Orbicella annularis* integrated *O. faveolata* and *O. Franksi*, and *Siderastrea* sp. included *S. siderea* and *S. radians*.

The temporal variation patterns (between years) of the coral assemblage were represented by Bootstrap averages in Multidimensional Scaling graphs or multivariate MDS and their respective Bootstrap intervals of 95 %, with 100 repetitions per group and a coefficient of Minimum correlation of 0.99 (Clarke and Gorley, 2015). To determine possible significant differences in the structure between years, a PERMANOVA with 999 permutations was applied (Anderson, 2001). The corals that made the greatest contribution to the dissimilarity between groups were defined by SIMPER analysis (Clarke, 1993). When making comparisons at the local and national level, differences derived from field evaluation methods were obviated. Thus, the comparison and interpretation are

De este modo, la comparación e interpretación se limita a los valores de cobertura de las principales categorías del sustrato y la abundancia de especies coralinas.

limited to the coverage values of the main categories of the substrate and the abundance of coral species.

RESULTADOS

Caracterización histórica

Entre 1989 y 2010, en las formaciones coralinas del archipiélago de San Bernardo el sustrato abiótico fue el componente más conspicuo. No obstante, entre 1989 y

RESULTS

Historical characterization

Between 1989 and 2010, in the coral formations of the San Bernardo archipelago, the abiotic substrate was the most conspicuous component. However, between 1989 and 2015 there was a decrease close to 45 %. During

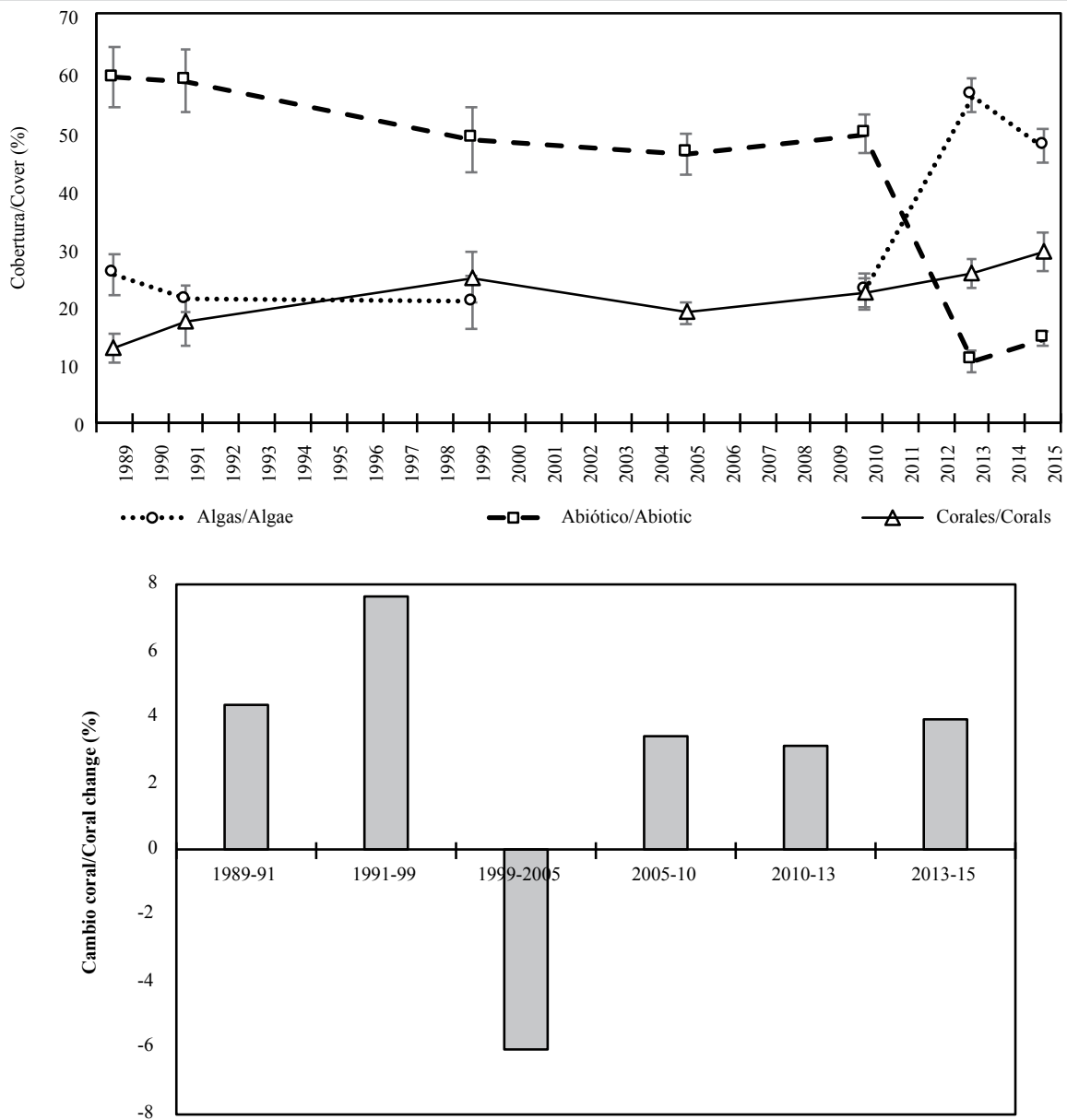


Figura 2. A) Cobertura promedio (\pm error estándar) de coral, algas y sustrato abiótico. **B)** Tasa de cambio de la cobertura coralina entre 1989 y 2015 en el archipiélago de San Bernardo.

Figure 2. A) Average cover (\pm standard error) of coral, algae, and abiotic substrate. **B)** The rate of change in coral cover between 1989 and 2015 in the San Bernardo archipelago.

2015 se presentó un descenso cercano al 45 %. Durante la década de 1990 el componente algal presentó una reducción en su cobertura, siendo 1999 el único año en el que estuvo por debajo de los corales. Sin embargo, a partir del 2010 se registró un incremento, alcanzando un máximo en 2013, cuando se volvió el componente predominante.

En cuanto al componente coralino, entre 1989 y 1991 presentó baja cobertura (inferior a 20 %). A partir de 2005 se registró un incremento gradual en la cobertura que en 2015 fue cercana a 30 %. No obstante, en 2005 se observó una reducción de la cobertura en 6 % con respecto a 1999 (Figura 2).

En la Tabla 1 se muestra la cobertura de cada taxón coralino registrado en cada uno de los años. Desde 1989 los corales que en general registraron una mayor abundancia relativa en el área de estudio fueron *Orbicella* spp. y *Porites porites*, seguidos de *Agaricia* spp., *P. astreoides* y *Siderastrea* spp. Se destaca la contribución histórica del género *Orbicella* que fue mayor a 35 %, así como su cobertura, la cual se incrementó en el tiempo. Adicionalmente, en el descenso de la cobertura del 2005, los géneros más afectados fueron *Colpophyllia*, *Porites* y *Pseudodiporia*.

the 1990s, the algal component presented a reduction in its coverage, being 1999 the only year in which it was below the corals. However, as of 2010, there was an increase, reaching a maximum in 2013, when it became the predominant component.

Regarding the coral component, between 1989 and 1991 it presented low coverage (less than 20 %). Starting in 2005, there was a gradual increase in coverage, which in 2015 was close to 30 %. However, in 2005 there was a 6 % reduction in coverage compared to 1999 (Figure 2).

Table 1 shows the coverage of each coral taxon recorded in each of the years. Since 1989, the corals that generally registered the highest relative abundance in the study area were *Orbicella* spp. and *Porites porites*, followed by *Agaricia* spp., *P. astreoides* and *Siderastrea* spp. The historical contribution of the *Orbicella* genus stands out, which was greater than 35 %, as well as its coverage, which increased over time. Additionally, in the decrease in coverage in 2005, the most affected genera were *Colpophyllia*, *Porites*, and *Pseudodiporia*.

Tabla 1. Porcentaje de cobertura media (\bar{x}) y error estándar (EE) de los corales en el archipiélago de San Bernardo entre 1989 y 2015.

Table 1. Percentage of mean coverage (\bar{x}) and standard error (SE) of corals in the San Bernardo archipelago between 1989 and 2015.

Especie/Species	1989		1991		1999		2005		2010		2013		2015	
	\bar{x}	EE/SE	\bar{x}	EE/SE	\bar{x}	EE/SE	\bar{x}	EE/SE	\bar{x}	EE/SE	\bar{x}	EE/SE	\bar{x}	EE/SE
<i>Agaricia</i> spp.	0.53	0.26	0.92	0.37	1.30	0.93	1.00	0.46	1.85	1.06	2.37	0.97	4.16	1.71
<i>Acropora cervicornis</i>	0.004	0.003	0.002	0.001	0.03	0.02	-	-	0.30	0.20	0.03	0.02	0.20	0.13
<i>Acropora palmata</i>	0.01	0.01	-	-	0.002	0.001	0.03	0.02	-	-	1.04	0.42	0.28	0.10
<i>Colpophyllia natans</i>	0.20	0.10	0.38	0.10	0.27	0.18	0.34	0.09	0.15	0.07	0.32	0.10	0.41	0.18
<i>Dichocoenia stokesii</i>	0.04	0.01	0.10	0.03	0.06	0.03	0.05	0.02	0.01	0.01	0.04	0.03	0.14	0.05
<i>Diploria labyrinthiformis</i>	0.24	0.09	0.30	0.11	0.22	0.11	0.17	0.06	0.16	0.06	0.22	0.08	0.47	0.19
<i>Eusmilia fastigiata</i>	0.05	0.02	0.08	0.02	0.09	0.03	0.07	0.03	0.08	0.07	0.12	0.05	0.12	0.04
<i>Favia fragum</i>	0.01	0.004	0.03	0.01	0.02	0.01	0.04	0.02	0.01	0.01	0.15	0.04	0.07	0.03
<i>Helioseris cucullata</i>	-	-	0.01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Isophyllia rigida</i>	0.004	0.002	0.02	0.01	0.004	0.001	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	-	-
<i>Isophyllia sinuosa</i>	0.02	0.01	0.010	0.003	0.05	0.02	-	-	0.004	0.001	-	-	0.03	0.02
<i>Madracis auretenra</i>	0.10	0.04	0.14	0.10	0.02	0.01	0.04	0.02	-	-	-	-	-	-

Especie/Species	1989		1991		1999		2005		2010		2013		2015	
	\bar{x}	EE/SE	\bar{x}	EE/SE	\bar{x}	EE/SE	\bar{x}	EE/SE	\bar{x}	EE/SE	\bar{x}	EE/SE	\bar{x}	EE/SE
<i>Madracis decactis</i>	-	-	0.03	0.01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Madracis pharensis</i>	-	-	-	-	-	-	0.09	0.01	-	-	-	-	-	-
<i>Manicina areolata</i>	0.02	0.01	0.00	0.002	-	-	0.14	0.04	-	-	0.03	0.02	-	-
<i>Meandrina meandrites</i>	0.02	0.01	0.01	0.01	0.08	0.04	0.09	0.03	0.08	0.03	0.10	0.04	0.23	0.09
<i>Millepora alcicornis</i>	0.28	0.11	0.46	0.21	0.83	0.30	0.52	0.15	0.55	0.18	1.04	0.28	1.05	0.38
<i>Millepora complanata</i>	0.08	0.07	0.04	0.03	0.17	0.11	0.60	0.34	0.17	0.09	2.32	0.76	1.76	0.39
<i>Millepora squarrosa</i>	0.16	0.10	0.04	0.03	0.51	0.32	-	-	0.49	0.22	-	-	-	-
<i>Montastraea cavernosa</i>	0.67	0.25	1.80	0.51	0.90	0.35	1.74	0.33	0.73	0.17	0.44	0.18	0.90	0.30
<i>Mussa angulosa</i>	-	-	0.05	-	-	-	-	-	-	-	0.13	-	-	-
<i>Mycetophyllia</i> spp.	0.01	0.01	0.02	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	-	-	0.02	0.01
<i>Oculina difussa</i>	-	-	0.01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Orbicella</i> spp.	4.37	1.23	5.68	1.73	7.22	2.02	7.69	1.12	9.53	1.84	8.02	1.89	10.13	2.30
<i>Porites astreoides</i>	1.59	0.79	0.73	0.33	1.67	0.40	1.96	0.39	1.64	0.35	2.05	0.46	2.23	0.54
<i>Porites divaricata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.09	0.05	0.49	0.08
<i>Porites porites</i>	3.60	1.31	5.96	4.99	11.04	4.36	2.24	0.87	5.89	1.71	4.27	1.27	3.34	1.13
<i>Pseudodiploria clivosa</i>	0.01	0.01	0.002	0.002	-	-	0.01	0.01	0.03	0.01	0.21	0.09	0.54	0.24
<i>Pseudodiploria strigosa</i>	0.31	0.14	0.32	0.12	0.28	0.13	0.40	0.20	0.12	0.05	0.67	0.26	0.96	0.27
<i>Scolymia</i> sp.	0.01	0.002	0.01	0.01	0.002	0.001	0.01	0.01	0.01	0.001	-	-	-	-
<i>Siderastrea</i> spp.	0.64	0.22	1.12	0.37	0.97	0.19	2.02	0.31	1.20	0.23	3.19	1.56	3.23	1.16
<i>Solenastrea bournoni</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.07	0.02	0.22	0.05
<i>Stephanocoenia intersepta</i>	0.02	0.01	0.05	0.02	0.01	0.004	0.14	0.03	0.03	0.01	0.02	0.01	0.18	0.09

A nivel espacial, se evidenció un patrón de mayor cobertura de algas y, por lo general, menor cobertura de coral, en los sectores que se encuentran más cerca del continente como Palma (C-18) y Cabrana (C-19), especialmente en 2015 (Figura 3). En estas estaciones fueron abundantes los corales de los géneros *Agaricia* y *Porites*. Por el contrario, las estaciones C-6 (Múcura), C-11 (Tintipán) y C-14 (Mangle) estuvieron entre los sitios que históricamente registraron mayores valores de cobertura coralina, en las que el género *Orbicella* fue el más abundante (Tablas 1 y 2).

At a spatial level, a pattern of greater algae cover, and generally less coral cover, as evidenced in sectors that are closer to the continent such as Palma (C-18) and Cabrana (C-19), especially in 2015 (Figure 3). Corals of the genera *Agaricia* and *Porites* were abundant at these stations. On the contrary, stations C-6 (Múcura), C-11 (Tintipán) and C-14 (Mangle), were among the sites that historically registered the highest values of coral cover, in which the genus *Orbicella* was the most abundant (Tables 1 and 2).

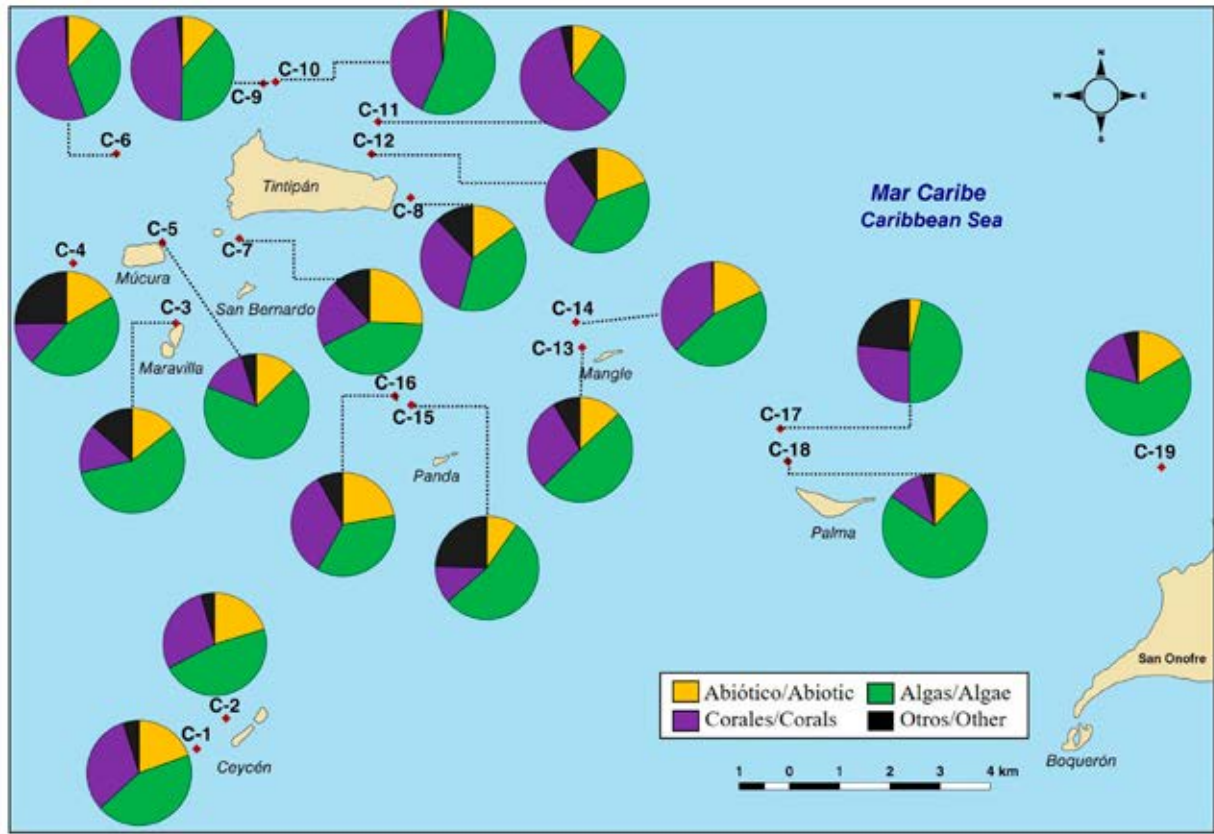


Figura 3. Cobertura de los componentes del sustrato (%) en cada una de las estaciones en el área del archipiélago de San Bernardo en 2015. C-1 y C-2 corresponden al sector Ceycen; C-3 a Maravilla; C-4, C-5 y C-6 a Múcura; C-7, C-8, C-9, C-10, C-11 y C-12 a Tintipán; C-13 y C-14 a Mangle; C-15 y C-16 a Panda; C-17 y C-18 a Palma, y C-19 a Cabruna.

Figure 3. Coverage of the substrate components (%) in each of the stations in the San Bernardo archipelago area in 2015. C-1 and C-2 correspond to the Ceycen sector; C-3 to Maravilla; C-4, C-5, and C-6 to Múcura; C-7, C-8, C-9, C-10, C-11, and C-12 to Tintipán; C-13 and C-14 to Mangle; C-15 and C-16 to Panda; C-17 and C-18 to Palma, and C-19 to Cabruna.

Tabla 2. Cobertura relativa de coral (%) y profundidad (m) en cada una de las estaciones evaluadas en el archipiélago de San Bernardo entre 1989 y 2015.

Table 2. Relative coral cover (%) and depth (m) in each of the stations evaluated in the San Bernardo archipelago between 1989 and 2015.

Estación/Station	Profundidad/Depth (m)	1989	1991	1999	2005	2010	2013	2015
C-1	5.0	5.5	5.8	9.7	8.5	18.8	41.6	32.5
C-2	4.0	-	17.5	12.7	20.6	34.3	32.2	28.5
C-3	6.0	5.8	-	9.0	15.7	16.4	13.7	15.2
C-4	6.5	-	9.7	18.2	12.4	10.8	27.7	13.3
C-5	4.5	7.8	-	75.1	13.1	18.3	13.5	14.4
C-6	5.5	26.4	-	42.7	35.7	25.0	37.8	54.5
C-7	4.0	-	11.8	10.2	13.0	23.2	15.6	20.9
C-8	8.0	7.9	10.6	6.0	21.3	18.7	19.8	33.8
C-9	7.0	7.9	10.6	6.0	21.3	18.7	19.8	33.8
C-10	8.3	11.3	-	18.1	28.5	27.3	39.3	41.7

Estación/Station	Profundidad/Depth (m)	1989	1991	1999	2005	2010	2013	2015
C-11	6.0	-	18.7	29.3	17.1	40.0	38.9	59.3
C-12	8.0	-	-	-	26.3	18.0	21.8	32.2
C-13	4.0	-	12.1	18.7	13.4	11.6	33.5	29.1
C-14	5.5	26.2	29.5	20.0	20.0	37.3	41.5	36.5
C-15	4.0	10.8	-	45.1	25.6	9.5	8.9	11.8
C-16	11.2	-	7.7	8.8	8.2	5.8	23.5	33.9
C-17	9.5	5.1	-	16.3	10.3	24.3	23.2	26.7
C-18	5.5	-	49.3	48.1	32.4	40.7	11.1	11.5
C-19	6.0	13.6	-	30.8	22.0	16.7	14.9	16.1

Según el índice de Shannon-Wiener (L_n), la diversidad promedio históricamente ha sido mayor a 1,6 nits, exceptuando los años 1999 y 2010. La baja diversidad en estos dos años se relaciona con una menor uniformidad, ya que fueron los únicos periodos en que este último índice fue inferior a 0,6. La mayor diversidad en 2015 y 2005 fue más por efecto de una mayor uniformidad ($J'_x > 0,69$), mientras en 1989 y 1991 fue más resultado de una mayor riqueza ($S_x > 13$; Figura 4).

La estructura (composición y abundancia) del ensamblaje coralino presentó diferencias significativas temporales (PERMANOVA, $F_{(6,116)} = 2,19$; $P = 0,001$). Pruebas de t por parejas indicaron que particularmente 2015 y 2013 fueron diferentes de los otros años ($P < 0,05$), mas no entre ellos, y que además 1989 presentó diferencias significativas con 2005 (Tabla 3), como evidencia la gráfica de promedios Bootstrap (Figura 5).

Tabla 3. Comparación entre años de los resultados estadísticos de la prueba t (probabilidad), usando 999 permutaciones. El asterisco indica donde se registraron diferencias significativas.

Años/Years	1991	1999	2005	2010	2013	2015
1989	0.86 (0.56)	1.01 (0.36)	1.71 (0.02)*	1.41 (0.08)	1.65 (0.01)*	1.78 (0.01)*
1991	-	1.13 (0.22)	1.25 (0.13)	1.39 (0.10)	1.59 (0.01)*	1.56 (0.02)*
1999	-	-	1.56 (0.05)*	0.77 (0.64)	1.39 (0.05)*	1.52 (0.04)*
2005	-	-	-	1.49 (0.06)	1.96 (3.0×10^{-3})*	1.95 (2.0×10^{-3})*
2010	-	-	-	-	1.66 (0.02)*	1.61 (0.03)*
2013	-	-	-	-	-	0.76 (0.78)

According to the Shannon-Wiener (L_n) index, the average diversity historically has been greater than 1.6 nits, except for the years 1999 and 2010. The low diversity in these two years is related to less uniformity since they were the only periods in which the latter index was less than 0.6. The greater diversity in 2015 and 2005 was more due to greater uniformity ($J'_x > 0,69$), while in 1989 and 1991 it was more the result of greater wealth ($S_x > 13$; Figure 4).

The structure (composition and abundance) of the coral assemblage showed significant temporal differences (PERMANOVA, $F_{(6,116)} = 2.19$; $P = 0.001$). Pairwise t-tests indicated that particularly 2015 and 2013 were different from the other years ($P < 0.05$), but not between them, and that 1989 also presented significant differences with 2005 (Table 3), as evidenced by the graph of averages Bootstrap (Figure 5).

Table 3. Comparison between years of the statistical results of the t-test (probability), using 999 permutations. The asterisk indicates where significant differences were recorded.

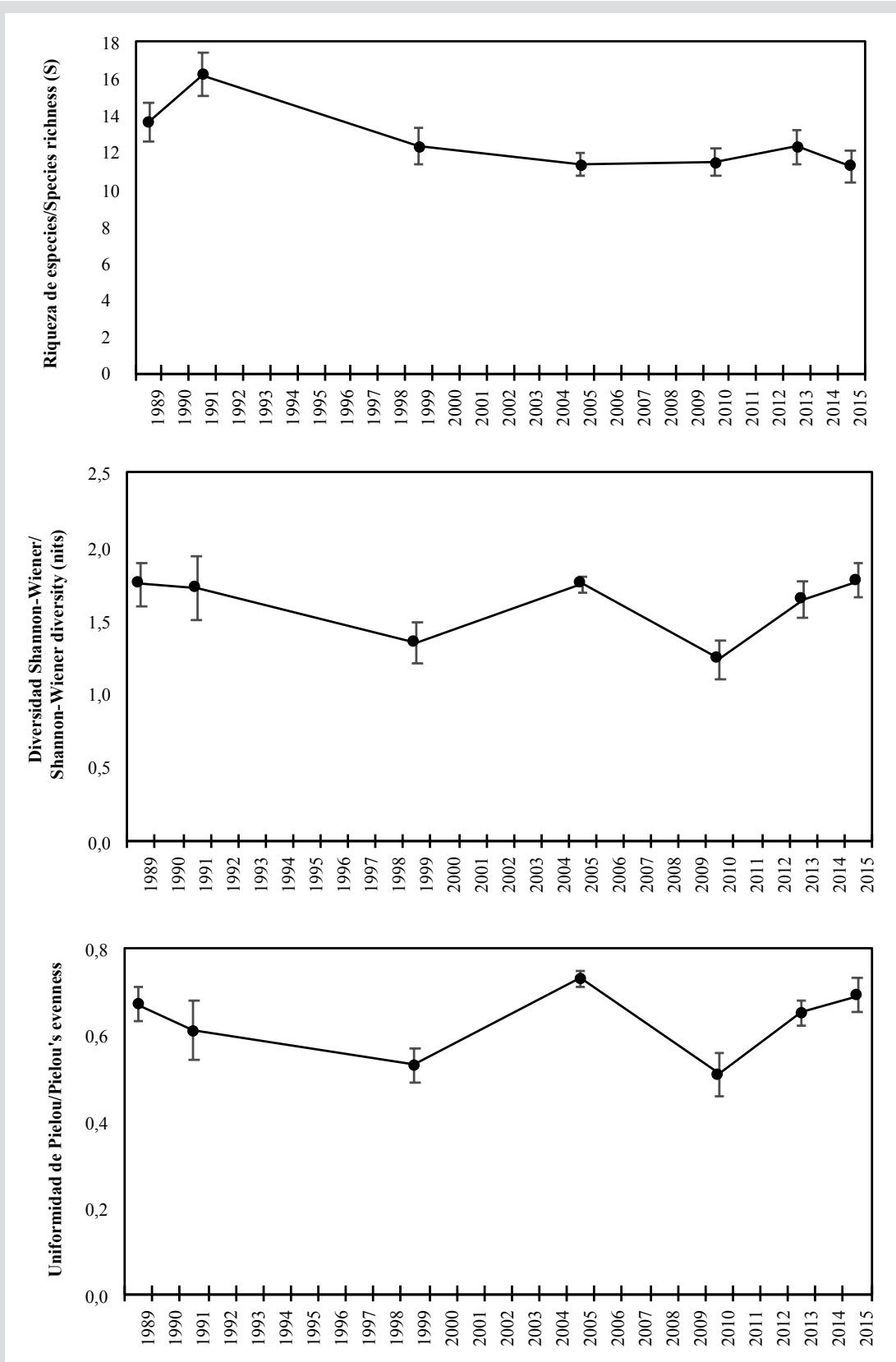


Figura 4. Medidas de diversidad promedio (\pm error estándar) del ensamblaje coralino en el archipiélago de San Bernardo entre 1989 y 2015. **A)** Riqueza de especies. **B)** Diversidad de Shannon-Wiener (nits). **C)** Uniformidad de Pielou.

Figure 4. Average diversity measurements (\pm standard error) of the coral assemblage in the San Bernardo archipelago between 1989 and 2015. **A)** Species richness. **B)** Shannon-Wiener diversity (nits). **C)** Pielou uniformity.

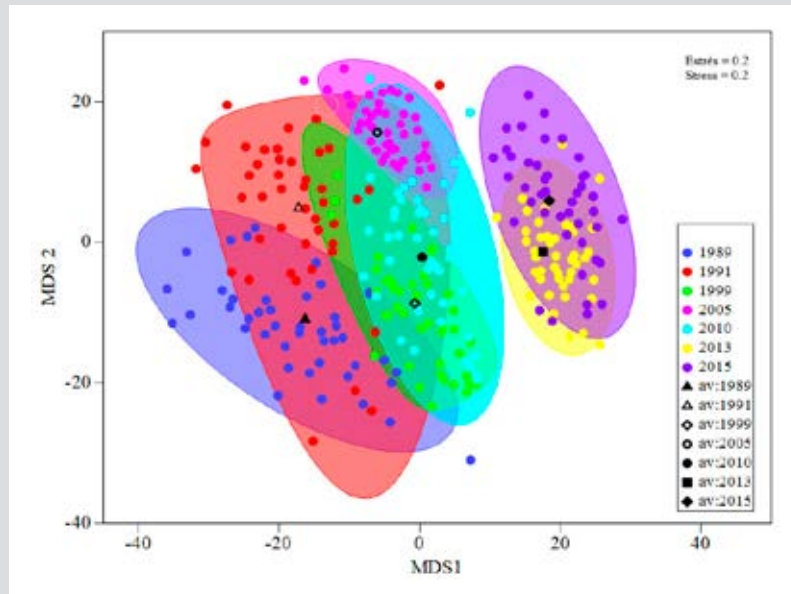


Figura 5. Gráfica bivariada de promedios Bootstrap del ensamblaje coralino entre años. Los círculos indican el promedio de cada repetición (transectos en un año), los marcadores negros el promedio general de cada año y los límites de las figuras geométricas corresponden a la región Bootstrap de 95 % de confianza.

Figure 5. Bivariate graph of Bootstrap averages of the coral assemblage between years. The circles indicate the average of each repetition (transects in a year), the black markers represent the general average of each year and the limits of the geometric. Figures correspond to the Bootstrap region of 95 % confidence.

La prueba SIMPER reveló que los corales *Orbicella* spp., *P. porites*, *Agaricia* spp., *Siderastrea* spp. y *Millepora complanata* contribuyeron con al menos 70 % de la disimilitud temporal (Tabla 4). Estas especies presentaron mayor cobertura en 2013 y 2015. En el caso de *P. porites*, aunque su contribución relativa a la disimilitud temporal del ensamblaje coralino varió entre 21,2 % (1999) y 12,8 % (2013), su cobertura tiende a ser cíclica después del 2005, momento que registró una reducción cercana a 9 % (Tabla 1).

The SIMPER test revealed that the corals *Orbicella* spp., *P. porites*, *Agaricia* spp., *Siderastrea* spp. and *Millepora complanata* contributed at least 70 % of the temporal dissimilarity (Table 4). These species presented greater coverage in 2013 and 2015. In the case of *P. porites*, although its relative contribution to the temporal dissimilarity of the coral assembly varied between 21.2 % (1999) and 12.8 % (2013), its coverage tends to be cyclical after 2005, when it registered a reduction close to 9 % (Table 1).

Tabla 4. Taxa que más contribuyen a la disimilitud del ensamblaje coralino entre años con base en el análisis SIMPER a un corte de contribución acumulada de mínimo el 70 %. El primer valor corresponde a la disimilitud promedio (%), el segundo a la consistencia (disimilitud/desviación estándar) y el tercero a la contribución relativa (%) de cada taxón.

Table 4. Taxa that most contribute to the dissimilarity of the coral assemblage between years based on the SIMPER analysis at a cumulative contribution cutoff of at least 70 %. The first value corresponds to the average dissimilarity (%), the second to the consistency (dissimilarity/standard deviation) and the third to the relative contribution (%) of each taxon.

Años/Years	<i>Porites porites</i>	<i>Orbicella</i> spp.	<i>Montastraea cavernosa</i>	<i>Porites astreoides</i>	<i>Siderastrea</i> spp.	<i>Agaricia</i> spp.	<i>Millepora complanata</i>
1989 vs. 1991	17.77; 0.79; 28.45	16.69; 1.33; 26.73	5.97; 1.04; 9.55	4.98; 0.73; 7.97			
1989 vs. 1999	22.57; 1.00; 34.63	17.38; 1.18; 26.65		6.09; 0.96; 9.35			
1991 vs. 1999	23.37; 0.88; 35.60	17.05; 1.23; 25.98	5.00; 1.03; 7.61	4.16; 0.91; 6.33			
1989 vs. 2005	11.58; 1.04; 19.39	17.46; 1.52; 29.25	5.06; 1.23; 8.48	6.68; 1.12; 11.19	5.59; 1.34; 9.37		



Años/Years	<i>Porites porites</i>	<i>Orbicella</i> spp.	<i>Montastraea cavernosa</i>	<i>Porites astreoides</i>	<i>Siderastrea</i> spp.	<i>Agaricia</i> spp.	<i>Millepora complanata</i>
1991 vs. 2005	12.12; 0.59; 21.56	16.23; 1.49; 28.87	5.12; 1.21; 9.11	4.6; 01.02; 8.18	4.91; 1.29; 8.73		
1999 vs. 2005	18.52; 0.87; 30.89	15.85; 1.36; 26.43	4.37; 1.14; 7.30	4.46; 1.01; 7.43			
1989 vs. 2010	17.5; 1.02; 27.46	21.89; 1.19; 34.35		5.70; 1.02; 8.95			
1991 vs. 2010	19.02; 0.84; 29.78	20.16; 1.23; 31.56	4.21; 1.01; 6.60			5.38; 0.62; 8.42	
1999 vs. 2010	21.44; 1.03; 34.38	19.16; 1.28; 30.73				4.71; 0.53; 7.56	
2005 vs. 2010	13.72; 0.9; 24.62	17.37; 1.33; 31.17		3.94; 0.98; 7.07		4.91; 0.60; 8.81	
1989 vs. 2013	12.90; 1.02; 18.27	17.54; 1.25; 24.85		6.57; 1.06; 9.31	6.78; 0.60; 9.6	6.63; 0.61; 9.39	
1991 vs. 2013	14.44; 0.72; 20.33	17.66; 1.25; 24.86			6.60; 0.64; 9.29	6.64; 0.66; 9.35	5.78; 0.59; 8.13
1999 vs. 2013	18.71; 0.93; 26.69	17.54; 1.20; 25.03			5.57; 0.60; 7.95	6.25; 0.63; 8.91	4.96; 0.59; 7.07
2005 vs. 2013	9.42; 0.90; 14.78	17.29; 1.40; 27.12			6.91; 0.77; 10.84	6.38; 0.68; 10.01	5.57; 0.66; 8.74
2010 vs. 2013	14.22; 0.97; 21.16	19.78; 1.21; 29.42			5.75; 0.64; 8.55	7.25; 0.69; 10.78	4.90; 0.61; 7.29
1989 vs. 2015	10.83; 0.96; 15.16	19.07; 1.34; 26.69		5.71; 1.03; 7.99	7.94; 0.69; 11.11	8.20; 0.51; 11.47	
1991 vs. 2015	12.30; 0.65; 17.50	18.71; 1.41; 26.63			7.29; 0.70; 10.37	8.01; 0.55; 11.41	4.32; 0.83; 6.15
1999 vs. 2015	16.69; 0.88; 23.78	18.15; 1.36; 25.85		4.24; 1.05; 6.04	6.24; 0.67; 8.89	7.59; 0.55; 10.82	
2005 vs. 2015	7.80; 0.83; 12.32	18.03; 1.70; 28.49		4.37; 1.09; 6.91	6.77; 0.77; 10.7	7.78; 0.57; 12.29	
2010 vs. 2015	12.29; 0.92; 18.47	19.22; 1.36; 28.89		4.01; 1.09; 6.03	6.26; 0.69; 9.41	8.43; 0.61; 12.67	
2013 vs. 2015	9.06; 0.88; 13.46	18.07; 1.31; 26.82			8.23; 0.74; 12.21	9.00; 0.65; 13.36	5.24; 0.85; 7.77

En cuanto a la presencia de signos de deterioro coralino, en 2015 se observó blanqueamiento en todas las estaciones, excepto en C-7. Las especies más afectadas fueron *Orbicella annularis*, *O. faveolata*, *Agaricia tenuifolia* y *Siderastrea siderea* (Tabla 5) y en todos los casos el blanqueamiento afectó las colonias de forma parcial. Se

Regarding the presence of signs of coral deterioration, in 2015 bleaching was observed in all stations, except in C-7. The most affected species were *Orbicella annularis*, *O. faveolata*, *Agaricia tenuifolia*, and *Siderastrea siderea* (Table 5), and in all cases, the bleaching partially affected the colonies. White plague,

registraron las enfermedades de plaga blanca, banda negra y lunares oscuros; esta última enfermedad fue la más frecuente (presente en 13 estaciones; Figura 6) y afectó principalmente al coral *S. siderea*.

black band, and dark mole diseases were recorded; this last disease was the most frequent (present in 13 stations; Figure 6) and mainly affected *S. siderea* coral.

Tabla 5. Especies de coral observadas con blanqueamiento en las estaciones evaluadas en el archipiélago de San Bernardo en 2015.

Table 5. Coral species observed with bleaching in the stations evaluated in the San Bernardo archipelago in 2015.

	C-1	C-2	C-3	C-4	C-5	C-6	C-7	C-8	C-9	C-10	C-11	C-12	C-13	C-14	C-15	C-16	C-17	C-18	C-19	Total	
<i>Acropora palmata</i>	X												X								2
<i>Agaricia tenuifolia</i>			X		X					X	X			X			X				6
<i>Colpophyllia natans</i>																X					1
<i>Helioseris cucullata</i>						X															1
<i>Millepora alcicornis</i>																			X		1
<i>Millepora complanata</i>	X																	X	X		3
<i>Montastraea cavernosa</i>								X													1
<i>Orbicella annularis</i>		X						X	X	X		X		X						X	7
<i>Orbicella faveolata</i>		X				X					X	X		X		X					6
<i>Pseudodiploria clivosa</i>													X								1
<i>Pseudodiploria strigosa</i>															X						1
<i>Porites astreoides</i>														X						X	2
<i>Porites porites</i>			X																	X	2
<i>Siderastrea radians</i>													X								1
<i>Siderastrea siderea</i>	X	X	X	X								X								X	6
Total especies/Total species	3	3	3	1	1	2	0	2	1	2	2	3	3	4	1	2	1	2	5		

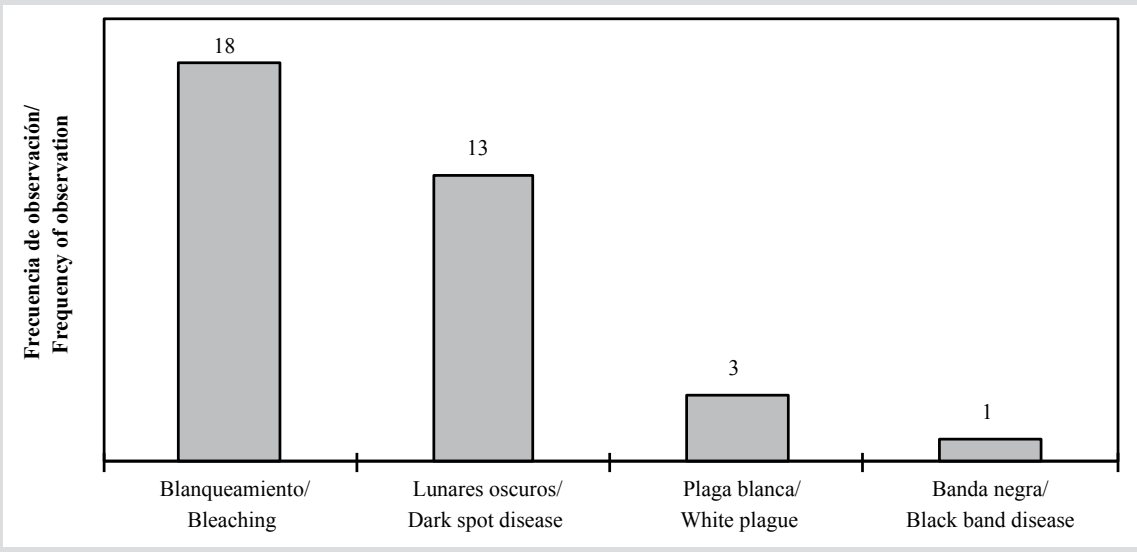


Figura 6. Cantidad de estaciones con la presencia de enfermedades coralinas y blanqueamiento en el archipiélago de San Bernardo en 2015.

Figure 6. Number of stations with the presence of coral diseases and bleaching in the San Bernardo archipelago in 2015.

En la Figura 7 se muestra la temperatura superficial del mar (TSM) diaria durante 2015 en relación con el umbral de tolerancia al blanqueamiento de 29,4 °C. A partir de junio se registraron temperaturas que superaron el umbral y los valores más altos (30,6 °C) se presentaron en julio y septiembre. Durante el monitoreo en agosto de 2015, se registró un DHW de 1,5 °C-semanas, que indica que los corales estuvieron experimentando un bajo estrés térmico. Posteriormente, entre octubre y diciembre se registraron valores de DWH entre 4 y 8 °C-semanas, indicando un estrés térmico alto que puede ocasionar un blanqueamiento significativo.

Figure 7 shows the daily sea surface temperature (SST) during 2015 in relation to the whitening tolerance threshold of 29.4 °C. Starting in June, temperatures that exceeded the threshold were recorded and the highest values (30.6 °C) were recorded in July and September. During monitoring in August 2015, a DHW of 1.5 °C-weeks was recorded, indicating that the corals were experiencing low heat stress. Subsequently, between October and December, DWH values were recorded between 4 and 8 °C-weeks, indicating high thermal stress that can cause significant bleaching.

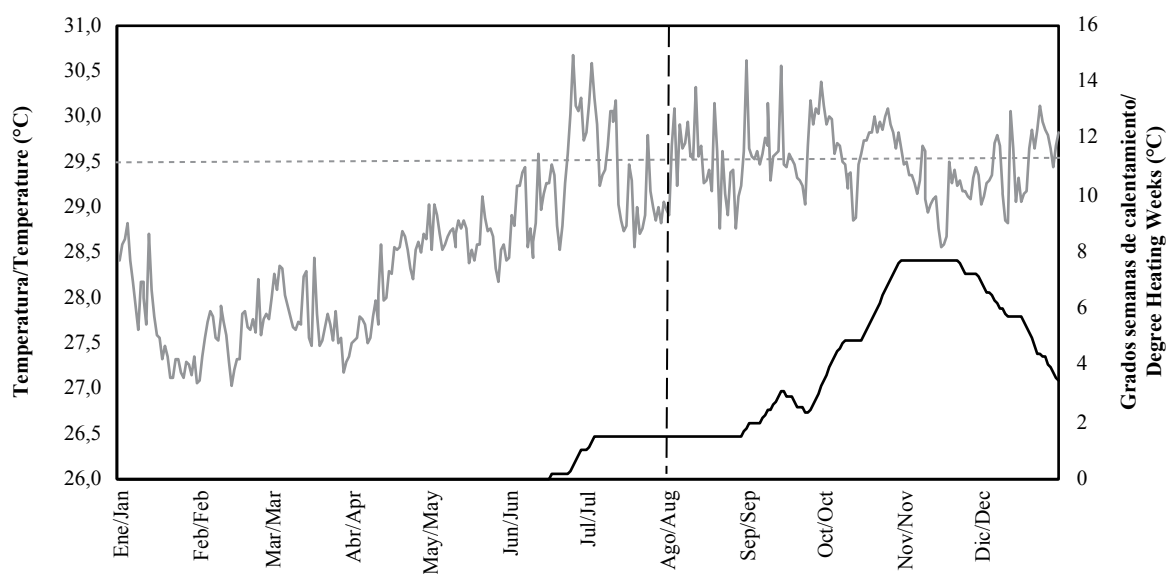


Figura 7. Temperatura superficial del mar (°C, línea gris) y estrés térmico DHW (°C-semanas, línea negra continua) entre enero y diciembre de 2015. Datos satelitales de la NOAA para Colombia, resolución 5 km (NOAA Coral Reef Watch, 2020). La línea roja punteada indica el umbral de tolerancia al blanqueamiento de la NOAA (29,4 °C). La línea punteada vertical indica el momento en que fue realizado el seguimiento.

Figure 7. Sea surface temperature (°C, gray line) and DHW thermal stress (°C-weeks, solid black line) between January and December 2015. NOAA satellite data for Colombia, resolution 5 km (NOAA Coral Reef Watch, 2020). The red dotted line indicates the NOAA whitening tolerance threshold (29.4 °C). The vertical dotted line indicates the time when the follow-up was performed.

DISCUSIÓN

Desde la década de 1980, las formaciones coralinas del Caribe colombiano, incluyendo las del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB), han presentado cambios en la dominancia de los componentes bentónicos, composición coralina, mortandades masivas de organismos, disminución de la cobertura coralina, eventos de blanqueamiento e incremento de la prevalencia de enfermedades (Werding y Sánchez, 1979; Duque y Gómez, 1983; Alvarado *et al.*, 1986, 2011; Cendales *et al.*, 2002; Garzón-Ferreira y Díaz, 2003; Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2010; Jackson *et al.*, 2014).

DISCUSSION

Since the 1980s, the coral formations of the Colombian Caribbean, including those of the Corales del Rosario and San Bernardo National Natural Park (PNNCRSB), have presented changes in the dominance of benthic components, coral composition, mass mortality of organisms, decrease of coral cover, bleaching events and increased disease prevalence (Werding and Sánchez, 1979; Duque and Gómez, 1983; Alvarado *et al.*, 1986, 2011; Cendales *et al.*, 2002; Garzón-Ferreira and Díaz, 2003; Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2010; Jackson *et al.*, 2014).

En el PNNCRSB y específicamente en las islas de San Bernardo se han identificado como principales amenazas la pesca sobre los recursos hidrobiológicos (Martínez-Viloria *et al.*, 2011), la actividad turística (Mendoza *et al.*, 2011), el uso de material biológico para elaboración de artesanías y recuerdos (Ordosgoitia y Zarza-González; 2011) y el blanqueamiento coralino (Gómez-Campo *et al.*, 2011).

Otras amenazas locales que se pueden sumar son la posible influencia de los sedimentos y el agua dulce provenientes del río Sinú y los hidrocarburos provenientes del tránsito de embarcaciones turísticas y derrames accidentales por las actividades asociadas al terminal marítimo de Coveñas. La influencia de agua dulce se evidencia en las concentraciones de alcalinidad tanto en época lluviosa (107,5 a 116,6 mg/L) como en época seca (119,2 a 130,8 mg/L) de 2013 en San Bernardo (Hyser, 2014). Estos valores están por debajo de los límites ideales (175-200 mg/L) e incluso aceptables (124-225 mg/L) establecidos para el cultivo de corales (Borneman, 2008), lo cual limita la calcificación y disminuye la tasa de crecimiento y la densidad esquelética (Borneman, 2008; Hurtado, 2015).

En el caso de los hidrocarburos, los resultados de Betancourt-Portela *et al.* (2011), que hacen parte del seguimiento que realiza la REDCAM de Invemar, encontraron concentraciones por debajo del nivel de referencia internacional de 10 µg/L en el PNNCRSB. Asimismo, este documento mostró que desde 2003 todos los muestreos han registrado un bajo nivel de contaminación que no representa riesgo para los organismos acuáticos. Tampoco hay evidencia que los derrames que se han producido en el golfo de Morrosquillo han llegado a afectar las formaciones coralinas del archipiélago de San Bernardo (Carsucre, 2014).

En el archipiélago de San Bernardo, entre 1989 y 1991 se registró una baja cobertura coralina (< 20 %) y altos valores del sustrato abiótico (> 50 %), los cuales estuvieron posiblemente asociados a varios de los hechos indicados. Uno de los sucesos de mayor impacto fue la mortandad masiva de las especies coralinas dominantes en ese momento, *A. palmata* y *A. cervicornis*, debido a la enfermedad de la banda blanca, la cual diezmo sus poblaciones en Colombia y demás regiones del Caribe (Díaz *et al.*, 2000; Porter *et al.*, 2001; Garzón-Ferreira y Díaz, 2003; Sutherland *et al.*, 2004; Green *et al.*, 2008).

In the PNNCRSB and specifically in the islands of San Bernardo, fishing on hydrobiological resources (Martínez-Viloria *et al.*, 2011), tourist activity (Mendoza *et al.*, 2011), use of biological material for the elaboration of crafts and souvenirs (Ordosgoitia and Zarza-González; 2011), and coral bleaching (Gómez-Campo *et al.*, 2011) have been identified as the main threats.

Other local threats that can be added are the possible influence of sediments and freshwater from the Sinú River and hydrocarbons from the transit of tourist boats, and accidental spills due to activities associated with the Coveñas maritime terminal. The influence of freshwater is evidenced in the alkalinity concentrations both in the rainy season (107.5 to 116.6 mg/L) and in the dry season (119.2 to 130.8 mg/L) of 2013 in San Bernardo (Hyser, 2014). These values are below the ideal limits (175-200 mg/L) and even acceptable (124-225 mg/L) established for the culture of corals (Borneman, 2008), which limits calcification and reduces the rate of growth and skeletal density (Borneman, 2008; Hurtado, 2015).

In the case of hydrocarbons, the results of Betancourt-Portela *et al.* (2011), who are part of the monitoring carried out by Invemar's REDCAM, found concentrations below the international reference level of 10 µg/L in the PNNCRSB. Likewise, this document showed that since 2003 all samplings have registered a low level of contamination that does not represent a risk to aquatic organisms. There is also no evidence that the spills that have occurred in the Gulf of Morrosquillo have come to affect the coral formations of the San Bernardo archipelago (Carsucre, 2014).

In the San Bernardo archipelago, between 1989 and 1991 there was a low coral cover (< 20 %) and high values of the abiotic substrate (> 50 %). which were possibly associated with several of the events indicated. One of the events with the greatest impact was the mass death of the dominant coral species at that time, *A. palmata* and *A. cervicornis*, due to the white band disease, which decimated their populations in Colombia and other regions of the Caribbean (Díaz *et al.*, 2000; Porter *et al.*, 2001; Garzón-Ferreira and Díaz, 2003; Sutherland *et al.*, 2004; Green *et al.*, 2008).

Before this event, Erhardt and Meinel (1975) and Erhardt and Prah (1985) mention the presence of large coral patches, as well as extensive hedges of the genus *Acropora* mainly on the reef crest and numerous colonies

Previo a este suceso, Erhardt y Meinel (1975) y Erhardt y Prah (1985) mencionan la presencia de grandes parches coralinos, así como de extensos setos del género *Acropora* principalmente en la cresta arrecifal y numerosas colonias de corales mixtos en sotavento. Asimismo, en Ceycen, observaron la dominancia de corales foliáceos en el borde del talud, los cuales fueron reemplazados por corales masivos a partir de los 12 m de profundidad. Posteriormente, en los resultados del monitoreo de 1989, Ramírez (1990) destaca el deterioro coralino, ya que el coral muerto (16,4 %), que pasó a formar parte del sustrato abiótico, fue superior a la cobertura coralina (12,7 %) y fue el componente dominante del sustrato. Al parecer, los cambios posteriores entre este componente y las algas, se debieron en parte al cambio de investigadores en la campaña del 2013. Durante los seguimientos entre 1991 y 2010, los numerosos esqueletos de coral a pesar de estar colonizados por algas, fueron registrados como sustrato abiótico y desde el 2013 como algas. De este modo, es posible que la dominancia de este último componente se haya presentado realmente desde la década de 1990.

El incremento en la cobertura y dominancia de las algas, que persiste en la actualidad, ha sido documentado en otros arrecifes en Colombia y en el Caribe desde 1990, evidenciándose un cambio de fase, donde los arrecifes son dominados por algas y no por corales (Done, 1992; Hughes, 1994; Díaz *et al.*, 2000; Garzón-Ferreira y Díaz, 2003; Díaz-Pulido *et al.*, 2004; Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2010; Bastidas *et al.*, 2014; Jackson *et al.*, 2014). Los resultados de este monitoreo coinciden con esta condición, ya que históricamente, a excepción de 1999, la cobertura de las algas fue superior a la coralina. Este escenario evidencia el proceso de deterioro que han enfrentado los arrecifes del archipiélago de San Bernardo en las últimas décadas como consecuencia de factores de perturbación como enfermedades coralinas, blanqueamiento, cambio climático, turismo masivo, sobrepesca, contaminación, y desarrollo costero, entre otros, tal como ha ocurrido en otros arrecifes alrededor del mundo (Hughes, 1994; McClanahan y Mutinga, 1998; Buddemeier *et al.*, 2004; Díaz-Pulido *et al.* 2004; Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2010; Alvarado *et al.*, 2011).

Adicionalmente, la reducción en la cobertura coralina registrada en el 2005 estuvo posiblemente asociada al blanqueamiento masivo que se presentó ese mismo año, el cual fue uno de los eventos más severos y que produjo mortalidades coralinas en el Gran Caribe

of mixed corals in the leeward. Likewise, in Ceycen, they observed the dominance of foliaceous corals at the edge of the slope, which was replaced by massive corals from 12 m depth. Later, in the monitoring results of 1989, Ramírez (1990) highlights the coral deterioration, since the dead coral (16.4 %), which became part of the abiotic substrate, was higher than the coral cover (12.7 %) and was the dominant component of the substrate. The later changes between this component and the algae were due in part to the change of researchers in the 2013 campaign. During the follow-ups between 1991 and 2010, the numerous coral skeletons, despite being colonized by algae, were recorded as an abiotic substrate and in 2013 as algae. Thus, the dominance of this last component may have been present since the 1990s.

The increase in the coverage and dominance of the algae, which persists today, has been documented in other reefs in Colombia and the Caribbean since 1990, evidencing a change of phase, where the reefs are dominated by algae and not by corals (Done, 1992; Hughes, 1994; Díaz *et al.*, 2000; Garzón-Ferreira and Díaz, 2003; Díaz-Pulido *et al.*, 2004; Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2010; Bastidas *et al.*, 2014; Jackson *et al.*, 2014). The results of this monitoring coincide with this condition, since historically, except for 1999, the cover of algae was higher than that of coralline. This scenario shows the deterioration process that the reefs of the San Bernardo archipelago have faced in recent decades as a consequence of disturbance factors such as coral diseases, bleaching, climate change, mass tourism, overfishing, pollution, and coastal development, among others occurring in other reefs around the world (Hughes, 1994; McClanahan and Mutinga, 1998; Buddemeier *et al.*, 2004; Díaz-Pulido *et al.* 2004; Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2010; Alvarado *et al.*, 2011).

Additionally, the reduction in coral cover recorded in 2005 was possibly associated with the massive bleaching that occurred that same year, which was one of the most severe events and produced coral mortalities in the Greater Caribbean (Wilkinson and Souter, 2008; Eakin *et al.*, 2010). In the reef formations of the archipelago and surrounding areas, this event severely affected between 1 and 70 % of the corals in the first 12 m of depth, with an associated mortality of 5 % (Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2008; Gómez-Campo *et al.*, 2011).

However, bleaching could be a determining factor in coral mortality, threatening the future of

(Wilkinson y Souter, 2008; Eakin *et al.*, 2010). En las formaciones arrecifales del archipiélago y áreas aledañas, este evento afectó severamente entre 1 y 70 % de los corales en los primeros 12 m de profundidad, con una mortalidad asociada de 5 % (Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2008; Gómez-Campo *et al.*, 2011).

No obstante, el blanqueamiento podría ser un factor determinante en la mortandad coralina, amenazando el futuro de los arrecifes, considerando que estos eventos son cada vez más frecuentes (Hughes *et al.*, 2017, 2018; Oliver *et al.*, 2018). Adicionalmente, la respuesta adaptativa que pueden desarrollar los corales después de un blanqueamiento es demasiado lenta para mantenerse al día con la velocidad actual del cambio climático (Fabricius *et al.*, 2007; Ainsworth *et al.*, 2016).

Para el Gran Caribe, Jackson *et al.* (2014) documentaron una tendencia general a la reducción en la cobertura coralina, en promedio cercano a 20 %, entre la década de 1980 y 2011. Este mismo patrón fue observado en los arrecifes del Caribe colombiano (Díaz *et al.*, 2000; Alvarado *et al.*, 2011). Según la información del programa de monitoreo SIMAC, la cobertura coralina en cinco áreas arrecifales fue relativamente estable desde 1998 hasta 2004 (Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2010). Resultados posteriores, hasta el 2013, sugieren que las áreas de Santa Marta y las islas de San Bernardo permanecen estables, mientras que en las islas del Rosario, San Andrés y Urabá chocoano existe una tendencia al descenso (Bastidas *et al.*, 2014). Similar a lo reportado por el SIMAC, en el presente monitoreo en el archipiélago de San Bernardo los corales presentaron una tendencia general a la estabilidad entre 1989 y 2010.

La riqueza de especies coralinas observada en este monitoreo (40 especies) es cercana a la documentada en el área de estudio de 49 y al de otras regiones como San Andrés y Urabá chocoano, ambas con 41 especies, Providencia con 49 especies, las islas del Rosario y Santa Marta, ambas con 53 especies (Prahl y Erhardt, 1985; Díaz *et al.*, 2000). No obstante, esta información debe ser tomada con cautela, ya que la evaluación estuvo restringida a los primeros 12 m, lo cual pudo excluir otros hábitats y formaciones coralinas.

Históricamente los corales con mayor cobertura y que más contribuyeron al ensamblaje coralino fueron *Orbicella* spp., *Porites porites*, *Agaricia* spp., *P. astreoides* y *Siderastrea* spp., por lo que pueden ser consideradas actualmente como los principales constructores de las formaciones coralinas estudiadas. Este esquema se ajusta en cierta forma a lo documentado por otros estudios (Alvarado

reefs, considering that these events are increasingly frequent (Hughes *et al.*, 2017, 2018; Oliver *et al.*, 2018). Additionally, the adaptive response that corals can develop after bleaching is too slow to keep up with the current speed of climate change (Fabricius *et al.*, 2007; Ainsworth *et al.*, 2016).

For the Greater Caribbean, Jackson *et al.* (2014) documented a general trend towards a reduction in coral cover, on average close to 20 %, between the 1980s and 2011. This same pattern was observed in the reefs of the Colombian Caribbean (Díaz *et al.*, 2000; Alvarado *et al.*, 2011). According to information from the SIMAC monitoring program, coral cover in five reef areas was relatively stable from 1998 to 2004 (Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2010). Subsequent results, until 2013, suggest that the areas of Santa Marta and the islands of San Bernardo remain stable, while in the Rosario Islands, San Andrés, and Urabá Chocoano there is a downward trend (Bastidas *et al.*, 2014). Similar to what was reported by SIMAC, in the present monitoring in the San Bernardo archipelago, the corals showed a general trend towards stability between 1989 and 2010.

The richness of coral species observed in this monitoring (40 species) is close to that documented in the study area of 49 and that of other regions such as San Andrés and Urabá Chocoano, both with 41 species, Providencia with 49 species, the Rosario Islands and Santa Marta, both with 53 species (Prahl and Erhardt, 1985; Díaz *et al.*, 2000). However, this information should be taken with caution, since the evaluation was restricted to the first 12 m, which could exclude other habitats and coral formations.

Historically, the corals with the greatest coverage and that contributed the most to the coral assembly were *Orbicella* spp., *Porites porites*, *Agaricia* spp., *P. astreoides* and *Siderastrea* spp., which is why they can be considered today as the main constructors of the coral formations studied. This scheme is somewhat consistent with what has been documented by other studies (Alvarado *et al.*, 1986; Cendales *et al.*, 2002; Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2010; Alvarado *et al.*, 2011) in the coral formations surrounding Barú and the Rosario Islands.

According to the records of Erhardt and Meinel (1975) and Erhardt and Prahl (1985), before the 1980s, although the *Acropora* genus was abundant, they also described the presence of numerous coralline species homogeneously distributed in the archipelago. However,

et al., 1986; Cendales *et al.*, 2002; Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2010; Alvarado *et al.*, 2011) en las formaciones coralinas aledañas a Barú y a las islas del Rosario.

De acuerdo con los registros de Erhardt y Meinel (1975) y Erhardt y Prah (1985), antes de la década de 1980, si bien el género *Acropora* fue abundante también describieron la presencia de numerosas especies coralinas distribuidas homogéneamente en el archipiélago. No obstante, *P. porites* fue más comúnmente observado en la laguna arrecifal entremezclado con *Millepora* spp. Las colonias de *S. siderea* y *P. astreoides*, cuyo diámetro era menor a 30 cm de diámetro, se encontraron principalmente como rodolitos en sustrato inestables. Adicionalmente, en algunas zonas protegidas del oleaje, *A. tenuifolia* fue dominante en parches a 6 m de profundidad. Por su parte, colonias masivas de *Orbicella* y *Colpophyllia* fueron abundantes a profundidades mayores a 12 m.

Como consecuencia de la mortalidad de los acropóridos en los arrecifes del Caribe, incluyendo a Colombia, Bruckner (2002), Cendales *et al.* (2002) y Green *et al.* (2008) afirman que se presentó un cambio en la composición de la comunidad coralina, en el que especies pioneras con estrategias oportunistas como *A. tenuifolia*, *P. astreoides* y especies de crecimiento lento con alta tasa de supervivencia como las del género *Orbicella* y *Siderastrea* están ocupando el lugar de los acropóridos. Estos cambios han traído como resultado la presencia de especies de coral capaces de vivir bajo condiciones de estrés. El aumento en la cobertura coralina en 2013 puede estar asociado al cambio de investigadores en este seguimiento. Sin embargo, podría haber una contribución por el crecimiento de estas especies con eficaces estrategias de vida, aunque no existen mediciones que demuestren el crecimiento de estas colonias durante este periodo.

A lo largo del monitoreo, la cobertura de acropóridos fue muy baja, menor a 1 %. Esto sugiere que en general, en el área evaluada, las poblaciones de este grupo han tenido una baja recuperación. Estudios realizados en diferentes años enfocados en este género coralino en el Caribe colombiano concluyeron que, a pesar de poseer una alta tasa de crecimiento, no hay evidencias de su real recuperación (Díaz *et al.*, 2000; Garzón-Ferreira *et al.*, 2004). Adicionalmente, aunque García-Urueña y Garzón-Machado (2020), documentaron diferentes respuestas en su condición según la especie y su ubicación, el género *Acropora* en el archipiélago de San Bernardo no mostró signos de mejoría, especialmente *A. cervicornis*.

P. porites were more commonly observed in the reef lagoon intermixed with *Millepora* spp. The colonies of *S. siderea* and *P. astreoides*, whose diameter was less than 30 cm in diameter, were found mainly as rhodoliths in an unstable substrate. Additionally, in some areas protected from waves, *A. tenuifolia* was dominant in patches at 6 m depth. On the other hand, massive colonies of *Orbicella* and *Colpophyllia* were abundant at depths greater than 12 m.

As a consequence of the mortality of acroporids on Caribbean reefs, including Colombia, Bruckner (2002), Cendales *et al.* (2002), and Green *et al.* (2008) state that there was a change in the composition of the coral community, in which pioneer species with opportunistic strategies such as *A. tenuifolia*, *P. astreoides*, and slow-growing species with a high survival rate such as those of the genus *Orbicella* and *Siderastrea* are taking the place of the acropóridos. These changes have resulted in the presence of coral species capable of living under stressful conditions. The increase in coral cover in 2013 may be associated with the change in researchers in this follow-up. However, there could be a contribution by the growth of these species with effective life strategies, although there are no measurements that demonstrate the growth of these colonies during this period.

Throughout the monitoring, the coverage of acroporids was very low, less than 1 %. This suggests that in general, in the evaluated area, the populations of this group have had a low recovery. Studies carried out in different years focused on this coral genus in the Colombian Caribbean, concluded that, despite having a high growth rate, there is no evidence of its real recovery (Díaz *et al.*, 2000; Garzón-Ferreira *et al.*, 2004). Additionally, although García-Urueña and Garzón-Machado (2020) documented different responses in their condition according to the species and its location, the genus *Acropora* in the San Bernardo archipelago did not show signs of improvement, especially *A. cervicornis*.

Considering the location of the stations within the archipelago, greater coverage of algae was evidenced, and generally less coral coverage, in the sectors that are closer to the continent such as Cabruna and Palma. In these sectors, there is a greater influence of disturbance factors of human origin, so that these coral formations probably face a continuous process of threats due to the activities that take place in the coastal zone and that lead to deterioration. Indicators such as a decrease in coral cover

Considerando la ubicación de las estaciones dentro del archipiélago, se evidenció una mayor cobertura de algas y, por lo general, una menor cobertura de coral en los sectores que se encuentran más cerca del continente como Cabrera y Palma. En estos sectores existe una mayor influencia de factores de perturbación de origen humano, por lo que estas formaciones coralinas probablemente enfrentan un proceso continuo de amenazas por las actividades que se desarrollan en la zona costera y que las conducen al deterioro. Indicadores como un descenso de la cobertura coralina a lo largo del monitoreo fue registrado en varias de las estaciones de estos sectores (C-15, C-18 y C-19). La continua exposición de estas formaciones coralinas a los tensores causantes de deterioro coralino podría limitar su capacidad de recuperación, amenazando su persistencia (Hughes, 1994; Buddemeier *et al.*, 2004; Hughes *et al.*, 2010; Burke *et al.*, 2011). Este deterioro afecta la estructura y la dinámica del ecosistema y representa una amenaza permanente para el mantenimiento de los bienes y servicios que se derivan de él.

Por el contrario, hay formaciones coralinas que mostraron mejores condiciones de estado como C-6, C-11 y C-14, ubicadas al N y NO de las islas Múcura, Tintipán y Mangle, respectivamente. En varias de estas estaciones se observó una mayor presencia de corales juveniles y un incremento en la cobertura de coral en el tiempo. Estas estaciones podrían estar entre los lugares del archipiélago que se encuentran mejor conservados y donde existe una buena probabilidad de incrementarse la presencia de corales juveniles. Por lo tanto, se debe tener especial atención en su gestión y protección, ya que podrían ser clave en el mantenimiento de las comunidades coralinas del área.

Los arrecifes de coral tienen un ámbito estrecho de tolerancia térmica, entre 18 y 36 °C con un intervalo óptimo entre 25 y 29 °C (Stoddard, 1969; Hubbard, 1997; Raymundo *et al.*, 2008), por lo que este ecosistema es extremadamente susceptible al estrés térmico (Harvell *et al.*, 2007). En 2015 las formaciones coralinas enfrentaron un estrés causado por las altas temperaturas acumuladas de meses atrás que estuvo reflejado, en parte, en la presencia del blanqueamiento en 18 de las 19 estaciones evaluadas y el registro de algunas enfermedades. Sin embargo, su impacto fue bajo, ya que las colonias fueron afectadas sólo de forma parcial. No obstante, a finales del 2015 y en el 2016 se registró un evento masivo de blanqueamiento global, asociado a altas temperaturas, que afectó severamente a los arrecifes del Pacífico Occidental y en Colombia fue considerado como

throughout the monitoring were recorded in several of the stations in these sectors (C-15, C-18, and C-19). The continuous exposure of these coral formations to tensores that cause coral deterioration could limit their capacity for recovery, threatening their persistence (Hughes, 1994; Buddemeier *et al.* 2004; Hughes *et al.*, 2010; Burke *et al.*, 2011). This deterioration affects the structure and dynamics of the ecosystem and represents a permanent threat to the maintenance of the goods and services derived from it.

On the contrary, there are coral formations that showed better state conditions such as C-6, C-11, and C-14, located to the N and NW of the Múcura, Tintipán, and Mangle islands, respectively. In several of these stations, a greater presence of juvenile corals and an increase in coral cover were observed over time. These stations could be among the best-conserved places in the archipelago and where there is a good probability of increasing the presence of juvenile corals. Therefore, special attention should be paid to their management and protection, since they could be key in the maintenance of the coral communities in the area.

Coral reefs have a narrow range of thermal tolerance, between 18 and 36 °C with an optimal range between 25 and 29 °C (Stoddard, 1969; Hubbard, 1997; Raymundo *et al.*, 2008), so this ecosystem is extremely susceptible to heat stress (Harvell *et al.*, 2007). In 2015, the coral formations faced stress caused by the high temperatures accumulated months ago, which was reflected, in part, in the presence of bleaching in 18 of the 19 stations evaluated and the registration of some diseases. However, its impact was low, as the colonies were only partially affected. However, at the end of 2015 and in 2016 a massive global bleaching event was registered, associated with high temperatures, which severely affected the reefs of the Western Pacific and in Colombia, it was considered a low-level event (Hughes *et al.*, 2017, 2018; Oliver *et al.*, 2018).

From the perspective of resilience, the protection that national parks can provide is only one part of the solution for the conservation of ecosystems, since this must be accompanied by other mechanisms such as strong management measures (Hughes *et al.*, 2010) and ecological restoration (Pizarro *et al.*, 2014). Likewise, management actions on local impacts such as overfishing, tourist activity, degradation of water quality, pollution, deforestation, among others, are essential to stop the deterioration and begin to protect coral reefs to adapt to



un evento de nivel bajo (Hughes *et al.*, 2017, 2018; Oliver *et al.*, 2018).

Desde la perspectiva de la resiliencia, la protección que pueden proveer los parques nacionales es sólo una parte de la solución para la conservación de los ecosistemas, ya que esta debe ir acompañada de otros mecanismos como fuertes medidas de manejo (Hughes *et al.*, 2010) y restauración ecológica (Pizarro *et al.*, 2014). Igualmente, son esenciales las acciones de gestión sobre los impactos locales como la sobrepesca, la actividad turística, la degradación de la calidad del agua, la contaminación, la deforestación, entre otros, para detener el deterioro y comenzar a proteger los arrecifes coralinos para que puedan adaptarse a los cambios ambientales y así aumentar su recuperación frente al cambio climático (Wooldridge *et al.*, 2005; Hughes *et al.*, 2007, 2010; Knowlton y Jackson, 2008). Esto va de la mano con la continuidad de los programas de monitoreo para generar información sobre el estado, tendencias y cambios de los ecosistemas marinos.

CONCLUSIONES

Esta evaluación de largo plazo evidenció una dinámica opuesta y una gran variación en la cobertura del sustrato abiótico y de las algas, siendo este último grupo el componente más abundante del fondo marino desde el 2013 y que corresponde al panorama general observado en los arrecifes coralinos a nivel mundial. El ensamblaje coralino presentó una tendencia estable entre 1989 y 2010. Sin embargo, la disimilitud temporal registrada en el 2013 y 2015 con los demás años fue a causa de las mayores coberturas de los corales *Orbicella* spp., *P. porites*, *Agaricia* spp., *Siderastrea* spp. y *M. complanata*, cuyas estrategias de vida, con la excepción de *M. complanata*, les ha permitido llegar a ser los principales constructores de las formaciones coralinas del archipiélago de San Bernardo. La dinámica temporal de los principales componentes del sustrato es consecuencia del efecto de las perturbaciones naturales y antropogénicas a las que han sido sometidos estos arrecifes en las últimas décadas. No obstante, a nivel espacial se puede apreciar una gran variabilidad de coberturas coralinas donde se destacan arrecifes ubicados en las islas Múcura, Tintipán y Mangle que presentaron mejores condiciones de estado. Adicionalmente, la mayor frecuencia de observación de blanqueamiento en el 2015, que coincidió con el registro

environmental changes and thus increase their recovery from climate change (Wooldridge *et al.*, 2005; Hughes *et al.*, 2007, 2010; Knowlton and Jackson, 2008). This goes hand in hand with the continuity of monitoring programs to generate information on the state, trends, and changes of marine ecosystems.

CONCLUSIONS

This long-term evaluation showed an opposite dynamic and a great variation in the cover of the abiotic substrate and algae, the latter group being the most abundant component of the seabed since 2013 and corresponding to the general panorama observed in the coral reefs at the world level. The coral assemblage presented a stable trend between 1989 and 2010. However, the temporal dissimilarity registered in 2013 and 2015 with the other years was due to the greater coverage of the corals *Orbicella* spp., *P. porites*, *Agaricia* spp., *Siderastrea* spp., and *M. complanata*, whose life strategies, except for *M. complanata*, have allowed them to become the main builders of the coral formations of the San Bernardo archipelago. The temporal dynamics of the main components of the substrate are a consequence of the effect of natural and anthropogenic disturbances to which these reefs have been subjected in recent decades. However, at a spatial level, great variability of coralline covers can be appreciated, where reefs located on the Múcura, Tintipán, and Mangle islands stand out, presenting better state conditions. Additionally, the higher frequency of observation of bleaching in 2015, which coincided with the record of high temperatures, shows that SST is an important disturbing factor that is currently affecting coral formations.

ACKNOWLEDGEMENTS

This study was conducted in the framework of the Monitoring of Natural Marine Ecosystem of the Environmental Management Plan Program of the Covenas terminal by Ecopetrol S.A., which we greatly appreciated their support and funding. The authors thank the company Hyser Ltda. for their support in the management and implementation of this research. To the National Natural Park Corales of the Rosario and San Bernardo for his accompaniment. Finally, to Shirley Bello-Escobar for the development of cartography and Milena Marrugo, Alejandro Henao, David Acevedo, and Diego Quiroga for their support in field activities.

de altas temperaturas, pone en evidencia que la TSM es un factor de perturbación importante que actualmente están afectando a las formaciones coralinas.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio se desarrolló en el marco del programa de Seguimiento y Monitoreo de Ecosistemas Naturales Marinos del Plan de Manejo Ambiental del Terminal de Coveñas por Ecopetrol S.A., al cual se agradece enormemente por su apoyo y financiación. Los autores también agradecen a la empresa Hyser Ltda. por todo su apoyo en la gestión y realización de esta investigación. Asimismo, al Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo por su acompañamiento. Por último, a Shirley Bello-Escobar por la elaboración de la cartografía y a Milena Marrugo, Alejandro Henao, David Acevedo y Diego Quiroga por el apoyo en las actividades de campo.

BIBLIOGRAFÍA/LITERATURE CITED

- Ainsworth, T., S. Heron, J.C. Ortiz, P. Mumby, A. Grech, D. Ogawa, C.M. Eakin, and W. Leggat. 2016. Climate change disables coral bleaching protection on the Great Barrier Reef. *Science*, 352(6283): 338-342.
- Anderson, M. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecol.*, 26: 32-46.
- Andrade-Amaya, C.A. 2001. Las corrientes superficiales en la cuenca de Colombia observadas con boyas de deriva. *Rev. Acad. Colomb. Cienc. Ex. Fis. Nat.*, 25 (96): 321-335.
- Alvarado, E.M., F. Duque, L. Flórez y R. Ramírez. 1986. Evaluación cualitativa de los arrecifes coralinos de las islas del Rosario (Cartagena, Colombia). *Bol. Ecológica*, 15: 1-30.
- Alvarado, E., V. Pizarro y A. Sarmiento-Segura. 2011. Formaciones arrecifales. 109-123. En: Zarza-González, E. (Ed). El entorno ambiental del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo. Ministerio de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible, Parques Nacionales Naturales de Colombia, Banco Mundial - GEF, Patrimonio Natural - Fondo para Biodiversidad y las Áreas Protegidas, Cartagena de Indias, Colombia. 416 p.
- Bastidas, M., N. Rangel, D. Morales, C. Ricaurte, D.I. Gomez-López, R. Navas-Camacho, S.M. Navarrete, D. Alonso, L.J. Vivas-Aguas, P.S. Obando, J.A. Rodríguez-Rodríguez, L.V. Licero-Villanueva y L. Perdomo. 2014. Estado del ambiente y los ecosistemas marinos y costeros. 23-82. En: Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia: año 2013. Ser. Publ. Per. Invemar, (3), Santa Marta. 192 p.
- Bernhard, R. 2007. Extreme climatic events and coral reefs: How much short-term threat from global change? 315-341. In: Aronson R.B. (Eds). *Geological approaches to coral reef ecology*. Springer, New York. 439 p. https://doi.org/10.1007/978-0-387-33537-7_10
- Betancourt-Portela, J.M., L.F. Espinosa, S. Narváez, J. Vivas-Aguas y J.P. Parra. 2011. 67-77. En: Zarza-González, E. (Ed). El entorno ambiental del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo. Ministerio de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible, Parques Nacionales Naturales de Colombia, Banco Mundial - GEF, Patrimonio Natural - Fondo para Biodiversidad y las Áreas Protegidas, Cartagena de Indias, Colombia. 416 p.
- Birkeland, C. 1997. *Life and death of corals reefs*. Chapman & Hall, Nueva York. 536 p.
- Borneman, E. 2008. Introduction to the husbandry of corals in aquariums: A review. 3-14. In: Leewis, J. and M. Janse (Eds.). *Advances in coral husbandry in public aquariums*. Public Aquarium Husbandry Series, 2. Burgers' Zoo, Arnhem. 444 p.
- Bruckner, A. 2002. Proceedings of the Caribbean *Acropora* Workshop: Potential application of the U.S. endangered species act as a conservation strategy. NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-24. Silver Spring, USA. 184 p.



- Buddemeier, R.W., J.A. Kleypas, and R.B. Aronson. 2004. Coral reefs and global climate change: Potential contributions of climate change to stresses on coral reef ecosystems. Pew Center on Global Climate Change, Arlington. 44 p.
- Burke, L., K. Reytar, M. Spalding, and A. Perry. 2011. Reef at risk: revisited. World Resources Institute, Washington. 114 p.
- Carsucre, 2014. Informe de seguimiento en el sector de la parte trasera de la ciénaga de La Caimanera, municipio de Coveñas y en sector de las playas del Francés-Alegría, vía Guacamayas, municipio de Santiago de Tolú, por derrames de hidrocarburos. Informe final, Sincelejo. 7 p.
- Cendales, M., S. Zea y J. Díaz. 2002. Geomorfología y unidades ecológicas del complejo de arrecifes de las Islas del Rosario e isla Barú (mar Caribe, Colombia). Rev. Acad. Colomb. Cienc., 26(101): 497-510.
- Clarke, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. Aus. J. Ecol., 18: 117-143.
- Clarke, K.R. and R.N. Gorley. 2015. PRIMER v7: User manual/tutorial. PRIMER-E: Plymouth. Devon, UK. 296 p.
- 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. Invemar. Ser. Publ. Esp. Invemar, (5), Santa Marta. 179 p.
- Díaz-Pulido, G., J. Sánchez, S. Zea, J. Díaz y J. Garzón-Ferreira. 2004. Esquemas de distribución espacial en la comunidad bentónica de arrecifes coralinos continentales y oceánicos del Caribe colombiano. Rev. Acad. Colomb. Cienc., 24(108): 337-347.
- Done, T.J. 1992. Phase shifts in coral reef communities and their ecological significance. Hydrobiologia, 247: 121-132.
- Duque, F. y H. Gómez. 1983. El archipiélago de San Bernardo y su fauna íctica. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 90 p.
- Duque-Rico, M.A. y L. Torres-Gómez. 2011. Aspectos socioeconómicos de las principales comunidades del archipiélago de San Bernardo, sector Barú y archipiélago de Nuestra Señora del Rosario. 26-37. En: Zarza-González, E. (Ed). El entorno ambiental del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo. Ministerio de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible, Parques Nacionales Naturales de Colombia, Banco Mundial - GEF, Patrimonio Natural - Fondo para Biodiversidad y las Áreas Protegidas, Cartagena de Indias, Colombia. 416 p.
- Eakin, C.M., J.A. Morgan, S.F. Heron, T.B. Smith, G. Liu, L. Álvarez-Filip, B. Baca, *et al.* 2010. Caribbean corals in crisis: record thermal stress, bleaching, and mortality in 2005. PLoS ONE, 5(11): e13969. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0013969>
- Erhardt, H. and W. Meinel. 1975. Die scleractinen Korallen der Insel Ceycén, Islas San Bernardo, vor der kolumbianischen Atlanfikküste. Philippia, 2: 236-247.
- Fabricius, K., O. Hoegh-Guldberg, J. Johnson, L. McCook, and J. Lough. 2007. Vulnerability of coral reefs of the Great Barrier Reef to climate change. 515-554. In: Johnson, J. y Marshall P.A. (Eds). Climate change and the Great Barrier Reef. Chapter 17. Great Barrier Marine Park Authority and Australian Greenhouse Office, Australia. 801 p.
- 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. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04238-6>
- Garzón-Ferreira, J., M.C. Reyes-Nivia y A. Rodríguez-Ramírez. 2002. Manual de métodos del SIMAC - Sistema Nacional de Monitoreo de Arrecifes Coralinos en Colombia. Informe final, Invemar, Santa Marta. 61 p.
- Garzón-Ferreira, J. and J.M. Díaz. 2003. The Caribbean coral reefs of Colombia. 275-301. En: Cortés, J. (Ed.). Latin American Coral Reefs. Elsevier Science B.V., Ámsterdam. 508 p.
- Garzón-Ferreira, J., M. Moreno-Bonilla y J.M. Valderrama. 2004. Condición actual de las formaciones coralinas de *Acropora palmata* y *A. cervicornis* en el Parque Nacional Natural Tayrona (Colombia). Bol. Invest. Mar. Cost., 33: 117-136.
- Gómez-Campo, K., T. López-Londoño, D.L. Gil-Agudelo, R. Navas-Camacho, J.A. Rojas y J. Garzón-Ferreira. 2011. Blanqueamiento coralino, amenaza para el futuro de los arrecifes de coral de los archipiélagos Nuestra Señora del Rosario y San Bernardo. 319-328. En: Zarza-González, E. (Ed). El entorno ambiental del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo. Parques Nacionales Naturales de Colombia, Cartagena de Indias, Colombia. 416 p.
- Green, D., P. Edmunds, and R. Carpenter. 2008. Increasing relative abundance of *Porites astreoides* on Caribbean reefs mediated by an overall decline in coral cover. Mar. Ecol. Prog. Ser., 359: 1-10.
- Gutiérrez-Moreno, C., M. Marrugo, P. Lozano-Rivera, P. C. Sierra y C. Andrade. 2011. Clima marino. 39-47. En: Zarza-González, E. (Ed). El entorno ambiental del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo. Ministerio de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible, Parques

- Nacionales Naturales de Colombia, Banco Mundial - GEF, Patrimonio Natural - Fondo para Biodiversidad y las Áreas Protegidas, Cartagena de Indias, Colombia. 416 p.
- Harvell, D., E. Jordán-Dahlgren, S. Merkel, E. Rosenberg, L. Raymundo, G. Smith, E. Weil, and B. Willis. 2007. Coral diseases environmental drivers and the balance and balance between coral and microbial associates. *Oceanography*, 20(1): 172-195.
- Hubbard, D. 1997. Reefs as dynamic systems. 43-67. In: Birkeland, C. (Ed). *Life and death of coral reefs*. Chapman y Hall, Nueva York, USA. 536 p.
- Hughes, T.P. 1994. Catastrophes, phase-shifts, and large-scale degradation of a Caribbean coral-reef. *Science*, 265: 1547-1551.
- Hughes, T.P., M.J. Rodríguez, D.R. Bellwood, D. Ceccarelli, O. Hoegh-Guldberg, and L. McCook. 2007. Phase shifts, herbivory, and the resilience of coral reefs to climate change. *Curr. Biol.*, 17: 360-365.
- Hughes, T.P., N. Graham, J. Jackson, P. Mumby, and P. Steneck. 2010. Rising to the challenge of sustaining coral reef resilience. *Trends Ecol. Evol.*, 11: 633-642.
- Hughes, T.P., J.T. Kerry, M. Álvarez-Noriega, J.G. Álvarez-Romero, K.D. Anderson, A.H. Baird, R.C. Babcock, *et al.* 2017. Global warming and recurrent mass bleaching of corals. *Nature*, 543: 373-377. <https://doi.org/10.1038/nature21707>
- Hughes, T.P., K.D. Anderson, S.R. Connolly, S.F. Heron, J.T. Kerry, J.M. Lough, A.H. Baird, J.K. Baum, M.L. Berumen, T.C. Bridge, D.C. Claar, C.M. Eakin, J.P. Gilmour, N.A.J. Graham, H. Harrison, J.P.A. Hobbs, A.S. Hoey, M. Hoogenboom, R.J. Lowe, M.T. McCulloch, J.M. Pandolfi, M. Pratchett, V. Schoepf, G. Torda, and S.K. Wilson. 2018. Spatial and temporal patterns of mass bleaching of corals in the Anthropocene. *Science*, 359: 80-83. <https://doi.org/10.1126/science.aan8048>
- Hurtado, N. 2015. Understanding coral growth: in situ and ex situ experiments with Caribbean species for restoration purposes. Tesis Mg. Cienc. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta. 122 p.
- HYSER. 2014. Caracterización de los ecosistemas marinos en el Golfo de Morrosquillo. Monitoreo año 2013. Informe final, Coveñas. 310 p.
- Invemar. 2005. Monitoreo de corales en el golfo de Morrosquillo. Informe final, Ecopetrol, Cúcuta.
- Jackson, J.B.C., M.K. Donovan, K.L. Cramer, and V.V. Lam. 2014. Status and trends of Caribbean coral reefs: 1970-2012. *Global Coral Reef Monitoring Network*, IUCN, Gland, Switzerland. 254 p.
- Knowlton, N. and J.B.C. Jackson. 2008. Shifting baselines, local impacts, and global change on coral reefs. *PLoS Biol.*, 6: 215-220.
- Liu, G., C.M. Eakin, M. Chen, A. Kumar, J.L. de la Cour, S.F. Heron, E.F. Geiger, W.J. Skirving, K.V. Tirak, and A.E. Strong. 2018. Predicting heat stress to inform reef management: NOAA Coral Reef Watch's 4-month coral bleaching outlook. *Front. Mar. Sci.*, 5(57). <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00057>.
- López-Victoria, M. y J.M. Díaz. 2000. Morfología y estructura de las formaciones coralinas del archipiélago de San Bernardo, Caribe colombiano. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.*, 24(91): 219-230.
- Martínez-Viloria, H.M., L.A. Martínez-Whisgman, A. Vargas-Pineda y J.C. Narváez-Barandica. 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*. Ministerio de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible, Parques Nacionales Naturales de Colombia, Banco Mundial - GEF, Patrimonio Natural - Fondo para Biodiversidad y las Áreas Protegidas, Cartagena de Indias, Colombia. 416 p.
- McClanahan, T. and N. Mutinga. 1998. An ecological shift in a remote coral atoll of Belize over 25 years. *Environ. Conserv.*, 25(2): 122-130.
- Mendoza, J., L.A. Castro, P. Herrón, C. Montaña y F. Castro. 2011. Características de la actividad turística. 305-318. En: Zarza-González, E. (Ed). *El entorno ambiental del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo*. Ministerio de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible, Parques Nacionales Naturales de Colombia, Banco Mundial - GEF, Patrimonio Natural - Fondo para Biodiversidad y las Áreas Protegidas, Cartagena de Indias, Colombia. 416 p.
- Navas-Camacho, R., J. Vega-Sequeda, K. Gómez-Campo, T. López-Londoño, D. Gil-Agudelo, L. Muñoz-Escobar, J. Rojas y D.L. Duque. 2011. El "Sistema Nacional de Monitoreo de Arrecifes Coralinos en Colombia-SIMAC" en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo: 1998-2009. 330-350. En: Zarza-González, E. (Ed). *El entorno ambiental del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo*. Ministerio de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible, Parques Nacionales Naturales de Colombia, Banco Mundial - GEF, Patrimonio Natural - Fondo para Biodiversidad y las Áreas Protegidas, Cartagena de Indias, Colombia. 416 p.



- NOAA Coral Reef Watch. 2020. Caribbean 5 km regional virtual station time series data. Colombia Atlantic (version 3.1). https://coralreefwatch.noaa.gov/product/vs/data/colombia_atlantic.txt. 06/07/2020.
- Oliver, J.K., R. Berkelmans, and C.M. Eakin. 2018. Coral bleaching in space and time. 27-49. In: van Oppen, M. and J. Lough (Eds). *Coral Bleaching. Patterns, processes, causes and consequences*. Volume 233. Springer, Switzerland. https://doi.org/10.1007/978-3-319-75393-5_3
- Ordosgoitia, Y. y E. Zarza-González. 2011. Características de la comercialización de material biológico marino para la elaboración de artesanías y venta de recordatorios. 290-304. En: Zarza-González, E. (Ed). *El entorno ambiental del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo*. Ministerio de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible, Parques Nacionales Naturales de Colombia, Banco Mundial - GEF, Patrimonio Natural - Fondo para Biodiversidad y las Áreas Protegidas, Cartagena de Indias, Colombia. 416 p.
- Patiño, F y F. Flores. 1993. Estudio ecológico del Golfo de Morrosquillo. Universidad Nacional de Colombia y Fondo FEN-Colombia, Bogotá. 295 p.
- Pizarro, V., V. Carrillo y A. García-Rueda. 2014. Revisión y estado del arte de la restauración ecológica de arrecifes coralinos. *Biota Colomb.*, 15(Supl. 2): 132-149.
- Prahl, H.V. y H. Erhardt. 1985. Colombia, corales y arrecifes Coralinos. Fondo FEN-Colombia, Bogotá. 295 p.
- Porter, J., P. Dustan, W. Jaap, K. Patterson, V. Kosmynin, O. Meier, M. Patterson, and M. Parsons. 2001. Patterns of spread of coral disease in the Florida Keys. *Hydrobiologia*, 460: 1-24.
- Pujos, M., J. L. Pagliardini, R. Steer, G. Vemette y O. Weber. 1986. Influencia de la contra-corriente norte colombiana para la circulación de las aguas en la plataforma continental su acción sobre la dispersión de los efluentes en suspensión del río Magdalena. *Bol. Cient. CIOH*, 6: 3-15.
- Ramírez, A. 1990. Monitoreo de los ecosistemas coralinos del golfo de Morrosquillo y el archipiélago de San Bernardo. Fase II. Informe final, Ecopetrol-DCC, Cúcuta.
- Ramírez, A. 1992. Los ecosistemas coralinos del archipiélago de San Bernardo. Golfo de Morrosquillo, mar Caribe. Informe final, Ecopetrol-DCC, Cúcuta.
- Ramírez, A. 2000. Monitoreo de Corales en el golfo de Morrosquillo. Informe final, contrato Ecopetrol DCC-4AMT-47200-99-0007, Cúcuta.
- Ramírez, A. 2010. Monitoreo de Corales en el golfo de Morrosquillo. Informe final, contrato Ecopetrol N.º 4027656, Bogotá. 119 p.
- Raymundo, L., C. Couch, and C. Harvell. 2008. *Coral disease handbook: guidelines for assessment monitoring and management*. Coral Reef Targeted Research and Capacity Building for Management Program, Melbourne, Australia. 121 p.
- Rodríguez-Ramírez, A., C. Bastidas, S. Rodríguez, Z. Leão, R. Kikuchi, M. Oliviera, D. Gil, J. Garzón-Ferreira, M.C. Reyes-Nivia, R. Navas-Camacho, N. Santodomingo, G. Díaz-Pulido, D. Venera-Pontón, L. Flórez-Leiva, A. Rangel-Campo, C. Orozco, J. C. Márquez, S. Zea, M. López-Victoria, J.A. Sánchez, and M.C. Hurtado. 2008. The effects of coral bleaching in Southern Tropical America: Brazil, Colombia, and Venezuela. 105-114. In: Wilkinson, C. and D. Souter (Eds). *Status of Caribbean Coral Reefs after Bleaching and Hurricanes in 2005*. Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre, Townsville, Australia. 148 p.
- Rodríguez-Ramírez, A., M.C. Reyes-Nivia, S. Zea, R. Navas-Camacho, J. Garzón-Ferreira, S. Bejarano, P. Herrón, and C. Orozco. 2010. Recent dynamics and condition of coral reefs in the Colombian Caribbean. *Rev. Biol. Trop.*, 58(Suppl. 1): 107-131.
- Stoddart, D. 1969. Ecology and morphology of recent coral reefs. *Biol. Rev. Cambridge Phil. Soc.*, 44: 433-498.
- Sutherland, K., J. Porter, and C. Torres. 2004. Diseases and immunity in Caribbean and Indo-Pacific zooxanthellate corals. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 266: 273-302.
- Vega-Sequeda, J., S. Zea y G. Bernal. 2017. Efectos de eventos oceánicos extremos en formaciones coralinas de islas del Rosario, Caribe colombiano. *Cicimar Oceanides*, 32(1): 25-38.
- Warding, B. y H. Sánchez. 1979. Informe faunístico y florístico de las islas del Rosario en la costa norte de Colombia. Situación general y estructuras arrecifales. *An. Inst. Invest. Mar. Punta Betín*, 11: 7-20.
- Wilkinson, C. and D. Souter. 2008. *Status of Caribbean coral reefs after bleaching and hurricanes in 2005*. Global Coral Reef Monitoring Network y Reef and Rainforest Research Centre, Townsville. 148 p.
- Wooldridge, S., T. Done, R. Berkelmans, R. Jones, and P. Marshall. 2005. Precursors for resilience in coral communities in a warming climate: a belief network approach. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 295: 157-169. <https://doi.org/10.3354/meps295157>

Zarza-González, E. 2011. El Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo. 8-11. En: Zarza-González, E. (Ed). El entorno ambiental del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo. Ministerio de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible, Parques Nacionales Naturales de Colombia, Banco Mundial - GEF, Patrimonio Natural - Fondo para Biodiversidad y las Áreas Protegidas, Cartagena de Indias, Colombia. 416 p.

Zea, S. 1991. Establecimiento de estaciones base para monitorear el efecto de condiciones naturales y de origen humano en comunidades coralinas de Santa Marta y Parque Nacional Natural Tayrona. Informe final, Invemar, Santa Marta. 62 p.

RECIBIDO/RECEIVED: 09/08/2020

ACEPTADO/ACCEPTED: 01/11/2020



Dieta y amplitud del nicho trófico del cormorán neotropical [*Nannopterum brasilianus* (Gmelin, 1789)] en el Santuario de Flora y Fauna Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe de Colombia

Diet and trophic niche breadth of the neotropical cormorant [*Nannopterum brasilianus* (Gmelin, 1789)] in the Flora and Fauna Sanctuary Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribbean Colombia

Aliano Tette-Pomarico¹*, Aristides López-Peña², Rebeca Franke-Ante³ y Luis Orlando Duarte⁴

0000-0003-2804-864X

0000-0002-9401-9348

0000-0002-0956-0915

0000-0001-5494-5390

1. Universidad del Magdalena, Santa Marta, Colombia. alianottpomarico@hotmail.com*

2. Santuario de Flora y Fauna Ciénaga Grande de Santa Marta, Parques Nacionales Naturales de Colombia, Ciénaga, Colombia. aristideslpz@gmail.com

3. Dirección Territorial Caribe, Parques Nacionales Naturales de Colombia, Santa Marta, Colombia. rebeca.franke@parquesnacionales.gov.co

4. Universidad del Magdalena, Santa Marta, Colombia. gieep@unimagdalena.edu.co

* Autor de correspondencia.

RESUMEN

El cormorán neotropical (*Nannopterum brasilianus*) es un ave piscívora con reproducción colonial. Se distribuye desde el sur de Norteamérica hasta Argentina. La colonia más grande en Colombia se encuentra en la localidad de Punta Blanca, localizada en el Santuario de Flora y Fauna Ciénaga Grande de Santa Marta (SFF CGSM), en el complejo lagunar del mismo nombre (CL CGSM). En el presente estudio se analizó la dieta y la amplitud de nicho de *N. brasilianus* a partir de egagrópilas recolectadas en el borde occidental de la colonia de anidación de Punta Blanca durante la época reproductiva de 2017. La identificación de presas se basó principalmente en la morfología de los otolitos de peces encontrados en las egagrópilas ($n = 64$). Se identificaron ocho especies de peces en la dieta de *N. brasilianus*, de las cuales tres fueron nuevos registros para la dieta de la población del complejo lagunar (*Mugil liza*, *M. curema* y *M. cephalus*). Se destacó la representatividad de *Cathorops mapale* como principal presa consumida durante el estudio (89,5 % en número y 91,8 % en frecuencia de ocurrencia). Se observó una amplitud de nicho trófico estrecha (Levin's de 0,002) y una dieta con baja equitatividad ($q_2 = 2,1$), lo que corresponde a una respuesta adaptativa modelada por la disponibilidad de presas.

PALABRAS CLAVES: aves acuáticas, ciénagas, ecosistemas costeros, Phalacrocoracidae

ABSTRACT

The neotropical cormorant (*Nannopterum brasilianus*) is a piscivorous bird with colonial nesting. It is distributed from southern North America to Argentina. The largest colony of *N. brasilianus* in Colombia is located in the locality of Punta Blanca, in the Flora and Fauna Sanctuary Ciénaga Grande de Santa Marta (FFS CGSM), in the lagoon complex with same name (LC CGSM). The diet and niche width of *N. brasilianus* were analyzed from pellets collected on the western edge of the Punta Blanca nesting colony during the breeding season of 2017. Prey identification was based on mainly on the morphology of the fish otoliths found in these pellets ($n = 64$). There were eight fish species identified in the diet of *N. brasilianus* of which three are new records for the population of the lagoon complex (*Mugil liza*, *M. curema* y *M. cephalus*). It is highlighted the representativeness of *Cathorops mapale* is reported, as the main prey consumed during the study (89.5 % in number and 91.8% in frequency of occurrence). A narrow trophic niche breadth was observed (Levin's 0.002) and a diet with low equitability ($q_2 = 2.1$), which corresponds to an adaptive response modeled by the availability of prey.

KEY WORDS: acuatíc birds, swamps, coastal ecosystems, Phalacrocoracidae

DOI: <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2020.49.SuplEsp.1072>

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 sitio Ramsar Sistema Delta Estuarino del río Magdalena o complejo lagunar Ciénaga Grande de Santa Marta (CL CGSM) alberga altas concentraciones de aves acuáticas tanto residentes como migratorias, por lo que ha sido categorizado como un área de importancia para la conservación de las aves (Ruiz-Guerra *et al.*, 2008; BirdLife International, 2018). En su interior existen dos áreas protegidas de carácter nacional administradas por Parques Nacionales Naturales de Colombia: el Vía Parque Isla de Salamanca (VIPIS) y el Santuario de Flora y Fauna Ciénaga Grande de Santa Marta (SFF CGSM).

El CL CGSM ha sido afectado desde finales de 1960 por acciones humanas tanto en su interior como en sus afluentes, generando un desequilibrio hidrológico del sistema, la pérdida de bosque de manglar y la reducción de las poblaciones de peces, moluscos y crustáceos, los cuales juegan un papel fundamental en el funcionamiento del ecosistema y sustentan la pesquería artesanal, de la que dependen diferentes poblaciones locales (Botero y Salzwedel, 1999; Sánchez-Ramírez y Rueda, 1999; Lorenz y Serafy, 2006). Si bien se han realizado obras de rehabilitación hídrica, siguen presentándose afectaciones dentro del sistema (Invemar, 2019). Esta situación es percibida por los pobladores locales y por diferentes actores vinculados al sistema como la causante de una disminución en aproximadamente la mitad de los servicios ecosistémicos del humedal, lo cual amerita mayores esfuerzos de conservación (Vilardy *et al.*, 2012; Invemar, 2019).

Los estudios de ecología trófica son cruciales para la conservación de ecosistemas amenazados, debido a que proporcionan información importante sobre el rol funcional de las especies y sus hábitats (Bó *et al.*, 2007). Entre los aspectos más importantes de la ecología trófica se encuentra la composición dietaria, la partición de recursos tróficos y la amplitud de nicho alimentario, ya que permiten incrementar el conocimiento sobre las interacciones tróficas de un depredador con sus presas y sus implicaciones en la conservación y preservación de las especies y del ecosistema (López-Calleja, 1995; Bó *et al.*, 2007). Estos aspectos pueden variar con la abundancia de las presas, hábitats y/o sitios geográficos y pueden ser modelados, entre otros, con la teoría de forrajeo óptimo, que predice un aumento en la amplitud de nicho y en la diversidad de presas frente a la reducción en la disponibilidad de sus presas más óptimas y una mayor especificidad al aumentar la disponibilidad

INTRODUCTION

The Magdalena River Estuary Delta System Ramsar Site of Ciénaga Grande de Santa Marta Lagoon Complex (CGSM LC) is home to high concentrations of both resident and migratory waterfowl, which is why it has been categorized as an area of importance for bird conservation. (Ruiz-Guerra *et al.*, 2008; BirdLife International, 2018). There are two national protected areas administered by National Natural Parks of Colombia: the Vía Parque Isla de Salamanca (VIPIS) and the Ciénaga Grande de Santa Marta Flora and Fauna Sanctuary (CGSM FFS).

The CGSM LC has been affected since the late 1960s by human actions both in its interior and in its tributaries, generating a hydrological imbalance in the system, the loss of mangrove forest, and the reduction of fish, mollusk, and crustacean populations; which play a fundamental role in the functioning of the ecosystem and sustaining artisanal fishery, on which different local populations depend (Botero and Salzwedel, 1999; Sánchez-Ramírez and Rueda, 1999; Lorenz and Serafy, 2006). Although water rehabilitation works have been carried out, conditions continue to appear within the system (Invemar, 2019) This situation is perceived by local inhabitants and by different actors linked to the system as the cause of a decrease in approximately half of the ecosystem services of the wetland, which warrants greater conservation efforts (Vilardy *et al.*, 2012; Invemar, 2019).

Trophic ecology studies are crucial for the conservation of threatened ecosystems because they provide important information on the functional role of species and their habitats (Bó *et al.*, 2007). Among the most important aspects of trophic ecology is the dietary composition, the partition of trophic resources, and the breadth of the food niche, since they allow increasing knowledge about the trophic interactions of a predator with its prey and its implications for conservation and preservation of species and the ecosystem (López-Calleja, 1995; Bó *et al.*, 2007). These aspects may vary with the abundance of prey, habitats, and/or geographic sites and are modeled with the optimal foraging theory, which predicts an increase in niche width and prey diversity versus a reduction in the availability of their most optimal prey, and greater specificity by increasing their availability (Valdovinos *et al.*, 2010; Román-Palacios and Román-Valencia, 2015). In cormorants, trophic ecology studies

de estas (Valdovinos *et al.*, 2010; Román-Palacios y Román-Valencia, 2015). En cormoranes los estudios de ecología trófica aportan bases para comprender su rol en los ecosistemas acuáticos, su influencia en la comunidad íctica y su interacción con poblaciones de pescadores (Dias *et al.*, 2012).

La principal colonia reproductiva del cormorán neotropical (*Nannopterum brasilianus*) de Colombia está ubicada en el CL CGSM, al noroccidente del SFF CGSM (Figura 1). Se estima que esta colonia puede superar los 30 000 individuos (Ruiz-Guerra *et al.*, 2008; Ruiz-Guerra *et al.*, 2012). Estudios tróficos previos han determinado que *N. brasilianus* es un ave piscívora y generalista, que se alimenta mediante buceo y zambullida en medios marinos, dulceacuicolas y estuarinos (Gil de Weir *et al.*, 2011; Conde-Tinco y Iannacone, 2013). Esta especie elimina las partes de las presas que no puede digerir, regurgitando egagrópilas generalmente una vez al día (Orta, 1992; Zijlstra y Van-Eerden, 1995).

El cormorán presenta una alta plasticidad que le permite adaptarse a la disponibilidad de presas, observándose casos como el del lago Dos Patos (Brasil) donde, siendo una especie generalista, cambia su estrategia a especialista durante una parte del año, condición que Barquete *et al.* (2008) llamaron “especialización temporal”. A la fecha se han reconocido como parte de la dieta del cormorán neotropical los peces óseos bentónicos o mesopelágicos de las familias Ariidae, Engraulidae, Sciaenidae, Mugilidae y Gerreidae (Barquete *et al.*, 2008; Muñoz *et al.*, 2008; Gil de Weir *et al.*, 2011). El único antecedente de la dieta de *N. brasilianus* en el CL CGSM fue realizado por Hennig (1997), cuyo estudio coincidió con las acciones de rehabilitación en el complejo lagunar de 1995-1999 y los eventos de muerte masiva de peces de 1994-2000.

El conocimiento sobre la ecología trófica de *N. brasilianus* dentro el CL CGSM es importante considerando su tamaño poblacional y su rol como depredador de peces, lo que le confiere influencia en la estructura y función de los humedales (Smith y Smith, 2001; Begon *et al.*, 2005). El presente estudio pretende aportar información de la ecología trófica de *N. brasilianus* durante su periodo de nidación en el CL CGSM en 2017. Para ello se revisó la composición taxonómica de la dieta, la amplitud de nicho alimentario, la riqueza de presas, la diversidad trófica y la equitatividad de presas. Los resultados obtenidos se analizaron en el contexto de estudios previos realizados en Latinoamérica.

provide the basis for understanding their role in aquatic ecosystems, their influence on the fish community, and their interaction with fishing populations (Dias *et al.*, 2012).

The main reproductive colony of the Neotropical cormorant (*Nannopterum brasilianus*) from Colombia is located in the CGSM LC, northwest of the CGSM FFS (Figure 1). It is estimated that this colony can exceed 30 000 individuals (Ruiz-Guerra *et al.*, 2008; Ruiz-Guerra *et al.*, 2012). Previous trophic studies have determined that *N. brasilianus* is a generalist and piscivorous bird, which feeds by diving in marine, freshwater, and estuarine environments (Gil de Weir *et al.*, 2011; Conde-Tinco and Iannacone, 2013). This species eliminates the parts of the prey that it cannot digest, regurgitating pellets generally once a day, just before dawn or going out to forage (Orta, 1992; Zijlstra and Van-Eerden, 1995).

The cormorant has high plasticity that allows it to adapt to the availability of prey, observing cases such as Dos Patos Lake (Brazil) where it is a generalist who presents a breadth of specialist niche during part of the year, a condition that Barquete *et al.* (2018) called “temporal specialization”. To date, benthic or mesopelagic bony fishes of the Ariidae, Engraulidae, Sciaenidae, Mugilidae, and Gerreidae families have been recognized as part of the diet of the Neotropical cormorant (Barquete *et al.*, 2008; Muñoz *et al.*, 2008; Gil de Weir *et al.*, 2011). The only antecedent of the *N. brasilianus* diet in the CGSM LC was made by Hennig (1997), whose study coincided with the rehabilitation actions in the lagoon complex in 1995-1999 and the massive fish death events of 1994-2000.

Knowledge about the trophic ecology of *N. brasilianus* within the CGSM LC is important considering its population size and its role as a fish predator which could give it an influence on the structure and function of wetlands (Smith and Smith, 2001; Begon *et al.*, 2005). The present study aims to provide information on the trophic ecology of *N. brasilianus* during its nesting period in the CGSM LC in 2017. For this, the taxonomic composition of the diet, the breadth of the food niche, the richness of prey, the trophic diversity, and prey fairness; by minimally invasive pellet analysis. The results obtained were analyzed in the context of previous studies carried out in Latin America.

ÁREA DE ESTUDIO

La colonia reproductiva de *N. brasilianus* se encuentra ubicada en el sector nororiental del SFF CGSM, entre la desembocadura del río Aracataca y la desembocadura de caño Pájaro (Figura 1). El clima del CL CGSM es tropical árido, ya que la acción de los vientos alisios al norte de los 10° N es suficiente durante todo el año para inhibir en gran medida las precipitaciones, presentándose temperaturas promedio anuales entre 27° y 30 °C en la columna de agua y una humedad relativa entre 50-100 % (Andrade-Amaya, 2000; Blanco *et al.*, 2006). El régimen anual de lluvias varía entre 401 y 1321 mm, con un promedio de 897 mm/año, el cual se distribuye en un patrón climático unimodal con un periodo de vientos entre diciembre y abril, y un periodo de calmas, en el cual se observan las precipitaciones de mayo a noviembre, teniendo un máximo de pluviosidad entre septiembre y noviembre (Blanco *et al.*, 2006; García *et al.*, 2013).

STUDY AREA

The reproductive colony of *N. brasilianus* is located in the northeastern sector of the CGSM FFS, between the mouth of the Aracataca River and the mouth of Caño Pájaro (Figure 1). The climate of the CGSM LC is tropical arid since the action of the trade winds north of 10 °N is sufficient throughout the year to greatly inhibit precipitation, with average annual temperatures between 27° and 30 °C in the water column and relative humidity between 50-100 % (Andrade-Amaya, 2000; Blanco *et al.*, 2006). The annual rainfall regime varies between 401 and 1321 mm, with an average of 897 mm/year, which is distributed in a unimodal climatic pattern with a period of winds between December and April, and a period of calm, in which rainfall from May to November, with maximum rainfall between September and November (Blanco *et al.*, 2006; García *et al.*, 2013).

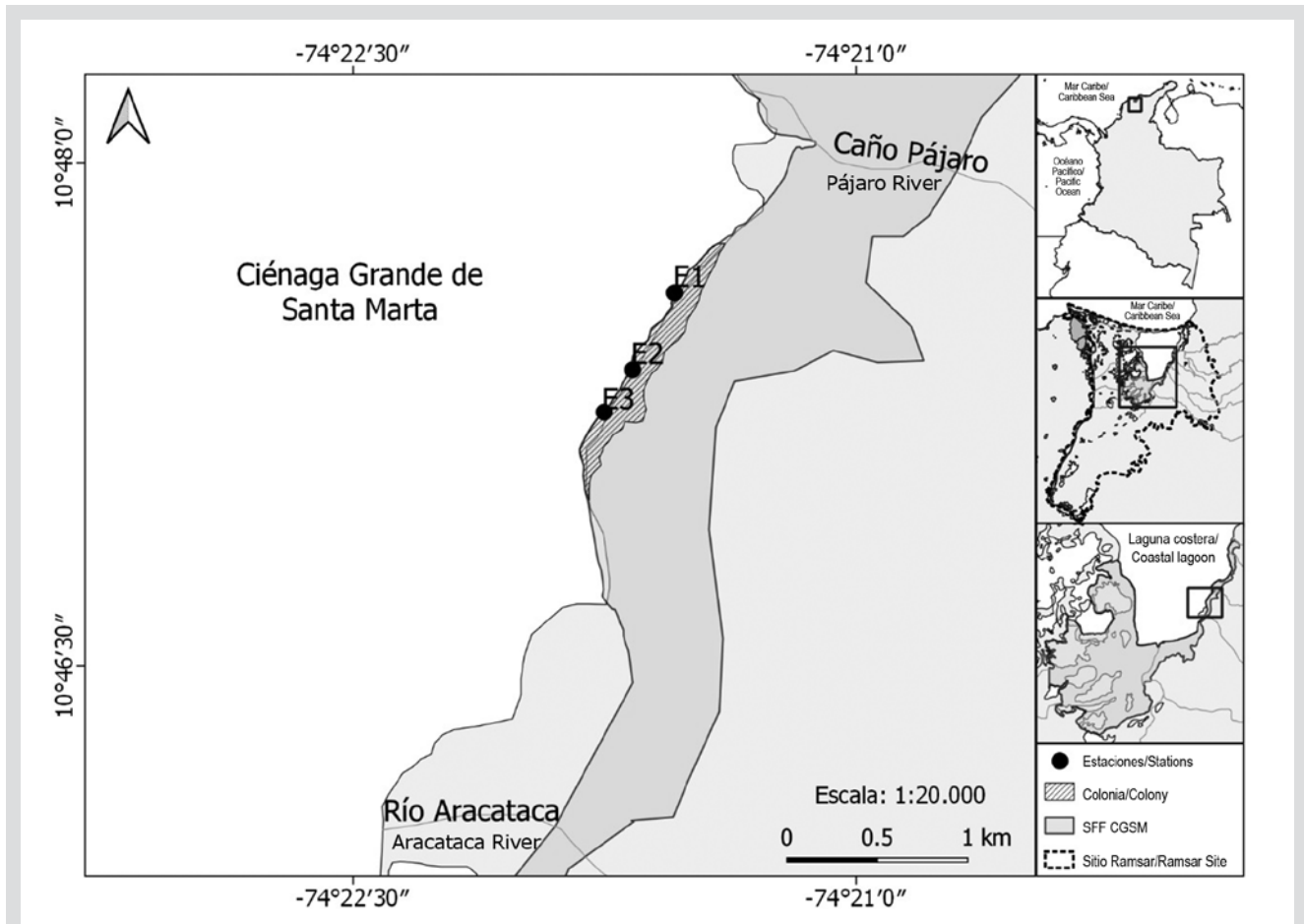


Figura 1. Estaciones de muestreo ubicadas en la colonia de *Nannopterum brasilianus* ubicada al nororiente del SFF CGSM., en el sitio Ramsar Sistema Delta Estuarino del río Magdalena Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe de Colombia en 2017.

Figure 1. Sampling stations located in the *Nannopterum brasilianus* colony located northeast of the CGSM FFS, in the Magdalena River Estuary Delta System Ramsar Site of Ciénaga Grande Santa Marta, Caribbean of Colombia in 2017.

MATERIALES Y MÉTODOS

Fase de campo

El muestreo se efectuó semanalmente entre mayo (cuatro semanas) y junio (dos semanas) de 2017 coincidiendo con el periodo reproductivo de *N. brasilianus* en ese año. Se visitaron tres estaciones de muestreo entre las 9 y 11 a. m., seleccionadas previamente por su accesibilidad y disposición de material para recolectar, evitando estresar a las aves según lo proponen Olmos *et al.* (2000) y Petracci *et al.* (2009). La recolección de egagrópilas se realizó manualmente con ramas, hojas y raíces de mangle, con el esfuerzo de dos recolectores durante 30-35 min por sitio. Las egagrópilas se guardaron en seco dentro de bolsas con sello hermético, rotuladas externamente con sellos adhesivos e internamente con etiquetas de papel pergamino, y se refrigeraron por menos de dos horas hasta ser llevadas a procesar en el laboratorio.

Fase de laboratorio

Las egagrópilas se lavaron con etanol al 70 % y se desintegraron con la ayuda de pinzas y lancetas para separar los restos óseos como mandíbulas, otolitos, vértebras y demás restos del material. Las estructuras óseas encontradas se lavaron y almacenaron en etanol al 70 % (Olmos *et al.*, 2000). Los otolitos de peces óseos se utilizaron para la identificación del componente íctico hasta el nivel taxonómico más bajo posible utilizando diferentes guías de identificación (Abilhoa y Correa, 1992; Volpedo y Echeverría, 2000; Hernández-García *et al.*, 2004; Martínez *et al.*, 2007; Espino-Barr *et al.*, 2013) y las bases de datos de otolitos Anàlisi de FORMes d'Otòlits (AFORO) y COSS-BRASIL (Lombarte *et al.*, 2006; Rossi-Wongtschowski *et al.*, 2016). El trabajo de caracterización de otolitos de Rossi-Wongtschowski *et al.* (2016) fue utilizado para la descripción de los otolitos tipo *sagitta*. La descripción de los otolitos tipo *asteriscus* se basó en Assis (2003) y para los otolitos tipo *lapillus* se basó en Assis (2005). Para las descripciones de los otolitos se utilizó un microscopio estereoscópico Leica M205A y se fotografiaron con una cámara integrada Leica DFC450.

Análisis de datos

Para evaluar la representatividad o completitud de la muestra, estimado como la cobertura de muestreo según Chao *et al.* (2014), se empleó el estimador (\hat{C}_{ind}). Dicho análisis se realizó mediante el paquete estadístico iNEXT, en el entorno de programación RStudio V.1.3.959

MATERIALS AND METHODS

Field phase

The sampling was carried out weekly between May (four weeks) and June (two weeks) of 2017, coinciding with the reproductive period of *N. brasilianus* in that year. Three sampling stations were visited between 9 and 11 a.m., previously selected for their accessibility and availability of material to collect, avoiding stressing the birds as proposed by Olmos *et al.* (2000) and Petracci *et al.* (2009). The pellet collection was performed manually from mangrove branches, leaves and roots, with the effort of two collectors for 30-35 min per site. The pellets were stored dry in hermetically sealed bags, externally labeled with adhesive seals and internally with parchment paper labels, and were refrigerated for less than two hours until they were taken to the laboratory for processing.

Laboratory phase

The pellets were washed with 70 % ethanol, disintegrated with the help of forceps and lancets to separate the bone remains such as jaws, otoliths, vertebrae, and other remains of the material. The bone structures found were washed and stored in 70 % ethanol (Olmos *et al.*, 2000). The bony fish otoliths were used for the identification of the fish component down to the lowest possible taxonomic level using different identification guides (Abilhoa and Correa, 1992; Volpedo and Echeverría, 2000; Hernández-García *et al.*, 2004; Martínez *et al.*, 2007; Espino-Barr *et al.*, 2013) and the Anàlisi de FORMes d'Otòlits (AFORO) and COSS-BRASIL (Lombarte *et al.*, 2006; Rossi-Wongtschowski *et al.*, 2016). The otolith characterization work by Rossi-Wongtschowski *et al.* (2016) was used for the description of the *sagitta*-type otoliths. The description of *asteriscus*-type otoliths was based on Assis (2003) and for *lapillus*-type otoliths it was based on Assis (2005). For descriptions of the otoliths, a Leica M205A stereomicroscope was used and they were photographed with an integrated Leica DFC450 camera.

Analysis of data

To evaluate the representativeness or completeness of the sample, estimated as the sampling coverage according to Chao *et al.* (2014), the estimator (\hat{C}_{ind}). This analysis was carried out using the iNEXT statistical package, in the RStudio V.1.3.959 programming environment (Hsieh *et al.*, 2016; RStudio, 2020). For this, each pellet was taken as the sampling unit, assuming that each bird generally throws one

(Hsieh *et al.*, 2016; RStudio, 2020). Para ello se tomó como unidad de muestreo cada egagrópila, asumiendo que cada ave arroja generalmente una egagrópila en la mañana antes del forrajeo (Orta, 1992; Zijlstra y Van-Eerden, 1995). Para determinar la composición alimentaria de la dieta se utilizaron dos medidas relativas de cuantificación de presas, detalladas por Hureau (1970) e Hyslop (1980) para el análisis de contenidos estomacales:

(1) Frecuencia de ocurrencia (%FO), que expresa el porcentaje de ocurrencia de cada una de las presas y se calculó como:

$$\%FO = \frac{n}{N} \times 100$$

Donde:

n es el número de egagrópilas en las que estuvo presente la presa i , y

N es el número total de egagrópilas observadas.

(2) Porcentaje en número (%N), que explica la proporción numérica de cada presa presente en relación al total de individuos de todas las presas y se calculó como:

$$\%N = \frac{N_n}{N_p} \times 100$$

Donde:

N_n es el número de individuos de la presa i encontrados en la egagrópila j , y

N_p es el número total de individuos de todas las presas encontrados en todas las egagrópilas.

Para calcular la amplitud del nicho trófico se usó el índice de Levins Estandarizado (B_j), a partir de la medición de la uniformidad en los individuos consumidos. Los valores de B_j oscilan entre 0 y 1, siendo los valores superiores a 0,6 propios de especies generalistas, mientras que valores inferiores corresponden a especies especialistas (Krebs, 1989). Su ecuación es:

$$B_j = \frac{1}{n-1} \times \left\{ \left[\frac{1}{\sum p_{ij}^2} \right] - 1 \right\}$$

Donde:

n es el número de ítems presa consumidos por la especie, y

p es la probabilidad de hallar el ítem (i) en la muestra (j).

pellet in the morning before foraging (Orta, 1992; Zijlstra and Van-Eerden, 1995). To determine the food composition of the diet, two relative measures of prey quantification were used, detailed by Hureau (1970) and Hyslop (1980) for analysis of stomach contents:

(1) Frequency of Occurrence (%FO): expresses the percentage of occurrence of each of the dams (Hyslop, 1980) and is calculated as:

$$\%FO = \frac{n}{N} \times 100$$

Where,

n is the number of pellets in which prey i was present, and

N is the total number of pellets observed.

(2) Numerical Frequency (%N): explains the numerical frequency of each prey present in relation to the total number of individuals of all prey and is calculated by:

$$\%N = \frac{N_n}{N_p} \times 100$$

Where,

N_n is the number of individuals from prey i found in the pellet j , and

N_p is the total number of individuals from all prey in pellets.

On the other hand, to calculate the breadth of the trophic niche, the Standardized Levins index (B_j) was used, based on the measurement of uniformity in the individuals consumed. The values of B_j oscillate between 0 and 1, with values higher than 0.6 typical of generalist species, while lower values correspond to specialist species (Krebs, 1989). Its equation is:

$$B_j = \frac{1}{n-1} \times \left\{ \left[\frac{1}{\sum p_{ij}^2} \right] - 1 \right\}$$

Where,

n is the number of prey items consumed by the species, and

p is the probability of finding the item (i) in the sample (j).

La riqueza de especies en la dieta, diversidad trófica y equitatividad de las presas se calcularon con los números Hill. Estos son una medida de diversidad que permite una interpretación unificada e intuitiva en unidades de especies efectivas con base en datos de abundancia relativa (Jost, 2006). Para la estimación de los números Hill se utilizó el modelo propuesto por Chao *et al.* (2014) para datos de frecuencia de incidencia incluido en la función “iNEXT()” del paquete iNEXT (Hsieh *et al.*, 2016). Los números Hill presentan un exponente q que determina su sensibilidad a la frecuencia de incidencia, siendo $q = 0$ equivalente a la riqueza de especies, $q = 1$ a la diversidad y $q = 2$ la equitatividad (Hill, 1973; Chao *et al.*, 2014).

RESULTADOS

Se colectó un total de 76 egagrópilas, en las cuales se encontraron restos de peces, moluscos y crustáceos, con un promedio de $4,4 \pm 2,8$ peces por egagrópila (Figura 2). La cobertura de la muestra ($\hat{C}_{ind} = 0,94$, IC = 0,95) indicó que los resultados fueron representativos de la dieta de *N. brasilianus* para el periodo de mayo-junio del 2017. El intervalo de confianza mostró que la probabilidad de encontrar una nueva especie si se agregara una nueva egagrópila a la muestra es de 0,06 ($1-\hat{C}_{ind}$) (Figura 3).

En las egagrópilas se encontraron restos de material no digerido de tres grupos: i) crustáceos, representado

Diet species richness, trophic diversity, and prey fairness were calculated with Hill numbers. These are a measure of diversity that allows a unified and intuitive interpretation in effective species units based on relative abundance data (Jost, 2006). To estimate the Hill numbers, the model proposed by Chao *et al.* (2014) was used for incidence frequency data included in the “iNEXT()” function of the iNEXT package (Hsieh *et al.*, 2016). Hill numbers present an exponent q that determines their sensitivity to incidence frequency, where $q = 0$ is equivalent to species richness, $q = 1$ to diversity, and $q = 2$ equitability (Hill, 1973; Chao *et al.*, 2014).

RESULTS

76 pellets were collected, in which remains of fish, mollusks, and crustaceans were found (Figure 2). An average of 4.4 ± 2.8 fish per pellet was calculated (Figure 2). Sample coverage ($\hat{C}_{ind} = 0.94$) points out that the results are representative of the diet of *N. brasilianus* for the period May-June 2017, with a confidence interval of 0.95. Thus, the probability of finding a new species if a new pellet were added to the sample is 0.06 ($1-\hat{C}_{ind}$) (Figure 3).

In the pellets, remains of undigested material from three groups were found: i) crustaceans, represented by an exoskeleton; ii) mollusks, represented by a bivalve valve, and iii) teleost fish, represented by spines, vertebrae, fins,

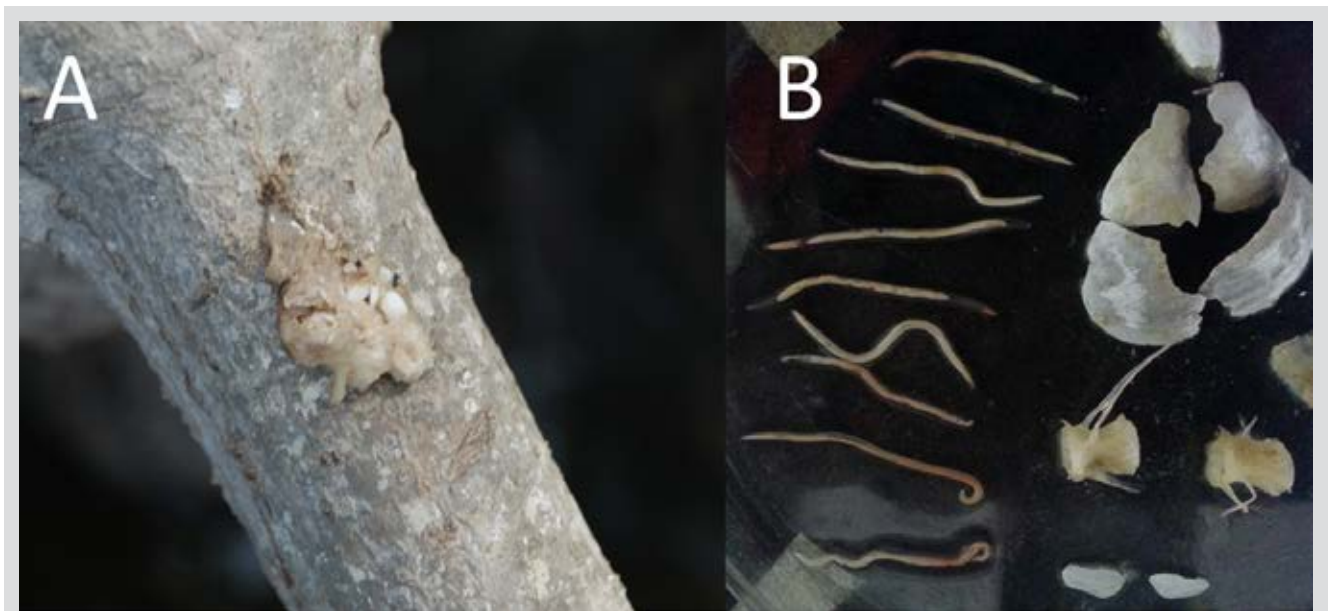


Figura 2. A) Egagrópilas de *Nannopterum brasilianus* sobre una raíz de *Rhizophora mangle*, L. B) Estructuras duras de las presas de *N. brasilianus* y parásitos que se observaron en una egagrópila procesada en laboratorio.

Figure 2. A) *Nannopterum brasilianus* pellets on a root of *Rhizophora mangle*, L. B) Hard structures of *N. brasilianus* prey and parasites that were observed in a laboratory-processed pellet.

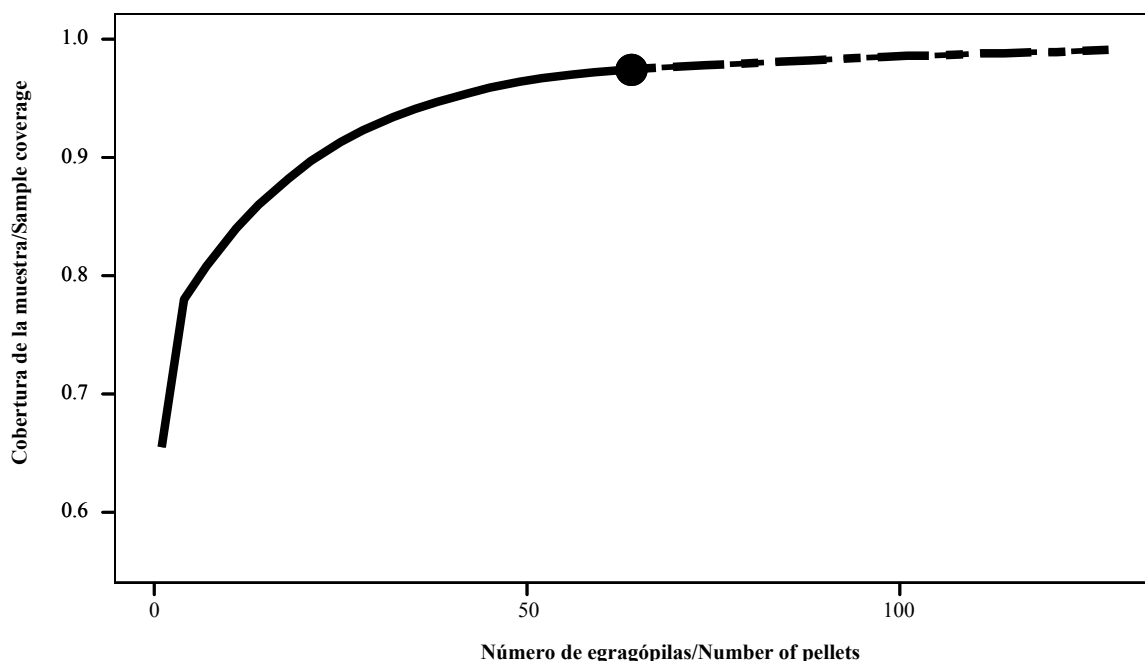


Figura 3. Curva de muestreo basada en la rarefacción (líneas continuas) y extrapolación (líneas punteadas) de la cobertura del muestreo de egragópilas de *Nannopterum brasilianus* en la colonia de Punta Blanca, con intervalos de confianza del 95 % (áreas sombreadas) recolectadas en mayo y junio de 2017.

Figure 3. Sampling curve based on the rarefaction (solid lines) and extrapolation (dotted lines) of the coverage of the pellet sampling of *Nannopterum brasilianus* in the Punta Blanca colony, with 95 % confidence intervals (shaded areas) collected in May and June of 2017.

por un exoesqueleto; ii) moluscos, representado por una valva de bivalvo, y iii) peces teleósteos, representados por espinas, vertebras, aletas, cráneos y otolitos. Del total de egragópilas recolectadas, se encontraron otolitos en 64 (84,2 %) identificando ocho morfoespecies, cinco a nivel de especie, dos a nivel de género y una a nivel de familia (Figura 4).

En cuanto a la frecuencia de ocurrencia, la familia Ariidae presentó los valores más altos (92,5 %FO), seguido de Mugilidae (17,9 %FO). A nivel de especie, *Cathorops mapale* (Ariidae) se destacó por su presencia en gran parte de las egragópilas (92,1 %FO) (Tabla 1). En cuanto al porcentaje en número, se observó un total de 275 individuos presa en las muestras, la mayoría pertenecientes a la familia Ariidae, seguido de lejos por Mugilidae y Engraulidae (93,7, 4,9 y 0,4 %N, respectivamente). La especie con mayor representatividad en número fue *C. mapale* (89,5 %N), seguida de *Mugil liza* (Mugilidae) con un 2,2 %N. La amplitud del nicho estimada para *Nannopterum brasilianus* mostró un comportamiento especialista ($B_j = 0,02$) mientras que la riqueza de especies en la dieta ($q = 0$) fue de un número efectivo de 12 especies igualmente frecuentes, la diversidad trófica ($q = 1$) fue 3,9 y la equitatividad ($q = 2$) fue de 2,1.

skulls, and otoliths. Of the total of pellets collected, otoliths were found in 64 (84.2 %) of them, and in total, eight morpho-species were identified from the otoliths: five at the species level, two at the genus level, and one at the family level (Figure 4).

In the frequency of occurrence, the Ariidae family presented the highest values (92.5 %FO), followed by Mugilidae (17.9 %FO). At the species level, *Cathorops mapale* (Ariidae) stood out for its presence in a large part of pellets (92.1 %FO) (Table 1). Regarding the numerical frequency, a total of 275 prey individuals were observed in the samples. Most belonging to the Ariidae family, followed far behind by Mugilidae and Engraulidae (93.7, 4.9, and 0.4 %N, respectively). The species with the highest numerical frequency was *C. mapale* (89.5 %N), followed by *Mugil liza* (Mugilidae) with 2.2 %N. The niche width for *Nannopterum brasilianus* presented a specialist behaviour of 0.02. While the richness of species in the diet ($q = 0$) was an effective number of 12 equally frequent species, trophic diversity ($q = 1$) was 3.9 and fairness ($q = 2$) was 2.1.

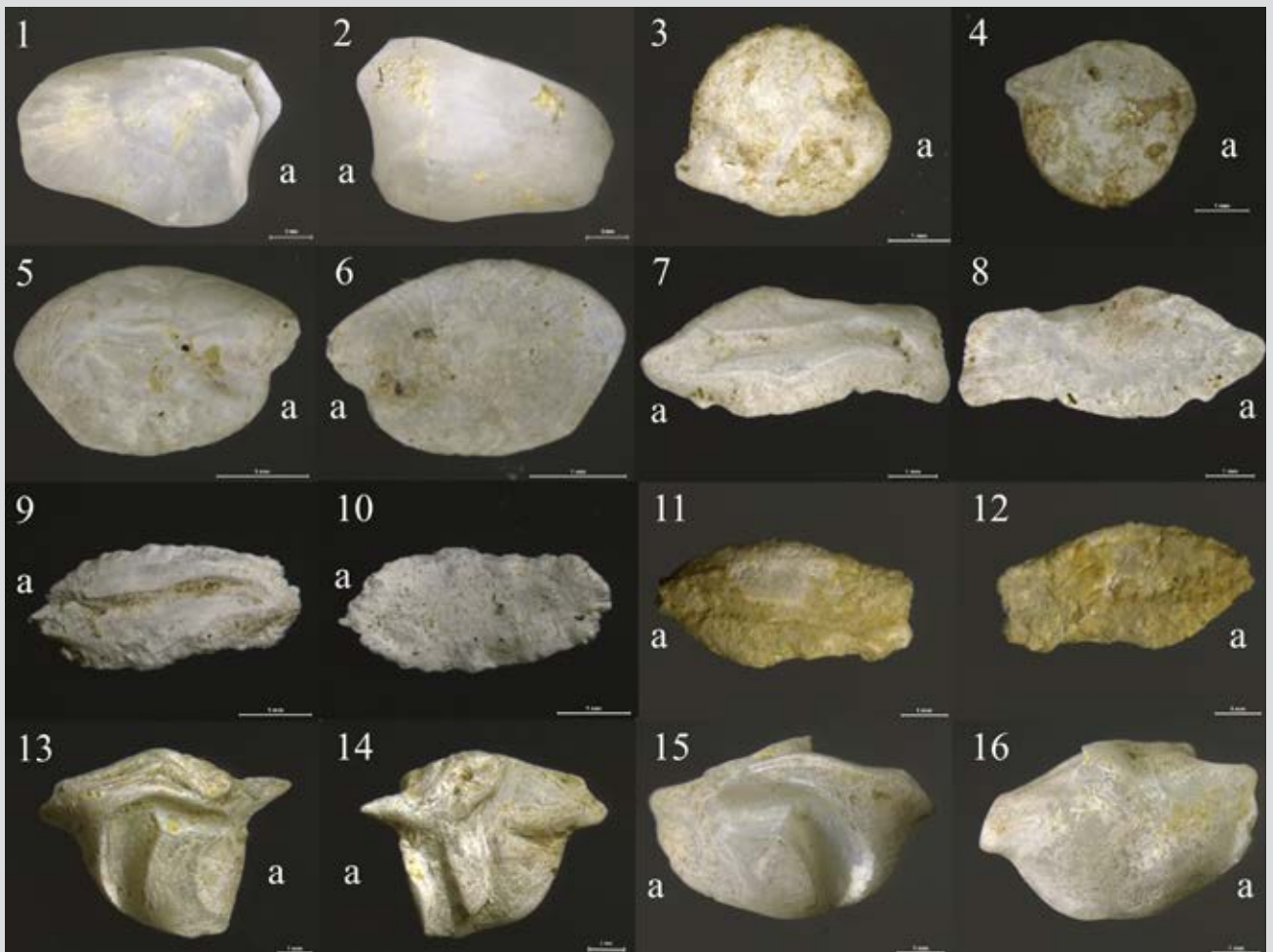


Figura 4. Otolitos encontrados en egagrópilas de *Nannopterum brasilianus*. (1-2) Otolito tipo *lapillus* de *Cathorops mapale*. (3-4) Otolito tipo *lapillus* de *Ariopsis* sp. (5-6) Otolito tipo *sagitta* de *Anchovia* sp. (7-8) Otolito tipo *sagitta* de *Mugil liza*. (9-10) Otolito tipo *sagitta* de *Mugil curema*. (11-12) Otolito tipo *sagitta* de *Mugil cephalus*. (13-14) Otolito tipo *sagitta* de *Bairdiella ronchus*. (15-16) Otolito tipo *sagitta* de Sciaenidae sp. Los otolitos están dispuestos con el borde dorsal hacia la parte superior de la imagen, excepto en las imágenes 8 y 10 donde el borde dorsal se dispone hacia abajo. La región anterior se señala con la letra A).

Figure 4. Otoliths are found in pellets of *Nannopterum brasilianus*. (1-2) *Cathorops mapale* *lapillus*-type otolith. (3-4) *Lapillus*-type otolith of *Ariopsis* sp. (5-6) *Sagitta*-type otolith of *Anchovia* sp. (7-8) *Mugil liza* *sagitta*-type otolith. (9-10) *Sagitta*-type otolith of *Mugil curema*. (11-12) *Mugil cephalus* *sagitta*-type otolith. (13-14) *Bairdiella bronchus* *sagitta*-type otolith. (15-16) *Sagitta*-type otolith of Sciaenidae sp. The otoliths are arranged with the dorsal edge towards the top of the image, except for images 8 and 10 where the dorsal edge is disposed downward. The anterior region is indicated by the letter (A).

Tabla 1. Medidas relativas de cuantificación de presas de los ítems encontrados en las egagrópilas de *Nannopterum brasilianus* entre mayo y junio del 2017 en el CL-CGSM. %FO: frecuencia de ocurrencia. %N: porcentaje en número.

Familia/Family	Especie/Species	%FO	%N
Ariidae		92.5	93.7
	<i>Cathorops mapale</i> Betancur y Acero, 2005	92.1	89.5
	<i>Ariopsis</i> sp. Peyer, 1928	6.3	1.9

Table 1. Relative measures of prey quantification of the items found in *Nannopterum brasilianus* pellets between May and June 2017 in the CGSM LC. %FO: Frequency of occurrence. %N: Numerical frequency.

Familia/Family	Especie/Species	%FO	%N
Mugilidae		17.9	4.8
	<i>Mugil liza</i> Valenciennes, 1836	9.5	2.2
	<i>Mugil curema</i> Valenciennes, 1836	4.8	1.1
	<i>Mugil cephalus</i> Linnaeus, 1758	4.8	1.5
Sciaenidae		4.5	1.1
	<i>Bairdiella ronchus</i> (Cuvier, 1830)	3.2	0.7
	Sciaenidae sp.	1.6	0.4
Engraulidae	<i>Anchovia</i> sp. Jordan & Evermann, 1895	1.6	0.4
No identificados/Unidentified		10.9	2.5

DISCUSIÓN

La completitud de los muestreos es un parámetro importante a la hora de realizar comparaciones entre diferentes estudios (Chao *et al.*, 2014). Sin embargo, las investigaciones revisadas sobre la dieta de *N. brasiliensis* en Latinoamérica no precisan esta información (Tabla 2). En este sentido, los resultados obtenidos en el presente estudio pueden servir de línea base para futuras investigaciones que deseen evaluar con mayor certeza diferencias espaciales y temporales en la ecología trófica de la especie, especialmente cuando se tienen periodos o coberturas espaciales limitadas como en este estudio.

La dieta de *N. brasiliensis* estuvo representada por peces bentónicos y demersales mientras que los moluscos y crustáceos se consideraron como ingesta indirecta, conforme a lo registrado en otros estudios (Regidor y Terroba, 2001; Barquete *et al.*, 2008; Muñoz *et al.*, 2008; Petracci *et al.*, 2009). La familia Ariidae estuvo representada por dos especies en la dieta del cormorán, que significaron casi su totalidad tanto en frecuencia de ocurrencia como en porcentaje en número. Esta familia de peces tiene hábitos de vida bentónicos, ideales para el tipo de captura por buceo, característico de los cormoranes (Mejía-Ladino *et al.*, 2002; Barquete *et al.*, 2008). Los resultados corroboran la importancia de esta familia de peces en la dieta del cormorán neotropical, registrada en otros países tropicales como Brasil y Venezuela (Tabla 2).

DISCUSSION

The completeness of the samplings is an important parameter when making comparisons between different studies (Chao *et al.*, 2014). However, the researchers reviewed that the diet of *N. brasiliensis* in Latin America does not require this information (Table 2). In this sense, the results obtained in the present study can serve as a baseline for future investigations that wish to evaluate spatial and temporal differences in the trophic ecology of the species with greater certainty, especially when you have limited periods or spatial coverage as in this study.

The diet of *N. brasiliensis* was represented by benthic and demersal fish, while mollusks and crustaceans were considered as indirect ingestion, as reported in other studies (Regidor and Terroba, 2001; Barquete *et al.*, 2008; Muñoz *et al.*, 2008; Petracci *et al.*, 2009). The Ariidae family was represented by two species in the cormorant diet, which represented almost all of them both in the frequency of occurrence and in numerical frequency. This family of fish has benthic life habits, ideal for the type of capture by diving, characteristic of cormorants (Mejía-Ladino *et al.*, 2002; Barquete *et al.*, 2008). The results corroborate the importance of this family of fish in the diet of the Neotropical cormorant, reported in other tropical countries such as Brazil and Venezuela (Table 2).

**Tabla 2.** Familias de peces encontradas en la dieta del cormorán neotropical en otras regiones de Suramérica y en la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM). %N: frecuencia numérica. %FO: frecuencia de ocurrencia.**Table 2.** Fish families found in the diet of the Neotropical cormorant in other regions of South America and the Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM). %N: numerical frequency. %FO: frequency of occurrence.

Fuente/Source	Hennig (1997)	Gil de Weir et al. (2011)	Barquete et al. (2008)		Muñoz et al. (2008)	Petracci et al. (2009)	Alarcon et al. (2012)		Este estudio/ This study	
Área de estudio/ Study area	CGSM	Ciénaga los Olivos (Venezuela)	Lago Dos Patos/ Dos Patos Lake (Brasil)		Península de Araya/ Araya Peninsula (Venezuela)	Bahía Blanca/ Blanca Bay (Argentina)	Río Limay/ Limay River (Argentina)		CGSM	
Año de estudio/ Year of study	1996-1997	1998-1999	2001-2002		2003-2004	2003-2006	2008		2017	
Muestras/Samples	Estómago y vomitados/ Stomach and vomiting	Estómagos y egagrópilas/ Stomachs and pellets	Egagrópilas/ Pellets		Estómagos/ Stomachs	Egagrópilas/ Pellets	Egagrópilas/ Pellets		Egagrópilas/ Pellets	
n	13 y 53	73 y 40	289		34	200	106		76	
Cobertura de la muestra/ Sample coverage	---	---	---		---	---	---		94 %	
Índice/Index	%N	%N	%FO	%N	%N	%FO	%FO	%N	%FO	%N
Ariidae	23.4	41.0	43.6	10.3	45.0	-	-	-	92.5	93.7
Mugilidae	1.1	<2.0	20.0	2.8	¿?	-	-	-	17.9	4.8
Sciaenidae	-	4.0	73.7	43.3	-	13.0	-	-	4.5	1.1
Engraulidae	67.1	32.0	18.3	27.4	7.5	-	-	-	1.6	0.4
Gerreidae	6.1	11.0	-	-	-	-	-	-	-	-
Atherinopsidae	-	-	1.0	0.1	-	9.0	1.1	0.2	-	-
Dactylopteridae	-	-	-	-	10.0	-	-	-	-	-
Batrachoididae	-	-	-	-	27.0	90.0	-	-	-	-
Salmonidae	-	-	-	-	-	-	98.9	60.3	-	-
Galaxidae	-	-	-	-	-	-	9.6	3.6	-	-
Percichthyidae	-	-	-	-	-	0.5	6.4	1.1	-	-
Invertebrados/ Invertebrates	-	-	5.8	0.3	-	15.0	55.3	20.1	-	-
Otros/Others	2.3	13.5	-	15.2	-	-	50.0	14.7	-	-

El registro relativamente alto de *C. mapale* en la dieta del cormorán neotropical durante este estudio coincidió con los altos desembarcos pesqueros registrados para *C. mapale* en el CL CGSM durante el mes de mayo de 2017, cuando fue la segunda especie más capturada con un total de 330,5 toneladas (Invemar, 2020). Por su lado, Hening (1997) registró que la dieta de *N. brasiliensis* durante la reproducción en agosto del 1996 estuvo dominada en un 92,99 % por individuos pertenecientes a la subfamilia

The relatively high record of *C. mapale* in the diet of the Neotropical cormorant during this study coincided with the high fishing landings recorded for *C. mapale* in the CGSM LC during May 2017, when it was the second most captured species with a total of 330.5 tons (Invemar, 2020). On the other hand, Hening (1997) reported that the diet of *N. brasiliensis* during the reproduction of the cormorant, in August 1996, was dominated by 92.99 % by individuals belonging to the subfamily Engraulidae

Engraulidae (*Anchovia clupeioides* y *Cetengraulis edentulus*). Sin embargo, estas especies representaron menos del 1 % de las capturas registradas en el CL CGSM en ese mismo año. No obstante, Manjarrés *et al.* (2007) registraron que *C. edentulus* fue la especie más importante en los desembarcos pesqueros provenientes del área marina adyacente al CL CGSM, entre 1994 y 1998, siendo especialmente abundante en 1996 cuando se estimaron capturas de aproximadamente 484 toneladas. Esto indica que los individuos de *N. brasiliensis* pertenecientes a la colonia ubicada al nororiente del SFF CGSM pueden alimentarse en el mar Caribe, en busca de individuos que tengan los tamaños adecuados para ser consumidos.

Es importante mencionar que el presente estudio, aunque complementario, no es comparable con el de Hennig (1997). Esto se debe principalmente a que ese autor analizó estómagos y vomitados durante condiciones climáticas influenciadas por una fase cálida del evento El Niño Oscilación Sur (ENOS), mientras que en el presente estudio se analizaron egagrópilas durante una fase neutral del ENOS (NOAA, 2020). En efecto, para el CL CGSM se ha registrado que el ENOS incide en la abundancia de las especies de peces e invertebrados capturadas por la flota pesquera artesanal (Invemar, 2019).

La importancia numérica de la familia Mugilidae en la dieta de *N. brasiliensis* fue más significativa que en otros estudios; sin embargo, en términos de ocurrencia fue similar a Barquete *et al.* (2008) (Tabla 2). Esto corrobora la importancia de los mugilidos en la dieta de la familia Phalacrocoracidae, donde son presas recurrentes (Jahncke y Goya, 1997; Olmos *et al.*, 2000). Cabe mencionar que Hennig (1997) identificó en la dieta del cormorán sólo una especie de esta familia (*M. incilis*), mientras que en el presente estudio se lograron identificar tres especies (*M. liza*, *M. curema*, y *M. cephalus*), cuyas dietas están dominadas por la producción primaria del complejo lagunar (detritos, diatomeas y sedimentos inorgánicos), por lo que desempeñan un rol importante en la transferencia de energía del sistema estuarino hacia los cormoranes (Jacot, 1920; Osorio, 1988).

Los peces de la familia Sciaenidae tuvieron una contribución menor en la dieta de *N. brasiliensis*, indicando un consumo esporádico, similar a otros estudios (Hennig, 1997; Olmos *et al.* 2000; Gil de Weir *et al.* 2011). Por el contrario, Barquete *et al.* (2008) encontraron que la familia Sciaenidae hizo la mayor contribución en número y ocurrencia, lo cual coincidió con la alta abundancia de *Micropogonia furnieri* (Desmarest, 1823) en aguas profundas y sitios con mayor

(*Anchovia clupeioides* and *Cetengraulis edentulus*). However, these species represented less than 1 % of the catches recorded in the CGSM LC during that year. However, Manjarrés *et al.* (2007) reported that *C. edentulus* was the most important species in the fishing landings from the marine area adjacent to the CGSM LC, between 1994 and 1998, being especially abundant in 1996 when catches of approximately 484 tons were estimated. This indicates that the individuals of *N. brasiliensis* belonging to the colony located to the northeast of the CGSM FFS can feed in the Caribbean Sea, in search of individuals that have the adequate sizes to be consumed.

It is important to mention that the present study, although it is complementary, is not comparable with that of Hennig (1997). This is mainly because this author analyzed stomachs and vomits during climatic conditions influenced by a warm phase of the El Niño Southern Oscillation (ENSO) event, while in the present study pellets were analyzed during a neutral phase of ENSO (NOAA, 2020). Indeed, for the CL CGSM it has been reported that ENSO affects the abundance of fish and invertebrate species caught by the artisanal fishing fleet (Invemar, 2019).

The numerical frequency of the Mugilidae family in the *N. brasiliensis* diet was more significant than in other studies; however, in terms of occurrence it was similar to Barquete *et al.* (2008) (Table 2). This corroborates the importance of Mugilidae in the diet of Phalacrocoracidae, where they are recurrent prey (Jahncke and Goya, 1997; Olmos *et al.*, 2000). It is worth mentioning that Hennig (1997) identified only one species of this family (*M. incilis*) in the cormorant diet, while in the present study three species were identified (*M. liza*, *M. curema*, and *M. cephalus*), whose diets are based on the primary production of the lagunar complex (debris, diatoms, and inorganic sediments), for which they play an important role in the transfer of energy from the estuarine system to cormorants (Jacot, 1920; Osorio, 1988).

The fish of the Sciaenidae family had a minor contribution to the *N. brasiliensis* diet, indicating sporadic consumption, similar to other studies (Hennig, 1997; Olmos *et al.*, 2000; Gil de Weir *et al.*, 2011). On the contrary, Barquete *et al.* (2008) found that the Sciaenidae family made the highest contribution in numerical frequency and occurrence, which coincided with the high abundance of *Micropogonia furnieri* (Desmarest, 1823) in deep waters and sites with greater marine influence (Marín

influencia marina (Marín *et al.*, 2013). Esto se explica porque la importancia de esta familia en la dieta del cormorán es mayor en poblaciones que habitan en ecosistemas marinos (Petracci *et al.*, 2009).

La familia Engraulidae tuvo poca ocurrencia e importancia numérica en la dieta, en contraste con estudios previos que registran una contribución mayor de esta familia en la dieta de *N. brasiliensis* (Tabla 2). La disminución en la población de *Cetengraulis edentulus* (Cuvier, 1829), inferida por la tendencia decreciente de sus desembarcos y la captura de juveniles, llevaron a que fuese categorizada como casi amenazada en la región (Duarte *et al.*, 2017), lo cual plantea una reducción en su oferta como alimento para el cormorán. Respecto a *Anchovia clupeioides* (Swainson, 1839), Hennig (1997) registra una talla media de consumo de 14 cm (entre 10-20 cm), y la talla media de captura por pescadores se ha reducido de 19 cm (longitud total en 1999) a 12 cm (longitud total en mayo y junio de 2017) (Invemar, 2020). Esto sugiere que la explotación pesquera de *A. clupeioides* podría haber afectado la disponibilidad de las presas con tallas apetecibles para *N. brasiliensis*.

Con base en estudios de ecología trófica, se ha considerado que *N. brasiliensis* es una especie generalista u oportunista que selecciona sus presas en función de la disponibilidad y la cual aprovecha los recursos más abundantes y fáciles de capturar (Conde-Tinco y Iannacone, 2013; Ovegård, 2017). La amplitud de nicho observada en el presente estudio sugiere un hábito especialista, lo cual se corrobora con los valores de diversidad y equitatividad trófica. Sin embargo, al considerar la riqueza de especies en la dieta y en conformidad a lo registrado por Hennig (1997), podría ser un caso de “especialización temporal” como el descrito por Barquete *et al.* (2008) para el cormorán neotropical en el lago Dos Patos al sur de Brasil y moldeado por la teoría de forrajeo óptimo (Valdovinos *et al.*, 2010). Para especies de cormoranes, se conoce que la puesta y la eclosión de los huevos son asíncronas y están probablemente relacionadas con la oferta de alimentos más disponibles y parecen permitir una respuesta rápida a las condiciones ambientales (Siegel-Causey, 1997). Este caso de la relación entre el éxito reproductivo y la oferta alimentaria se ha observado en otras aves piscívoras, como el caso de los pelícanos y su éxito reproductivo debido a los eventos de surgencia de aguas frías temporales que concentran agregaciones de peces presa en meses de manera predecible (*Pelecanus occidentalis* en México: Hernández-Vázquez *et al.*, 2011; en Panamá: Martínez, 1983; en Gorgona: Falk-Fernández, 1993).

et al., 2013). This is explained because the importance of this family in the cormorant diet is greater in populations that inhabit marine ecosystems (Petracci *et al.*, 2009).

The family Engraulidae had little occurrence and numerical frequency in the diet, in contrast to previous studies that record a greater contribution of this family in the diet of *N. brasiliensis* (Table 2). The decrease in the *Cetengraulis edentulus* population (Cuvier, 1829), inferred by the decreasing trend of its landings and the capture of juveniles led to it being categorized as near threatened in the region (Duarte *et al.*, 2017), which poses a reduction in its supply as food for the cormorant. Regarding *Anchovia clupeioides* (Swainson, 1839), Hennig (1997) reports an average consumption length of 14 cm (between 10-20 cm), and the average size of catch by fishermen has been decreasing from 19 cm (total length in 1999) to 12 cm (total length in May and June 2017) (Invemar, 2020). This suggests that the fishing exploitation of *A. clupeioides* could have affected the availability of prey with palatable sizes for consumption by *N. brasiliensis*.

Based on trophic ecology studies, *N. brasiliensis* has been considered to be a generalist or opportunistic species, which selects its prey based on availability and which takes advantage of the most abundant and easy-to-capture resources (Conde-Tinco and Iannacone, 2013; Ovegård, 2017). The niche width observed in the present study suggests a specialist habit, which is corroborated by the values of trophic diversity and equitability. However, when considering the richness of species in the diet and in accordance with that reported by Hennig (1997), it could be a case of “temporal specialization” as described by Barquete *et al.* (2008) for the Neotropical cormorant in Dos Patos Lake in southern Brazil and modeled by the optimal foraging theory (Valdovinos *et al.*, 2010). For cormorant species, egg-laying and hatching are known to be asynchronous, and are probably related to the supply of more available food and seem to allow a rapid response to environmental conditions (Siegel-Causey, 1997). This case of the relationship between reproductive success and food supply has been observed in other piscivorous birds, such as the case of pelicans and their reproductive success due to the upwelling events of temporary cold waters that concentrate aggregations of prey fish in months of predictably (*Pelecanus occidentalis* in Mexico: Hernández-Vázquez *et al.*, 2011; in Panama: Martínez, 1983; in Gorgona: Falk-Fernández, 1993).

CONCLUSIONES

Nannopterum brasilianus presentó un hábito alimentario especializado durante su anidación del año 2017, pero los valores de riqueza en la dieta y los antecedentes sugieren que es un ave generalista y lo observado corresponde a una respuesta adaptativa moldeada por la disponibilidad de presas. Sin embargo, se requieren estudios más amplios en tiempo y espacio para corroborar lo planteado.

El uso de egagrópilas en el estudio de la dieta del cormorán es un método informativo, poco invasivo y no letal, pero presenta desafíos para su implementación óptima en el CL CGSM, como es la ausencia de registros de otolitos de las presas potenciales presentes en el ecosistema, así como análisis de correlación entre el tamaño de los otolitos y las tallas de los peces. Debido a que no se cuentan con dichos insumos, no se pudieron identificar todos los componentes de la riqueza de presas, ni calcular las tallas de las presas consumidas.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al SFF CGSM y a la Dirección Territorial Caribe de Parques Nacionales Naturales de Colombia (DTCA) por el apoyo técnico, logístico y administrativo ofrecido durante el transcurso de la investigación. También agradecen al grupo de investigación Evaluación y Ecología Pesquera de la Universidad del Magdalena (GIEEP) por facilitar sus laboratorios y equipos para el procesamiento de las muestras y a la Asociación para el Estudio y la Conservación de las Aves Playeras de Colombia (Calidris) por sus aportes durante la fase inicial de la investigación.

CONCLUSIONS

Nannopterum brasilianus presented a specialized feeding habit during its nesting in 2017, but the richness values in the diet and the antecedents suggest that it is a generalist bird and the observed corresponds to an adaptive response modeled because of the availability of dams. However, larger studies are warranted in time and space to corroborate what has been raised.

The use of pellets in the study of the cormorant diet is an informative, minimally invasive, and non-lethal method, but it presents challenges for its optimal implementation in the CGSM LC, such as the absence of otolith records of the potential prey present in the ecosystem, as well as correlation analysis between the size of the otoliths and the sizes of the fish. Since these inputs are not available, it was not possible to identify all the components of the richness of prey, nor to calculate the sizes of the prey consumed.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors thank the CGSM FFS and the Caribbean Territorial Directorate of Natural National Parks of Colombia (DTCA) for the technical, logistical, and administrative support offered during the investigation. They also thank the Evaluation and Fisheries Ecology Research Group of the University of Magdalena (GIEEP) for providing their laboratories and equipment for processing the samples and the Asociación para el Estudio y la Conservación de las Aves Playeras de Colombia (Calidris) for their contributions during the initial phase of the investigation.

BIBLIOGRAFÍA/LITERATURE CITED

- Abilhoa, V. y M.F.M. Correa. 1992. Catálogo de otólitos de Carangidae (Osteichthyes-Perciformes) do litoral do Estado do Paraná, Brasil. *Nerítica*, 7(1-2):119-131.
- Andrade-Amaya, C.A. 2000. The circulation and variability of the Colombian Basin in the Caribbean Sea. Tesis Ph. D., Univ. Wales. 223p.
- Assis, C.A. 2003. The Lagenar otoliths of teleosts: their morphology and its application in species identification, phylogeny and systematics. *J. Fish Biol.*, 62(6): 1268-1295.
- Assis, C.A. 2005. The utricular otoliths, lapilli, of teleosts: their morphology and relevance for species identification and systematics studies. *Sci. Mar.*, 69(2): 259-273.
- Barquete, V., L. Bugoni y C.M. Vooren. 2008. Diet of Neotropic cormorant (*Phalacrocorax brasilianus*) in an estuarine environment. *Mar. Biol.*, 153(3): 431-443.
- BirdLife International. 2018. Important bird areas factsheet: Ciénaga Grande, isla de Salamanca and Sabana Grande Ramsar Biosphere Reserve. <http://www.birdlife.org>. 17/07/2020.



- Blanco, J.A., E.A. Vioria, and J.C. Narváez. 2006. ENSO and salinity changes in the Ciénaga Grande de Santa Marta coastal lagoon system, Colombian Caribbean. *Estuar. Coast Shelf Sci.*, 66(1-2): 157-167.
- Bó, M., A. Baladrón y L. Biondi. 2007. Ecología trófica de falconiformes y strigiformes: tiempo de síntesis. *Hornero*, 22(2): 97-115.
- Botero, L. y H. Salzwedel. 1999. Rehabilitation of the Ciénaga Grande de Santa Marta, a mangrove-estuarine system in the Caribbean coast of Colombia. *Ocean Coast Manage.*, 42(2-4): 243-56.
- Chao, A., N.J. Gotelli, T.C. Hsieh, E.L. Sander, K.H. Ma, R.K. Colwell, and A.M. Ellison. 2014. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecol. Monogr.*, 84(1): 45-67.
- Conde-Tinco, M.A. y J. Iannaccone. 2013. Bioecología de *Phalacrocorax brasilianus* (Gmelin, 1789) (Pelecaniformes: Phalacrocoracidae) en Sudamérica. *Biologist*, 11(1): 151-166.
- Dias, E., P. Morais, M. Leopold, J. Campos, and C. Antune. 2012. Natural born indicators: Great cormorant *Phalacrocorax carbo* (Aves: Phalacrocoracidae) as monitors of river discharge influence on estuarine ichthyofauna. *J Sea Res*, 73: 101-108.
- Duarte, L.O., L. Manjarrés y J. Leal. 2017. *Cetengraulis edentulus* (Cuvier, 1829). En: Chasqui L., A. Polanco, A. Acero P., P. Mejía-Falla, A. Navia, L.A. Zapata, J.P. Caldas (Eds.). Libro rojo de los peces marinos de Colombia. Ser. Publ. Gener. Invemar, (93). Santa Marta. 552 p.
- Espino-Barr, E., M. Gallardo-Cabello, E.G. Cabral-Solís, M. Puente-Gómez y A. García-Boa. 2013. Otoliths analysis of *Mugil curema* (Pisces: Mugilidae) in Cuyutlan lagoon, Mexico. *Av Investig. Agropecu.*, 17(1): 35-64.
- Falk-Fernández, P. 1993. Variación poblacional y aspectos del ciclo reproductivo del pelicano (*Pelecanus occidentalis murphy*) en el Parque Nacional Natural Gorgona. Tesis Biol., Univ. Valle. 71 p.
- García, C.B., L.O. Duarte y G. Ramírez. 2013. Fisiografía y oceanografía del golfo de Salamanca (mar Caribe, Colombia). 111-140. En: Melgarejo L.M. y C.B. García-Ramírez (Eds.). Investigación en ciencias del mar: aportes de la Universidad Nacional de Colombia. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá. 200 p.
- Gil de Weir, K., E. Weir, C.L. Casler y S. Aniyar. 2011. Ecological functions and economic value of the Neotropic cormorant (*Phalacrocorax brasilianus*) in Los Olivitos estuary, Venezuela. *Environ. Dev. Econ.*, 16(5): 553-572.
- Hennig, V. 1997. Investigaciones sobre la biología del cormorán o pato cuervo (*Phalacrocorax brasilianus*) en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ), Alemania. 41 p.
- Hernández-García, R., J.A. Martínez-Pérez, T.A. Bautista-López y J.M. Reséndiz-Rodríguez. 2004. Descripción morfológica de los otolitos de las familias Engraulidae, Haemulidae y Achiridae del sistema estuarino de Tecolutla, Veracruz. *Rev. Zool.*, 15: 7-13.
- Hernández-Vázquez, S., E. Iñigo-Elías, J.Á. Hinojosa Larios, B. Durand Martínez, J.A. Rojo-Vázquez y C. Valadez-González. 2011. Abundancia y reproducción del pelicano pardo (*Pelecanus occidentalis*) en dos pequeñas bahías del Pacífico central, México. *Acta Zool. Mex.*, 27(2): 257-271.
- Hill, M.O. 1973. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology*, 54(2): 427-432.
- Hsieh, T.C., K.H. Ma, and A. Chao. 2016. iNEXT: An R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods Ecol. Evol.*, 7(12): 1451-1456.
- Hureau, J.C. 1970. Biologie comparée de quelques poissons antarctiques (Nototheniidae). *Expéditions Polaires Françaises*, Paris. 244 p.
- Hyslop, E.J. 1980. Stomach contents analysis- a review of methods and their application. *J. Fish Biol.*, 17: 411-429.
- Invemar. 2019. Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe Técnico Final 2018, Invemar, Santa Marta. 214 p.
- Invemar. 2020. Sistema de información pesquera de Invemar-SIPEIN [base de datos]. <http://sipein.invemar.org.co/informes/cpue/externos/>. 18/06/2020.
- Jacot, A.P. 1920. Age, growth and scale characters of the mullet *Mugil cephalus* and *M. curema*. *Trans. Amer. Micr. Soc.*, 39(3): 199-229.
- Jahncke, J. y E. Goya. 1997. Variación latitudinal y estacional en la dieta del guanay (*Leucocarbo bougainvilli*) y el piquero peruano (*Sula variegata*) en la costa peruana. *Bol. Inst. Mar Perú*, 16(1): 22-41.
- Jost, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos*, 113(2): 363-375.
- Lombarte, A., O. Chic, V. Parisi-Baradad, R. Olivella, J. Piera y E. García-Ladona. 2006. A web-based environment for shape analysis of fish otoliths. The AFORO database. *Sci. Mar.*, 70(1): 147-152.
- López-Calleja, V. 1995. Dieta de *Zonotrichia capensis* (Emberizidae) y *Diuca diuca* (Fringillidae): efecto de la variación estacional de los recursos tróficos y la riqueza de aves granívoras en Chile central. *Rev. Chil. Hist. Nat.*, 68: 321-331.
- Lorenz, J.J. y J.E. Serafy. 2006. Subtropical wetland fish assemblages and changing salinity regimes: implications for everglades restoration. *Hydrobiología*, 569: 401-422.

- Manjarrés, L., S. Sánchez, C.A. López-Anaya, A. Suárez, L. Martínez, Castro, A. y L. Pacheco. 2007. Captura y esfuerzo de las pesquerías de pequeña escala en las áreas protegidas. En: Manjarrés, L. (Ed). Caracterización participativa de las pesquerías de pequeña escala de las áreas protegidas de la Territorial Caribe. Informe técnico final, Univ. Magdalena, Santa Marta. 86 pp.
- Martínez, J.A., M.M.C. Arteaga, J.L.T. Musi y A.A.M. Aranda. 2007. Utilización de otolitos como herramienta en la determinación de especies. Rev. Zool., 1813-18.
- Martínez, M.L. 1983. Biología reproductiva de *Pelecanus occidentalis* en relación con el afloramiento de la bahía de Panamá. Tesis Ph.D., Univ. Valle, Cali.
- Muñoz, J., G. Marín, J. Andrade y R. Alzola. 2008. Notas sobre la dieta de la cotúa olivácea (*Phalacrocorax olivaceus*) en una laguna marino-costera de la península de Araya, Venezuela. Saber, 20(2): 253-258.
- NOAA. 2020. Multivariate ENSO Index Version 2 (MEI.v2). <https://psl.noaa.gov/enso/mei/>. 2/10/2020.
- Olmos, V., J. Aragoneses, J. L. Echevarrias y R. Oltra. 2000. Composición de la dieta e impacto del cormorán grande (*Phalacrocorax carbo sinensis*) de Santa Pola, Alicante, este de España. Ardeola, 47(2): 227-236.
- Orta, J. 1992. Family Phalacrocoracidae (cormorants). 326-353. En: del Hoyo, J., A. Elliott y J. Sargatal (Eds.). Handbook of the birds of the world. Lynx Edicions, Barcelona.
- Osorio, D. 1988. Ecología trófica de *Mugil curema*, *M. incilis* y *M. liza* (Pices: Mugilidae) en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano I. Análisis cualitativo y comparativo. An. Inst. Inv. Mar., 18: 113-126.
- Ovegård, M. 2017. The interactions between cormorants and wild fish populations analytical methods and applications. Tesis Aquatic Resources. Univ. Agric. Sci., Lysekil. 55 p.
- Petracci, P., J. Cereghetti, J. Martín y S. Obed. 2009. Dieta del biguá (*Phalacrocorax olivaceus*) durante la primavera en el estuario de bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina. Hornero, 24(2): 73-78.
- R Studio Team. 2020. R Studio: Integrated development environment for R. R Studio, Boston. <http://www.rstudio.com/>
- Ramsar. 2017. Misión Ramsar de asesoramiento n.º 82: Sitio Ramsar Sistema Delta Estuarino del río Magdalena Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe. Convención Ramsar. 61 p.
- Regidor, H. y A. Terroba. 2001. Hábitos alimentarios del biguá *Phalacrocorax brasilianus* (Gmelin 1789) (Aves, Phalacrocoracidae) en el noroeste de Argentina. Bol. Soc. Biol. Concepción, (72): 121-123.
- Román-Palacios, C. y C. Román-Valencia. 2015. Hábitos tróficos de dos especies sintópicas de carácidos en una quebrada de alta montaña en los Andes colombianos. Rev Mex Biodivers, 86: 782-788
- Rossi-Wongtschowski, C.L.D.B., A. Chalom, C.C. Siliprandi, M.R. Brenha-Nunes, V.R.M. Conversani, C. Santificetur y M.B. Giaretta. 2016. COSS-Brasil: Coleção de otólitos de peixes marinhos da região sudeste-sul do Brasil. Instituto Oceanográfico Universidade de São Paulo, São Paulo. www.usp.br/cossbrasil
- Ruiz-Guerra, C., D. Eusse, R. Johnston-González, L. Castillo, C. Angulo y A. González. 2012. Distribución de aves acuáticas de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta, costa Caribe colombiana. Calidris, Cali. 23 p.
- Ruiz-Guerra, C., R. Johnston-González, L.F. Castillo-Cortés, Y. Cifuentes-Sarmiento, D. Eusse y F.A. Estela. 2008. Atlas de aves playeras y otras aves acuáticas en la Costa Caribe Colombiana. Calidris, Cali. 72 p.
- Sánchez-Ramírez, C. y M. Rueda. 1999. Variación de la diversidad y abundancia de especies ícticas dominantes en el delta del río Magdalena, Colombia. Rev. Biol. Trop., 47(4): 1067-1079.
- Siegel-Causey, D. 1997. The problems of being successful: managing interactions between humans and double-crested cormorants. Symposium on Double-Crested Cormorants: Population Status and Management Issues in the Midwest: 5-14.
- Valdovinos, F., P. Urbani y R. Ramos-Jiliberto. 2010. Análisis de las consecuencias del comportamiento adaptativo individual sobre la estabilidad poblacional: el caso del forrajeo óptimo. Rev. Chil. Hist. Nat., 83: 207-218.
- Vilardy, S.P., J.A. González, B. Martín-López, E. Oteros-Rozas y C. Montes. 2012. Los servicios de los ecosistemas de la reserva de biosfera Ciénaga Grande de Santa Marta. Revibec, 19: 66-83.
- Volpedo, A.V y D.D. Echeverría. 2000. Catálogo y claves de otolitos para la identificación de peces del mar argentino, vol. 1. Dunken, Buenos Aires. 69 p.
- Zijlstra, M. and M.R. Van-Eerden. 1995. Pellet production and the use of otoliths in determining the diet of Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis*: trials with captive birds. Ardea, 83: 123-131.



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

Evaluation of the selectivity of gillnets and handlines for the capture of the blue runner (*Caranx crysos*) in areas of marine influence of the Tayrona National Natural Park

Jairo Altamar^{1*}, Juan Wong-Lubo¹, Javier de la Hoz-M.¹ e Iván Martínez-Dallos²
 0000-0002-0886-2719  0000-0001-9621-502X  0000-0001-7779-0803  0000-0001-7930-6333

1. Facultad de Ingeniería, Universidad del Magdalena, Santa Marta, Colombia. jaltamar@unimagdalena.edu.co*, wonglubo@yahoo.com, jdelahez@unimagdalena.edu.co

2. Parques Nacionales Naturales de Colombia Dirección Territorial Caribe, Santa Marta, Colombia. ivan.martinez@parquesnacionales.gov.co

* Autor de correspondencia.

RESUMEN

Un mayor conocimiento de la selectividad de los artes de pesca permite determinar la capacidad de selección de los tamaños y formas de las especies capturadas, además de proporcionar información útil para su conservación y aprovechamiento. Este estudio determinó los parámetros de selectividad de redes de enmalle (7,0, 7,6 y 10,2 cm de tamaño de malla) y anzuelos J (n.º 7, 9 y 10), utilizados en las capturas artesanales de la cojinoa (*Caranx crysos*), en diferentes sitios de pesca de la región de Santa Marta. El método SELECT se utilizó para determinar los parámetros de selectividad mientras que, para evaluar diferencias en la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) entre los tamaños de malla y los calibres de anzuelo evaluados, se utilizó la prueba de Kurskall-Wallis. Los resultados mostraron que el modelo log-normal describe mejor la selectividad de las redes de enmalle y las líneas de mano para *C. crysos*. Las longitudes modales calculadas con este modelo fueron 23,00, 25,09 y 33,46 cm para los tamaños de malla 7,0, 7,6 y 10,2 cm mientras que 23,72, 30,49 y 33,88 cm fueron calculados para los anzuelos n.º 7, 9 y 10, respectivamente. La aplicación de estos resultados, considerando una talla de madurez de 35 cm para una eventual medida de manejo de la pesquería de cojinoa, debe además considerar que la CPUE mostró diferencias estadísticas entre los tamaños de malla y los calibres de anzuelo, lo que podría afectar los ingresos a corto plazo del pescador.

PALABRAS CLAVE: selectividad, red de enmalle, línea de mano, *Caranx crysos*, mar Caribe de Colombia.

ABSTRACT

A greater knowledge of the selectivity of fishing gear allows determining the capacity to select the sizes and shapes of the species caught, in addition to providing useful information for their conservation and use. This study determined the selectivity parameters of gillnets (7.0, 7.6 and 10.2 cm of mesh size) and J hooks (n.º 7, 9 and 10), used in the artisanal catches of the blue runner (*Caranx crysos*), in different fishing sites in the Santa Marta region. The SELECT method was used to determine the selectivity parameters, while the Kurskall-Wallis test was used to evaluate differences in the catch per unit of effort (CPUE) between the mesh sizes and the evaluated hook gauges. The results demonstrate that the log-normal model better describes the selectivity of gillnets and hand lines for *C. crysos*. The modal lengths calculated with this model were 23.00, 25.09 and 33.46 cm for the mesh sizes 7.0, 7.6 and 10.2 cm while 23.72, 30.49 and 33.88 cm were calculated for hooks n.º 7, 9 and 10, respectively. The application of these results, considering a maturity size of 35 cm, for an eventual management measure of the blue runner fishery, must also consider that the CPUE showed statistical differences between mesh sizes and hook gauges, which could affect the fisherman's short-term income.

KEYWORDS: selectivity, gillnet, handline, *Caranx crysos*, Caribbean Sea of Colombia

DOI: <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2020.49.SuplEsp.1074>

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

Desde hace mucho tiempo la pesca es una actividad económica importante en muchos lugares del mundo, constituyéndose en la principal forma de generar ingresos en las comunidades costeras y ribereñas (McGoodwin, 1990) y por consiguiente contribuye a la generación de empleo, que puede llegar a ser de 203 millones de trabajos de tiempo completo equivalente (Teh y Sumaila, 2013). Sin embargo, la actividad actualmente está siendo menos rentable por el descenso de las abundancias (García *et al.*, 2007); estimulando la utilización de artes y métodos de pesca menos selectivos con las especies explotadas comercialmente y por supuesto con el ecosistema, resultado de la extracción de los recursos pesqueros por encima de sus tasas naturales de renovación.

Esta disminución en las abundancias impulsa un constante aumento en las dimensiones de los artes de pesca, resultando en un mayor poder de pesca, que además se combina con la reducción de la capacidad de escape de organismos de tallas en las primeras etapas de su desarrollo biológico (McClanahan y Mangi, 2004; Altamar *et al.*, 2015), como es la captura antes de su primer desove, momento clave para la constante renovación de los stocks explotados. El impacto sobre las estructuras de tamaños es un efecto directo de las pesquerías tanto industriales como artesanales, esta última es especialmente perjudicial para el ecosistema cuando no se realizan buenas prácticas; siendo común su uso en regiones costeras y/o de alta diversidad biológica donde los juveniles cumplen parte de su ciclo de vida en zonas de crianza y son más abundantes.

La reducción de la posibilidad de escape de los organismos inmaduros sexualmente debido a la poca selectividad del arte de pesca requiere de estrategias de manejo (Quentin *et al.*, 2010), las cuales son pensadas para mejorar la selección del tamaño y las especies capturadas. Se trata entonces de contribuir a la sostenibilidad de la pesquería evitando la captura de organismos juveniles, que son obviamente más abundantes en relación con los adultos de esa población, y todo ello debería suceder sin que la rentabilidad económica se vea afectada. Esta problemática adquiere especial importancia en las áreas marinas protegidas (AMP) y sectores adyacentes, donde históricamente las pesquerías se han desarrollado alrededor de la captura de varias especies, con el uso de artes de pesca poco selectivos y bajo un régimen de aprovechamiento carente de ordenamiento. Dada la importancia ecológica

INTRODUCTION

Fishing has long been an important economic activity in many parts of the world, becoming the principal ways of generating income in coastal and riverine communities (McGoodwin, 1990) and therefore contributes to the generation of employment that can be than 203 million full-time equivalent jobs (Teh and Sumaila, 2013). However, the activity is currently being less profitable due to the decrease in abundances (García *et al.*, 2007); stimulating the use of less selective fishing gear and methods with commercially exploited species and of course with the ecosystem, resulting from the extraction of fishing resources above their natural renewal rates.

This decrease in abundances drives a constant increase in the size of the fishing gear, resulting in greater fishing power, which is also combined with the reduction of the escape capacity of size organisms in the early stages of their biological development (McClanahan and Mangi, 2004; Altamar *et al.*, 2015), as is the capture before its first spawning, a key moment for the constant renewal of exploited stocks. The impact on size structures is a direct effect of both industrial and artisanal fisheries, the latter being especially detrimental to the ecosystem when good practices are not carried out; its use being common in coastal areas and/or areas of high biological diversity where juveniles fulfill part of their life cycle in breeding areas and are more abundant.

Reducing the possibility of escape of sexually immature organisms due to the low selectivity of the fishing gear requires management strategies (Quentin *et al.*, 2010), which are thought to improve the selection of the size and the species captured. It is then a matter of contributing to the sustainability of the fishery by avoiding the capture of juvenile organisms, which are more abundant in relation to the adults of that population, and all this should happen without affecting the economic profitability. This problem acquires special importance in marine protected areas (MPAs) and their adjacent zones, where historically fisheries have developed around the capture of several species, with the use of not very selective fishing gear and under an exploitation regime lacking in order. Given the ecological importance of MPAs for the structure and function of aquatic ecosystems, adjacent fishing grounds must consider the possibility of establishing some type of technological measure that increases the selectivity of fishing gear.

que tienen las AMP para la estructura y función de los ecosistemas acuáticos, resulta imperativo que las zonas de pesca adyacentes consideren la posibilidad de establecer algún tipo de medida tecnológica que aumente la selectividad de un arte de pesca.

La cojinoa cara negra (*Caranx crysos*), por su presencia en la mayoría de los desembarcos de diferentes artes de pesca, es un ejemplo de esta problemática (Manjarrés-Martínez *et al.*, 2010). En ese sentido, su presencia en el AMP del Tayrona cumpliría una función de efecto de desborde en áreas alrededor del parque (Martínez-Viloria *et al.*, 2014). Esta especie se distribuye en localidades tropicales y subtropicales costeras de América (Cervigón, 1993); en la costa Caribe de Colombia, particularmente en las áreas adyacentes al Parque Nacional Natural Tayrona (PNNT), es un importante recurso tanto por su valor económico como por su abundancia (Manjarrés-Martínez *et al.*, 2010), al punto que varios artes de pesca la capturan, haciendo que la necesidad de implementar medidas de manejo sea de urgente aplicación. A pesar de lo anterior, dentro de las estrategias posibles, el control de su captura a través de cambios de la selectividad de los artes es una medida que poco ha sido considerada en Colombia y, con toda seguridad, esto se debe a la carencia de información técnica.

El estudio planteado considera dos tecnologías de captura basadas en las tallas retenidas. Por un lado, las redes de enmalle que las maximiza en un rango de tamaños estrecho, y que disminuye su eficiencia de captura por encima o debajo de él y, por otra parte, el uso de anzuelos en líneas de mano cuya selectividad está dada por el tamaño de la boca del pez y el tipo de carnada, pues este debe ser capaz de engullir la presa a la vez que la carnada es un dispositivo atrayente (Lagler *et al.*, 1990; Tesfaye *et al.*, 2016). Para llenar este vacío de información, se han estimado los parámetros de selectividad y predicho medidas de control de la misma de dos artes de pesca (redes de enmalle fijas y líneas de mano) utilizados en la captura artesanal de *C. crysos*.

ÁREA DE ESTUDIO

Las faenas de pesca con redes de enmalle y líneas de mano se realizaron dentro de la ecorregión Tayrona, particularmente en áreas adyacentes PNNT; área protegida localizada sobre las costas del mar Caribe de Colombia (Figura 1). El área de estudio abarcó la franja costera

Due to its presence in most of the landings of different fishing gear, the black-faced blue runner (*Caranx crysos*) is an example of this problem (Manjarrés-Martínez *et al.*, 2010). In this sense, its presence in the Tayrona MPA would act as a spillover effect to areas around the park (Martínez-Viloria *et al.*, 2014). This species is distributed in tropical and subtropical coastal areas of America (Cervigón, 1993); on the Caribbean coast of Colombia, particularly in the areas adjacent to the Tayrona National Natural Park (TNNP), it is an important resource both for its economic value and for its abundance (Manjarrés-Martínez *et al.*, 2010), to the point that various fishing gear they capture it, making the need to implement management measures urgent. Despite the above, within the possible strategies, the control of its capture through changes in the selectivity of the gears is a measure that little has been considered in Colombia, and with all certainty, this is due to the lack of technical information.

The proposed study considers two capture technologies based on the retained sizes. On the one hand, the gillnets maximize them in a narrow range of sizes, and decrease their efficiency of capture above or below it and, on the other hand, the use of hooks in hand lines whose selectivity is given by the size of the fish's mouth and the type of bait, since it must be able to swallow the prey while the bait is an attractive device (Lagler *et al.*, 1990; Tesfaye *et al.*, 2016). To fill this information gap, selectivity parameters have been estimated and control measures predicted for two fishing gears (fixed gillnets and hand lines) used in the artisanal capture of *C. crysos*.

STUDY AREA

The fishing operations with gillnets and hand lines were carried out within the Tayrona ecoregion, particularly in adjacent TNNP areas; a protected area located on the coasts of the Caribbean Sea of Colombia (Figure 1). The study area covered the coastal strip from Punta Gloria to the mouth of the Piedras River, excluding the TNNP where fishing is prohibited, and advancing a more to the northeast to the Buritaca River. The marine strip of this ecoregion has a narrow continental shelf with depths of more than 200 m a short distance from the coast, clear waters, rocky and sandy bottoms, in the shallow part, and muddy in the deep; Bathymetrically, the operations were carried out up to 30 m with a gillnet and up to 100 m with a hand line (Invemar, 2000).

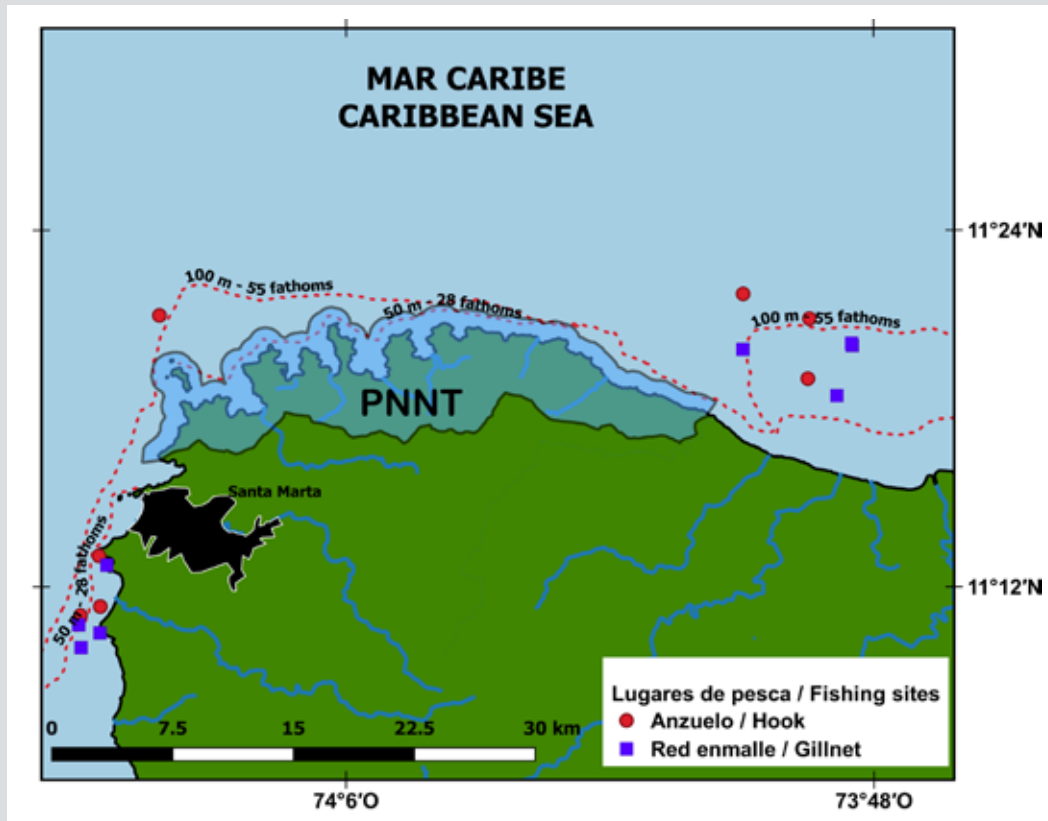


Figura 1. Área de estudio que muestra la ecorregión Tayrona y los sectores donde se realizaron los lances de pesca.

Figure 1. Study area showing the Tayrona ecoregion and the sectors where the fishing sets were made.

comprendida desde Punta Gloria hasta la desembocadura del río Piedras, excluyendo al PNNT donde la pesca está prohibida, y avanzando un poco más al nororiente hasta el río Buritaca. La franja marina de esta ecorregión presenta una plataforma continental estrecha con profundidades de más de 200 m a poca distancia del litoral, aguas claras, fondos rocosos y arenosos, en la parte somera, y lodosa en la profunda; batimétricamente las operaciones se realizaron hasta el veril de 30 m con red de enmalle y hasta 100 m con línea de mano (Invemar, 2000).

MATERIALES Y MÉTODOS

El éxito de los estudios de selectividad de redes de enmalle o líneas de mano depende en gran medida de obtener capturas suficientes, en términos de número de peces, para que el efecto selectivo de los distintos paños o calibres de anzuelo sea perceptible. Aunque estos factores han sido estudiados con detalle, no hay una manera de estimar cuál es el número mínimo de lances necesarios, ya que esto depende del éxito o eficiencia del proceso de captura.

MATERIALS AND METHODS

The success of gillnet or handline selectivity studies is highly dependent on obtaining sufficient catches, in terms of several fish, so that the selective effect of different hooks or gauges is noticeable. Although these factors have been studied in detail, there is no way to estimate the minimum number of sets required, as this depends on the success or efficiency of the trapping process.

Between November 2018 and February 2019, 21 experimental fishing operations were carried out, with a duration that ranged between 9 and 11 h of effective fishing time for the gillnet and 3 to 5 h for the hand lines, a similar period used by fishermen in the area. The mesh sizes and hook gauges evaluated to determine the selectivity parameters were selected based on two aspects, the first length or length at sexual maturity (L_m) of the *C. crysos* species and the second based on the dimensions and construction aspects typical of the artisanal fishery in the study area (Gómez *et al.*, 2004; Altamar and Zúñiga, 2015, Marrugo *et al.*, 2017).

Entre noviembre de 2018 y febrero de 2019 se efectuaron 21 faenas de pesca experimental, con una duración que osciló entre 9 y 11 h de tiempo efectivo de pesca para la red de enmalle y de 3 a 5 h para las líneas de mano, periodo similar empleado por los pescadores de la zona. Los tamaños de malla y calibres de anzuelo evaluados con fines de determinar los parámetros de selectividad, se seleccionaron en función de dos aspectos, el primero la longitud o talla de madurez sexual (Lm) de la especie *C. crysos* y el segundo con base en las dimensiones y aspectos constructivos típicos de la pesquería artesanal del área de estudio (Gómez *et al.*, 2004; Altamar y Zúñiga, 2015; Marrugo *et al.*, 2017).

Se construyó una red experimental con tres cuerpos, cada uno de ellos con tamaños de malla 7,0, 7,6 y 10,2 cm ($2\frac{3}{4}$, 3 y 4 pulgadas), construidas con poliamida (PA) monofilamento. Cada cuerpo tenía 117 m de longitud en su relinga superior y una altura aproximada de 11 m con un coeficiente de armado 0,65; estos cuerpos se ataron de un extremo a otro en una sola banda y su posición se cambió aleatoriamente en cada faena para lograr una probabilidad de captura similar (Fabi *et al.*, 2002) y de esta forma reducir el posible efecto de la posición sobre los rendimientos de captura. Asimismo, las líneas de mano fueron construidas con PA monofilamento de 70 lb_f de resistencia, que utilizaban tres bajantes de 1,3 m de donde se anudaron anzuelos tipo J con calibres 7, 9 y 10, con separación entre bajantes de 0,3 m y un lastre de 0,3 kg de plomo. En cada faena los anzuelos fueron colocados aleatoriamente, quedando todas las configuraciones expuestas para la pesca el mismo tiempo. En las faenas realizadas con línea de mano se utilizó como carnada machuelo (*Opisthonema oglinum*), del mismo tamaño y calidad organoléptica.

En todos los lances de pesca se cuantificó la captura total en número y peso. Los ejemplares capturados fueron separados a bordo en cajas o recipientes según el cuerpo (tamaño de malla) en el que los peces quedaron retenidos y en el caso de las líneas de mano según el calibre del anzuelo, posteriormente en tierra se realizó con la biometría correspondiente (longitud total y peso). Para valorar la eficiencia de las configuraciones de los artes de pesca se compararon las abundancias relativas o Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE) en términos de $\text{kg} \times \text{faena}^{-1}$, para lo cual se utilizó la prueba de Kruskal Wallis mediante el uso del *software* STATISTICA v13.

La selectividad se evaluó determinando las curvas de selectividad para los tres tamaños de malla y los tres

An experimental net was constructed with three bodies, each of them with mesh sizes 7.0, 7.6, and 10.2 cm ($2\frac{3}{4}$, 3, and 4 inches), constructed with monofilament polyamide (PA). Each body was 117 m long in its upper rope and an approximate height of 11 m with a coefficient of reinforcement 0.65; these bodies were tied from one end to the other in a single band and their position was changed randomly at each slaughter to achieve a similar probability of capture (Fabi *et al.*, 2002) and thus reduce the possible effect of the position on the fish catch yields. Likewise, the hand lines were built with 70 lb_f resistance monofilament PA, using three 1.3 m downspouts from which J type hooks with 7, 9, and 10 gauges were knotted, with 0.3 m spacing between downspouts and a ballast of 0.3 kg of lead. At each task the hooks were placed randomly, leaving all the configurations exposed for fishing at the same time. In the tasks carried out with the hand line, the machuelo (*Opisthonema oglinum*) of the same size and organoleptic quality was used as bait.

In all fishing sets made, the total catch was quantified in number and weight. The captured specimens were separated on board in boxes or containers according to the body (mesh size) in which the fish were retained and in the case of the hand lines according to the size of the hook, later on-land, it was carried out with the corresponding biometry (total length and weight). To assess the efficiency of the fishing gear configurations, the relative abundances or Catch per Unit of Effort (CPUE) in terms of $\text{kg} \times \text{faena}^{-1}$ were compared, for which the Kruskal Wallis test was used by using the *software* STATISTICA v13.

Selectivity was evaluated by determining the selectivity curves for the three mesh sizes and the three hook gauges, for which the selectivity parameters were estimated from the SELECT method (Millar, 1992). The selectivity curves were fitted using the package “gillnet functions” in the R statistical software (Millar, 2003, 2010; R Core Team, 2019). The SELECT method assumes that the number of fish of length l caught with hook size or mesh size j has a Poisson n_{ij} distribution, and is defined by the following equation:

calibres de anzuelo, para lo cual se estimaron los parámetros de selectividad a partir del método SELECT (Millar, 1992). Las curvas de selectividad se ajustaron utilizando el paquete “funciones de red de enmalle” en el software estadístico R (Millar, 2003, 2010; R Core Team, 2019). El método Select asume que el número de peces de longitudes l capturados con un tamaño de anzuelo o tamaño de malla j tiene una distribución de Poisson n_{lj} , y se define mediante la siguiente ecuación:

$$n_{lj} \approx n_j \approx \text{Pois} (p_j \lambda_l r_j (l))$$

Donde:

p_j es la intensidad de pesca relativa,

λ_l es la abundancia de peces clase l de talla, y

$r_j (l)$ es la probabilidad de retención de peces l en el anzuelo o tamaño de malla j .

La intensidad de pesca relativa de un anzuelo es una medida combinada del esfuerzo de pesca y el poder de pesca (Millar, 1992). Este método utiliza un Modelo Lineal Generalizado (GLM) descrito en Millar (1992), de la familia Poisson y con función de enlace Log, que es específicamente aplicable en redes de enmalle y anzuelos como se describe en Millar y Holst (1997) y Millar y Frye (1999). El método SELECT estima las probabilidades de retención utilizando cuatro modelos unimodales (normal de localización, normal de escala, Gamma y Log-normal), que aplican las máximas probabilidades para estimar los parámetros de selectividad. La desviación del modelo (bondad de estadística de ajuste de la relación de probabilidad), se calculó y se utilizó como criterio para elegir el modelo que mejor se ajuste para la especie considerada. Las ecuaciones de los modelos utilizados en el método SELECT se presentan a continuación (Tabla 1).

Tabla 1. Ecuaciones de las curvas de selección para los cuatro modelos evaluados y ecuaciones usadas para calcular las longitudes modales de cojinoa (*Caranx crysos*).

$$n_{lj} \approx n_j \approx \text{Pois} (p_j \lambda_l r_j (l))$$

Where,

p_j is the relative fishing intensity,

λ_l is the abundance of fish size class l , and

$r_j (l)$ is the probability of retention of fish l on the hook or mesh size j .

The relative fishing intensity of a hook is a combined measure of fishing effort and fishing power (Millar, 1992). This method uses a Generalized Linear Model (GLM) described in Millar (1992) of the Poisson family and with the Log link function, which is specifically applicable in gillnets and hooks as described in Millar and Holst (1997) and Millar and Frye (1999). The SELECT method estimates the retention probabilities using four unimodal models (Localization Normal, Scale Normal, Gamma, and Log-normal), which apply the maximum probabilities to estimate the selectivity parameters. The deviation of the model (goodness of fit statistics of the probability ratio) was calculated and used as a criterion to choose the model that best fit for the species considered. The equations of the models used in the SELECT method are presented below (Table 1).

Table 1. Equations of the selection curves for the four models evaluated and equations used to calculate the modal lengths of the blue runner (*Caranx crysos*).

Modelo/Model	Curva de selección/Selection curve	Longitud modal/Modal length
Normal de localización/Localization Normal	$\exp\left(-\frac{L_i - k \cdot m_j}{2\sigma^2}\right)$	$k \cdot m_j$
Normal de escala/Scale Normal	$\exp\left(-\frac{(L_i - k_1 \cdot m_j)^2}{2k_2 \cdot m_j^2}\right)$	$k_1 \cdot m_j$
Gamma	$\left(\frac{L_i}{(\alpha - 1) \cdot k \cdot m_j}\right)^{\alpha-1} \exp\left(\alpha - 1 - \frac{L_i}{k \cdot m_j}\right)$	$(\alpha - 1) \cdot k \cdot m_j$
Log-normal	$\frac{1}{L_i} \left(\mu_1 + \log\left(\frac{m_j}{m_1}\right) - \frac{\sigma^2}{2} - \frac{\left(\log(L_i) - \mu_1 - \log\left(\frac{m_j}{m_1}\right)\right)^2}{2\sigma^2} \right)$	$\exp(\mu - \sigma^2) \cdot \left(\frac{m_j}{m_1}\right)$

RESULTADOS

En 42 lances de pesca se capturaron un total de 1039 especímenes de *C. crysos*, de los cuales 588 provinieron de red de enmalle y 451 de líneas de mano. La mediana (promedio \pm DE) de la longitud total capturada con tamaños de malla de 7,0, 7,6 y 10,2 cm fueron 27,40 (26,03 \pm 5,14), 28,50 (27,84 \pm 2,60) y 30,80 (31,66 \pm 2,88) cm (Figura 2A). Mientras que los calibres n.º 7, 9 y 10 alcanzaron medianas (promedios \pm DE) de 28,90 (28,37 \pm 1,82), 26,90 (27,86 \pm 1,48) y 28,30 (27,27 \pm 1,56) cm (Figura 2B). En general, el tamaño de malla y el tamaño de anzuelo más grandes de los evaluados capturaron en promedio los individuos de mayor tamaño. Sin embargo, los tamaños más pequeños exhibieron un rango amplio de tamaños (Figura 2).

Los resultados del método SELECT ajustado a *C. crysos* determinaron los parámetros de selectividad de cada modelo evaluado (Tabla 2). Las longitudes modales estimadas

RESULTS

In 42 fishing sets a total of 1039 specimens of *C. crysos* were caught, of which 588 came from gillnets and 451 from hand lines. The median (mean \pm SD) of the total length captured with mesh sizes of 7.0, 7.6, and 10.2 cm were 27.40 (26.03 \pm 5.14), 28.50 (27.84 \pm 2.60), and 30.80 (31.66 \pm 2.88) cm (Figure 2A), while sizes n.º 7, 9 and 10 reached medians (means \pm SD) of 28.90 (28.37 \pm 1.82), 26.90 (27.86 \pm 1.48), and 28.30 (27.27 \pm 1.56) cm (Figure 2B). In general, the mesh size and the largest hook size of those evaluated caught the largest individuals on average. However, the smaller sizes exhibited a wide range of sizes (Figure 2).

The results of the SELECT method adjusted to *C. crysos* determined the selectivity parameters of each model evaluated (Table 2). The estimated modal lengths corresponding to the size with the maximum probability of

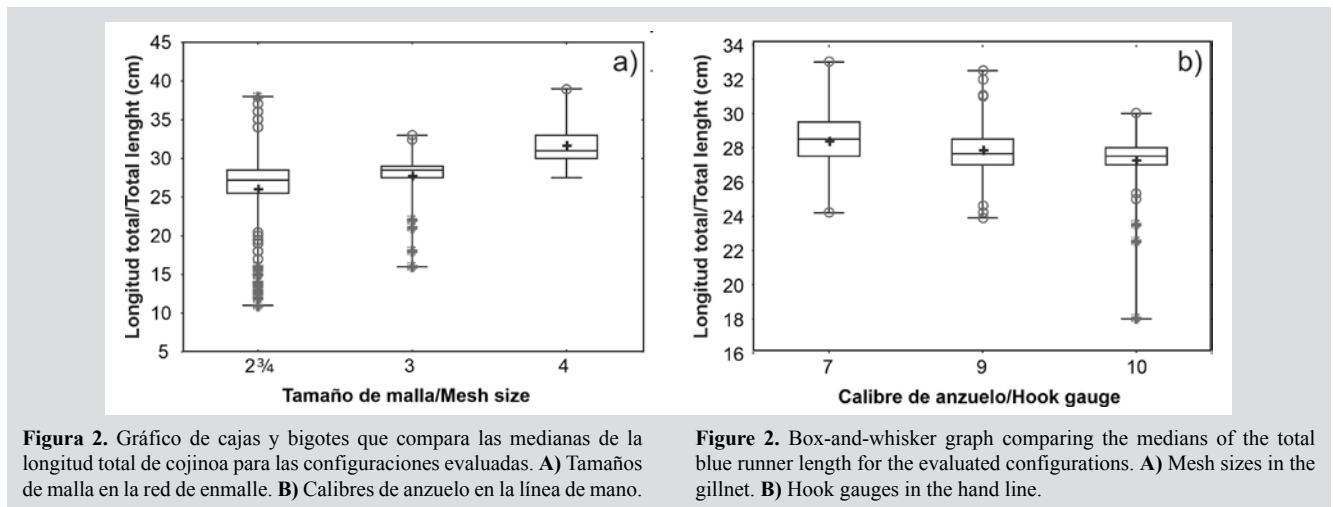


Figura 2. Gráfico de cajas y bigotes que compara las medianas de la longitud total de cojiñoa para las configuraciones evaluadas. **A)** Tamaños de malla en la red de enmalle. **B)** Calibres de anzuelo en la línea de mano.

Figure 2. Box-and-whisker graph comparing the medians of the total blue runner length for the evaluated configurations. **A)** Mesh sizes in the gillnet. **B)** Hook gauges in the hand line.

Tabla 2. Parámetros de selectividad estimados a partir de los cuatro modelos evaluados para red de enmalle y línea de mano que capturan *Caranx crysos*.

Modelo/Model	Parámetro/Parameter	Devianza del modelo/ Model deviance	Valor P/ P value	Grados de libertad/ Freedom degrees
Red de enmalle/Gillnet				
Normal de localización/Localization Normal	(k; σ) = (8.15; 6.03)	54.50	P < 0.05	17
Normal de escala/Scale Normal	(k1; k2) = (7.91; 1.83)	48.39	P < 0.05	17
Gamma	(k; α) = (0.36; 23.72)	47.78	P < 0.05	17
Log-normal	(μ 1; σ) = (3.19; 0.23)	47.64	P < 0.05	17
Línea de mano/Hand line				
Normal de localización /Localization Normal	(k; σ) = (3.33; 5.69)	15.10	P < 0.05	14
Normal de escala/Scale Normal	(k1; k2) = (3.44; 0.42)	15.55	P < 0.05	14
Gamma	(k; α) = (0.13; 26.48)	15.25	P < 0.05	14
Log-normal	(μ 1; σ) = (3.20; 0.20)	14.75	P < 0.05	14

Table 2. Selectivity parameters estimated from the four models evaluated for gillnet and hand line that catch *Caranx crysos*.

que corresponden al tamaño con la probabilidad máxima de captura y el valor de dispersión obtenido del modelo de mejor ajuste para la red de enmalle y la línea de mano se muestran en la Tabla 3. Las curvas de selectividad ajustadas

capture and the dispersion value obtained from the best fit model for the gillnet and the hand line are shown in Table 3. The selectivity curves adjusted for the gillnet Gill and hand lines, for each model, are shown in Figures 3 and 4. Of the

Tabla 3. Longitud modal de *Caranx crysos* para los tres tamaños de malla (7,0, 7,6 y 10,2 cm) y tres calibres de anzuelo (n.º 10, 9 y 7).

Table 3. *Caranx crysos* modal length for all three mesh sizes (7.0, 7.6, and 10.2 cm) and three hook gauges (n.º 10, 9, and 7).

Red de enmalle/Gillnet		Línea de mano/Hand line	
Tamaño de malla/Mesh size	Longitud modal /Modal length(cm)	Calibre de anzuelo/Hook gauge	Longitud modal/Modal length (cm)
7.0	23.00	10	23.72
7.6	25.09	9	30.49
10.2	33.46	7	33.88

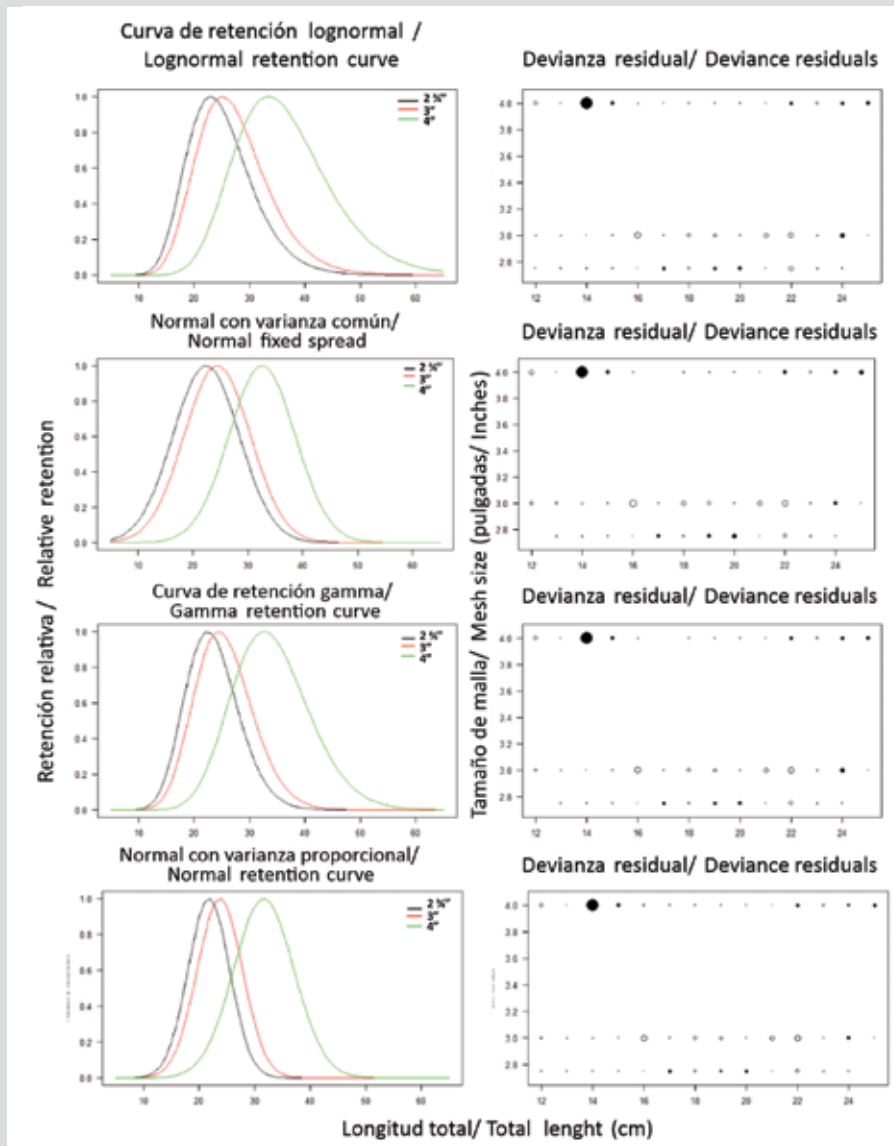


Figura 3. Curvas de selectividad de redes de enmalle y devianza de los residuos para cada uno de los modelos evaluados a *Caranx crysos* en la región de Santa Marta.

Figure 3. Selectivity curves for gillnets and residue devolution for each of the Models evaluated at *Caranx crysos* in the Santa Marta region.

para red de enmalle y líneas de mano, para cada modelo, se muestran en las Figuras 3 y 4. De los cuatro diferentes modelos de selectividad, el log-normal proporcionó el mejor ajuste (valor de devianza más bajo), lo que indica que este modelo puede describir mejor las capturas de redes de enmalle y línea de mano para esta especie. Además, en las Figuras 3 y 4 se muestran los gráficos de desviación residual de las curvas de selectividad estimadas.

En términos de CPUE ($\text{kg} \times \text{faena}^{-1}$), la configuración más eficiente fue el paño de 7 cm con $4,9 \text{ kg} \times \text{faena}^{-1}$, seguido de los de 7,6 y 10,2 cm con $1,7$ y $0,4 \text{ kg} \times \text{faena}^{-1}$, respectivamente (Figura 5A). La comparación de las

four different selectivity models, the log-normal provided the best fit (lowest devolution value), indicating that this model can best describe gillnet and hand line catches for this species. Also, Figures 3 and 4 show residual deviation graphs from the estimated selectivity curves.

In terms of CPUE ($\text{kg} \times \text{faena}^{-1}$), the most efficient configuration was the 7 cm cloth with $4.9 \text{ kg} \times \text{faena}^{-1}$, followed by the 7.6 and 10.2 cm cloths with 1.7 and $0.4 \text{ kg} \times \text{faena}^{-1}$, respectively (Figure 5A). Comparison of the CPUE medians presented statistical differences ($p < 0.05$) between all the mesh sizes evaluated. On the other hand, the largest hook (gauge n.º 7) of those evaluated turned

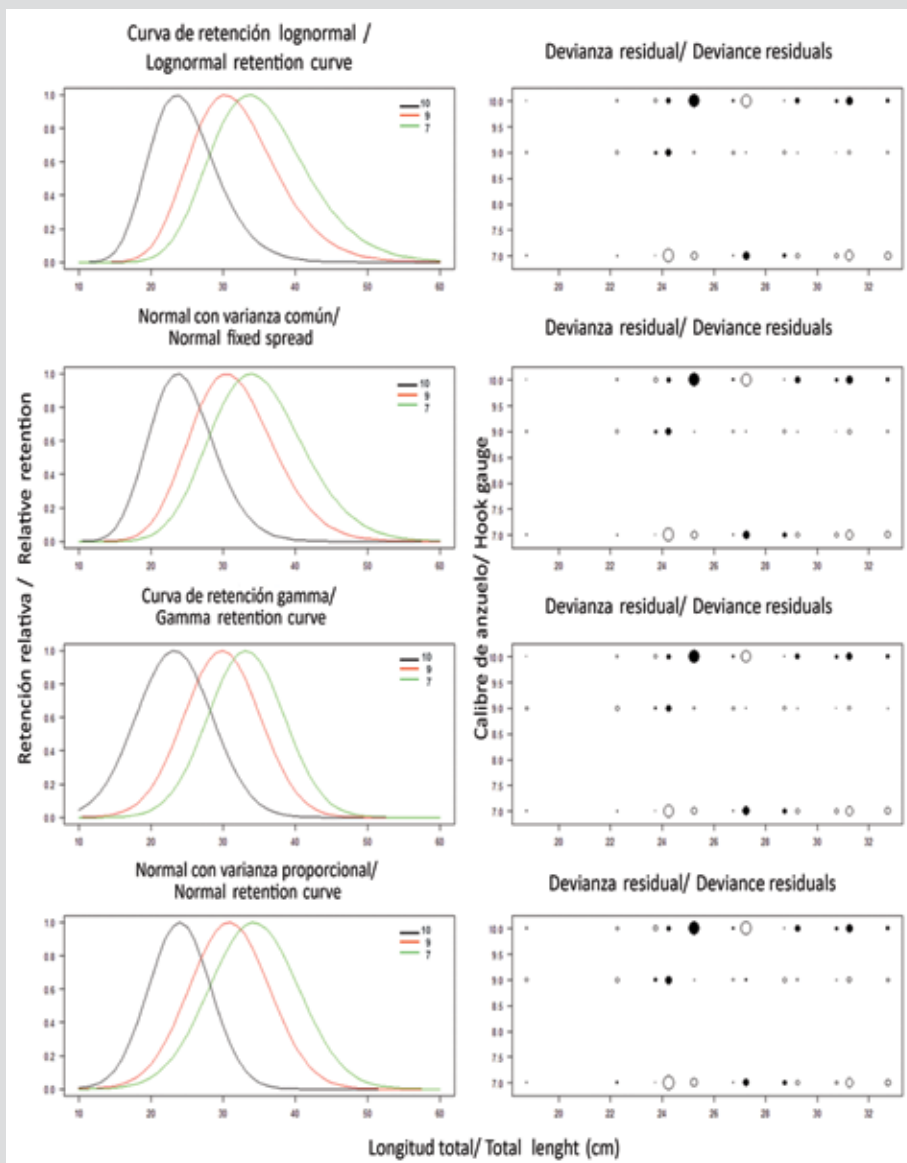


Figura 4. Curvas de selectividad de líneas de mano y devianza de los residuos para cada uno de los modelos evaluados a *Caranx crysos* en la región de Santa Marta.

Figure 4. Selectivity curves of hand lines and deviation of the residues for each of the models evaluated at *Caranx crysos* in the Santa Marta region.

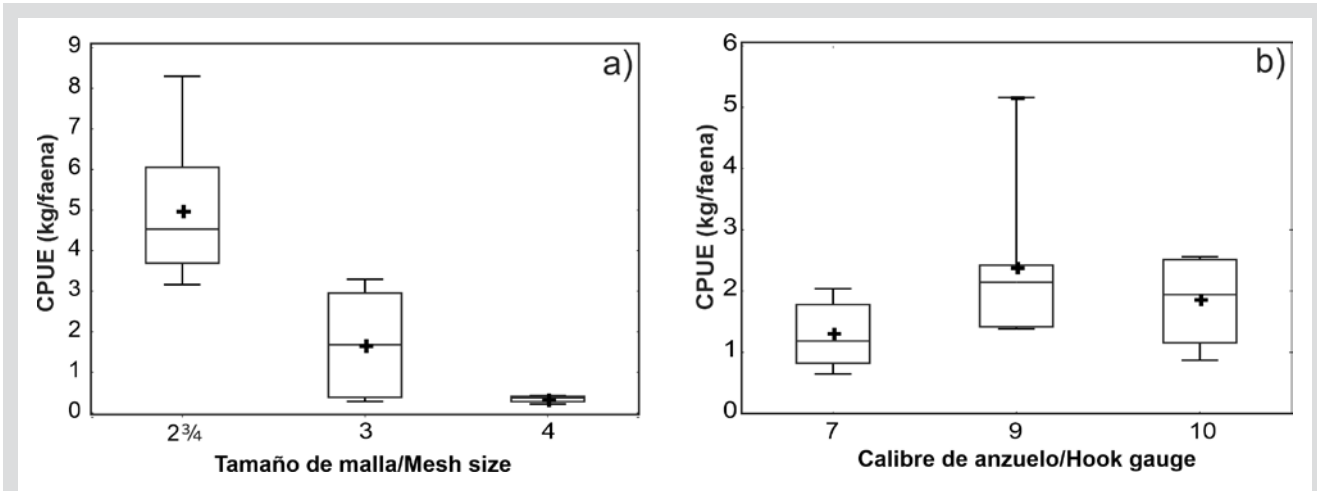


Figura 5. Gráfico de cajas y bigotes que compara las medianas de la CPUE (kg/faena) de cojinoa entre **A)** tamaños de malla de la red de enmalle y **B)** entre calibres de anzuelo de la línea de mano.

Figure 5. Box and whisker plot comparing the medians of the CPUE (kg/slaughter) of the blue runner between **A)** mesh sizes of the gillnet and **B)** between hook gauges of the hand line.

medias de la CPUE presentó diferencias estadísticas ($p < 0,05$) entre todos los tamaños de malla evaluados. Por otro lado, el anzuelo más grande (calibre n.º 7) de los evaluados resultó ser el menos eficiente, obteniendo la CPUE más baja ($1,4 \text{ kg} \times \text{faena}^{-1}$). Los anzuelos calibre n.º 9 y 10 no presentaron diferencias estadísticas entre sí ($p > 0,05$) con $2,2$ y $1,9 \text{ kg} \times \text{faena}^{-1}$, respectivamente (Figura 5B).

DISCUSIÓN

Todas las longitudes modales estimadas para cada curva (red de enmalle y línea de mano) fueron inferiores a 35 cm, que corresponde al tamaño de madurez de la cojinoa (Altamar *et al.*, 2015), lo cual indica que la capacidad de selección de los artes de pesca de enmalle y de línea de mano que capturan cojinoa deben ser revisados en términos de los tamaños de malla y anzuelos evaluados. Las pesquerías de enmalle suelen utilizar tamaños de malla de 6,35 y 7,62 cm; este estudio determinó que 10,2 cm es el tamaño de malla que más se aproxima a la talla de madurez. Sin embargo, la posible aplicación de una medida basada en la regulación del arte se afectaría por el hecho de que el tamaño de malla que se debería implementar (10,2 cm) fue el que obtuvo la CPUE ($\text{kg} \times \text{faena}^{-1}$) más baja.

En estudios realizados con redes de enmalle para esta especie, Marrugo *et al.* (2016) estimaron un tamaño de malla óptimo de 8,4 cm estimado a partir del L_{50} que comercialmente equivale a 3,5 pulgadas y 9,4 cm para el L_{90-100} , que comercialmente equivale a 4 pulgadas. Es importante

out to be the least efficient, obtaining the lowest CPUE ($1.4 \text{ kg} \times \text{faena}^{-1}$). Hooks n.º 9 and 10 gauge did not show statistical differences among themselves ($p > 0.05$) with 2.2 and $1.9 \text{ kg} \times \text{faena}^{-1}$, respectively (Figure 5B).

DISCUSSION

All the estimated modal lengths for each curve (gillnet and hand line) were less than 35 cm, which corresponds to the mature size of the blue runner (Altamar *et al.*, 2015), which indicates that the selection capacity of the gillnet and hand line fishing gear, that catches blue runner should be reviewed in terms of the mesh sizes and hooks evaluated. Gillnet fisheries typically use mesh sizes of 6.35 and 7.62 cm, and this study found that 10.2 cm is the mesh size that most closely approximates the size at maturity. However, the possible application of a measure based on the regulation of the art would be affected by the fact that the mesh size that should be implemented (10.2 cm) was the one that obtained the lowest CPUE ($\text{kg} \times \text{faena}^{-1}$).

In studies carried out with gillnets for this species, Marrugo *et al.* (2016) estimated an optimal mesh size of 8.4 cm estimated from the L_{50} which is commercially equivalent to 5 inches, and 9.4 cm for the L_{90-100} , which is commercially equivalent to 4 inches. It is important to note that more than 80 % of the nets use mesh sizes smaller than 8.9 cm and with them, they capture between 61 % (Altamar *et al.*, 2015) and 69 % (AUNAP-Unimagdalena, 2013) of individuals below the size of maturity.

anotar que más del 80 % de las redes utilizan tamaños de mallas inferiores a 8,9 cm y con ellos capturan entre 61 % (Altamar *et al.*, 2015) y 69 % (AUNAP-Unimagdalena, 2013) de individuos por debajo de la talla de madurez.

Una medida de manejo recomendable para iniciar un proceso de sustitución de artes de pesca, en este caso redes de enmalle, sería ensayar con los pescadores un conjunto de paños de 8,9 cm o superiores con miras a reducir la captura de individuos inmaduros, e ir avanzando poco a poco hacia la incorporación de paños de 10,2 cm. En todo caso, cualquier regulación que se derive de este estudio debe ser consensuada en el marco de un sistema de manejo participativo con los actores involucrados en el proceso, de tal manera que puedan evaluar de manera participativa las eventuales bondades bioecológicas y económicas de una medida de este tipo. Finalmente, las medidas de manejo orientadas a controlar el uso de algunos calibres de anzuelos resultarían muy difíciles en la práctica por la disponibilidad de usar otros calibres de anzuelos y la facilidad para cambiarlos al momento de las faenas. En ambos casos, quizá sería más útil realizar campañas educativas que motiven a pescadores, incluido su núcleo familiar, y a consumidores a realizar y promover (pagos de un precio justo) por la realización de buenas prácticas de pesca, principalmente aquellas que recomiendan parámetros constructivos que mejoran la selección de los tamaños de captura.

De acuerdo con las curvas de selectividad estimadas para la cojinoa, tanto en las redes de enmalle como en anzuelos, el modelo con el mejor ajuste fue el log-normal. En el caso de las redes la longitud modal más cercana a la talla de madurez se presentó en la curva de 10,2 cm. No obstante, las redes con este tamaño de malla son consideradas en algunos sitios del área de estudio como un arte de pesca estacional u opcional, es decir, que en algunas épocas del año son utilizadas para la captura individuos de mayor tamaño como los jureles, pero el resto del año lo utilizan poco por su ineficiencia para especies más frecuentes como la cojinoa. De igual manera, proponer solamente el tamaño de malla óptimo para la pesca de un recurso, no resulta suficiente para propiciar una pesca sostenible, es necesario tener en cuenta otras modificaciones tecnológicas sobre el diseño de la red de enmalle, tales como: el coeficiente de armado y la posición de trabajo de la red que finalmente determinan su eficiencia, es decir, una red podría cumplir con la norma del tamaño de malla recomendado, pero si utiliza un coeficiente de armado por debajo de 0,5 contribuiría a aumentar la captura por enredo de individuos por debajo de la talla de madurez.

A recommended management measure to initiate a process to replace fishing gear, in this case, gillnets, would be to test with fishermen a set of 8.9 cm or larger cloths to reduce the capture of immature individuals and make little progress gradually toward incorporating 10.2 cm cloths. In any case, any regulation derived from this study must be agreed upon within the framework of a participatory management system with the actors involved in the process, in such a way that they can evaluate in a participatory way the eventual bio-ecological and economic benefits of a measure of this kind. Finally, management measures aimed at controlling the use of some hook gauges would be very difficult in practice due to the availability of using other gauges of hooks and the ease of changing them at the time of work. In both cases, perhaps it would be more useful to carry out educational campaigns that motivate fishermen, including their family nucleus, and consumers to carry out and promote (payments of a fair price) for the realization of good fishing practices, mainly those that recommend constructive parameters that improve the selection of capture sizes.

According to the selectivity curves estimated for the blue runner, both in gillnets and hooks, the model with the best fit was log-normal. In the case of nets, the modal length closest to the maturity size was presented in the 10.2 cm curve. However, nets with this mesh size are considered in some sites in the study area as seasonal or optional fishing gear, that is, at some times of the year, larger individuals such as horse mackerel are used to catch but the rest of the year they use it less due to its inefficiency for more frequent species such as the blue runner. In the same way, proposing only the optimal mesh size for fishing a resource is not enough to promote sustainable fishing, it is necessary to take into account other technological modifications on the design of the gillnet, such as the coefficient of setting and the working position of the net that ultimately determine its efficiency, that is, a net could meet the recommended mesh size standard, but using a setting coefficient below 0.5 would contribute to increasing the catch per entanglement of individuals below the maturity size.

On the other hand, in the case of the evaluated hook sizes, all the estimated modal lengths in the selection curves are less than the maturity size. Therefore, it is important to determine areas and/or times where sustainable catches of the fish can be made. Blue runner resource for both hooks and gillnets, and that in other fisheries, such as striped snapper (*Lutjanus synagris*), they have been the key to

Por otro lado, en el caso de los tamaños de anzuelos evaluados, todas las longitudes modales estimadas en las curvas de selección son inferiores a la talla de madurez. Por consiguiente, es importante determinar áreas y/o épocas donde se puedan realizar capturas sostenibles del recurso de cojinoa tanto para anzuelos como para redes de enmalle, y que, en otras pesquerías como las de pargo rayado (*Lutjanus synagris*), han resultado clave para definir el impacto de los artes de pesca sobre la mortalidad y las tallas medias de captura (Manjarrés *et al.*, 2004).

Finalmente, a partir de estos insumos es importante que los administradores del recurso pesquero en el PNN Tayrona y en las zonas adyacentes, donde es ejercido por la Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (AUNAP), deben articularse para establecer medidas de manejo complementarias que propendan por desarrollar actividades de pesca responsable para la cojinoa (*Caranx crysos*), siendo que ella es uno de los principales objetos de captura. Además, basados en el principio de similitud geométrica de Baranov, que propone la proporcionalidad entre el perímetro de una malla con la circunferencia perimetral del pez, este tipo de medidas tendría las ventajas propias del efecto de “especie sombrilla”, ya que termina protegiendo a otras especies de gran importancia comercial que tienen una menor circunferencia máxima perimetral a la talla de madurez de la cojinoa (v. g. carite, *Scomberomorus brasiliensis*).

CONCLUSIONES

En las áreas adyacentes del Parque Nacional Natural Tayrona, el modelo de mejor ajuste obtenido para las capturas de *Caranx crysos*, tanto para las redes de enmalle como para las líneas de mano fue el log-normal. Las longitudes modales calculadas con fueron 23,00, 25,09 y 33,46 cm para los tamaños de malla 7, 7,6 y 10,2 cm, mientras que 23,72, 30,49 y 33,88 cm para los anzuelos n.º 7, 9 y 10, respectivamente. En cualquiera de los dos casos, redes y líneas, es muy importante considerar procesos de consenso con los pescadores artesanales para aprovechar su conocimiento ecológico tradicional y asegurar el éxito de cualquier medida de manejo que se implemente.

Finalmente, a pesar que las faenas de pesca se realizaron en zonas de pesca adyacentes al PNN Tayrona, todas las tallas modales estimadas están por debajo de la talla de madurez de la cojinoa, por lo cual es necesario que los administradores del recurso y del AMP consideren la

definiendo el impacto de fishing gear on mortality and average catch sizes (Manjarrés *et al.*, 2004).

Finally, based on these inputs, it is important that the managers of the fishing resource in the Tayrona NNP and in the adjacent areas, where it is exercised by the National Aquaculture and Fisheries Authority (AUNAP), should articulate to establish complementary management measures that promote developing responsible fishing activities for the blue runner (*Caranx crysos*), being that it is one of the main objects of catch. Also, based on Baranov’s principle of geometric similarity, which proposes the proportionality between the perimeter of a mesh and the perimeter circumference of the fish, this type of measure would have the advantages of the “umbrella species” effect, since it ends up protecting to other species of great commercial importance that have a smaller maximum perimeter circumference at the maturity size of the blue runner (e.g. carite, *Scomberomorus brasiliensis*).

CONCLUSIONS

In the adjacent areas of Tayrona National Natural Park, the best-fit Model obtained for the *Caranx crysos* catches, both for gillnets and hand lines, was log-normal. The modal lengths calculated were 23.00, 25.09, and 33.46 cm for mesh sizes 7, 7.6, and 10.2 cm, while 23.72, 30.49, and 33.88 cm for hooks n.º 7, 9, and 10, respectively. In either case, nets and lines, are very important to consider consensus processes with artisanal fishermen to take advantage of their traditional ecological knowledge and ensure the success of any management measure that is implemented.

Finally, even though the fishing operations were carried out in fishing areas adjacent to the Tayrona NNP, all the estimated modal sizes are below the maturity size of the blue runner, for which the managers of the resource and the AMP must consider the application of management measures based on the ordering of fishing gear.

ACKNOWLEDGEMENTS

This work was carried out within the framework of association agreement n.º 010 of 2017 held between the Natural Heritage Fund for Biodiversity and Protected Areas, National Natural Parks - Caribbean Territorial Directorate and University of Magdalena. Also, the authors thank the artisanal fishermen, particularly the Chenguerita crew of the



aplicación de medidas de manejo basadas en el ordenamiento de los artes de pesca.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se realizó en el marco del convenio de asociación n.º 010 de 2017 celebrado entre Patrimonio Natural Fondo para la Biodiversidad y Áreas Protegidas, Parques Nacionales Naturales - Dirección Territorial Caribe y Universidad del Magdalena. Además, los autores agradecen a los pescadores artesanales, particularmente, a la tripulación de la embarcación la Chenguerita, en cabeza del capitán Jairo Varela. A los proeles Ricardo Varela, Hansen Varela, Juan David Wong y Clemente Urueta. A los pescadores tagangueros Rafael Pinto (Simón) y Victoriano Pacheco Pinto (Cuma) y a Roberto Silva (Ciénaga), pescador de Mendiguaca.

vessel led by Captain Jairo Varela. To the proewess Ricardo Varela, Hansen Varela, Juan David Wong, and Clemente Urueta. To the tagangueros fishermen Rafael Pinto (Simón) and Victoriano Pacheco Pinto (Cuma) and Roberto Silva (Ciénaga), a fisherman from Mendiguaca.

BIBLIOGRAFÍA/LITERATURE CITED

- Altamar, J. y H. Zúñiga. 2015. Cuantificación de unidades económicas de pesca y caracterización de artes y embarcaciones de pesca artesanales en Colombia. Autoridad Nal. Acuicultura Pesca, Bogotá. 62 p.
- Altamar, J., L. Manjarrés-Martínez, L.O. Duarte, F. Cuello y F. Escobar-Toledo. 2015. ¿Qué tamaños deberíamos pescar? Autoridad Nal. Acuicultura Pesca y Univ. Magdalena, Santa Marta. 48 p.
- AUNAP-Unimagdalena. 2013. Tallas mínimas de captura para el aprovechamiento sostenible de las principales especies de peces, crustáceos y moluscos comerciales de Colombia. Convenio 058 Autoridad Nal. Acuicultura Pesca y Univ. Magdalena, Santa Marta. 58 p.
- Fabi, G., M. Sbrana, F. Biagi, F. Grati, I. Leonor, and P.S. Sartor. 2002. Trammel net and gillnet for *Lithognathus mormyrus* (Linnaeus, 1758), and *Mullus barbatus* (Linnaeus, 1758) in the Adriatic and Ligurian Seas. *Fish. Res.*, 54: 375-388. [https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(01\)00270-3](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(01)00270-3)
- García, C.B., L.O. Duarte, J. Altamar, and L. Manjarrés-Martínez. 2007. Demersal fish density in the upwelling ecosystem off Colombia, Caribbean Sea: Historic outlook. *Fish. Res.*, 85(1): 68-73. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2006.12.003>
- Gómez-Canchong, P., L. Manjarrés, L. Duarte y J. Altamar. 2004. Atlas pesquero del área norte del mar Caribe de Colombia. Univ. Magdalena. Santa Marta. 232 p.
- Invemar. 2000. Programa Nacional de Investigación en Biodiversidad Marina y Costera (PNIBM). Invemar, Fonade y MMA, Santa Marta. 83 p.
- McClanahan, T.R. and S.C. Mangi. 2004. Gear-based management of a tropical artisanal fishery based on specie selectivity and capture size. *Fish. Manag. Ecol.*, 11: 51-60. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2004.00358.x>
- McGoodwin, J.R. 1990. Crisis in the world's fisheries: people, problems and policies. Stanford, Palo Alto, USA. 235 p.
- Manjarrés, L.M., J.C. Arévalo, J. Rodríguez y P. Gómez. 2004. Dinámica poblacional y manejo del stock de pargo rayado (*Lutjanus synagris*) (Linnaeus, 1758) de La Guajira (Caribe colombiano). 267-296. En Manjarrés, L. (Ed.). Pesquerías demersales del área norte del Caribe colombiano y parámetros ecológicos, biológicos pesqueros y poblacionales del recurso pargo. Univ. Magdalena, Santa Marta.
- Manjarrés-Martínez, L.M., J.C. Gutiérrez-Estrada, J. Mazenet-González, and M.C. Soriguer. 2010. Seasonal patterns of three fish species in a Caribbean coastal gill-net fishery: biologically induced or climate-related aggregations? *Fish. Res.*, 106(3): 358-367. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2010.09.005>
- Marrugo, C., J. Altamar y L.O. Duarte. 2015. Caracterización tecnológica e índices de captura de elasmobranquios, con redes de enmalle que incorporan anzuelos, utilizadas en el golfo de Salamanca (Caribe colombiano). *Intropica*, 10: 84-92. <http://revistas.unimagdalena.edu.co/index.php/intropica/article/view/1650>
- Marrugo, C., J. Altamar y L.O. Duarte. 2016. Tamaño óptimo de malla para la captura artesanal de cojinoa negra (*Caranx crysos*) con redes de enmalle. *Proc. Gulf Carib. Fish. Inst.*, 68: 501.

- Millar, R.B. 1992. Estimating the size-selectivity of fishing gear by conditioning on the total catch. *J. Am. Statist. As.*, 87: 962-968.
- Millar, R.B. 2003. R code for fitting SELECT models to gillnet data. <http://www.stat.auckland.ac.nz/~millar/selectware/R/gillnets>. 01/2020.
- Millar, R.B. 2010. Next generation R functions for trawl and net (or hook) selectivity. <https://www.stat.auckland.ac.nz/%20~millar/selectware/RNext>]. 01/2020.
- Millar, R.B. and R. Holst. 1997. Estimation of gillnet and hook selectivity using log-linear models. *ICES J. Mar. Sci.*, 54: 471-477. <https://doi.org/10.1006/jmsc.1996.0196>
- Millar, R.B. and R.J. Fryer. 1999. Estimating the size-selection curves of towed gears, traps, nets and hooks. *Rev. Fish Biol. Fish.*, 9: 89-116. <https://doi.org/10.1023/A:1008838220001>
- R Core Team. 2019. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- Teh, L.C. and U.R. Sumaila 2013. Contribution of marine fisheries to worldwide employment. *Fish Fish.*, 14(1): 77-88. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2011.00450.x>
- Tesfaye, G., M. Wolff, and M. Taylor. 2016. Gear selectivity of fishery target resources in Lake Koka, Ethiopia: evaluation and management implications. *Hydrobiologia*. 765(1): 277-295. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2420-0>
- Viloria-Martínez, H.M., R. Franke, P. Saldaña, M. Cano, L.E. Angarita, C. García y C. López. 2014. Caracterización del uso y aprovechamiento de recursos hidrobiológicos en áreas protegidas de Parques Nacionales Naturales en el Caribe de Colombia. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 43(2): 277-306.

RECIBIDO/RECEIVED: 30/07/2020

ACEPTADO/ACCEPTED: 06/11/2020




NOTA/NOTE

Llenando un vacío: primer registro del gastrópodo nerítáceo sin concha *Titiscania limacina* Bergh, 1890 en Colombia

Filling a gap: first record of the shell-less neritacean gastropod *Titiscania limacina* Bergh, 1890 in Colombia

Edgardo Londoño-Cruz

 0000-0001-5762-9430

Grupo de Investigación en Ecosistemas Rocosos Intermareales y Submareales Someros (Lithos), Departamento de Biología, Universidad del Valle, Cali, Colombia. edgardo.londono@correounivalle.edu.co

RESUMEN

El registro de la biodiversidad marina es una tarea fundamental y la distribución de las especies está en el centro de ella. Este documento corresponde al primer registro de *Titiscania limacina*, un neritáceo sin concha, en Colombia. Esta especie fue encontrada en el intermareal de un ecosistema rocoso del Parque Nacional Natural Gorgona, en la costa Pacífica. Este descubrimiento llena un vacío en la distribución de la especie en el Pacífico Oriental Tropical y hace un llamado al monitoreo de la biodiversidad, lo cual puede, dado el potencial de esta costa colombiana poco estudiada, producir más e interesantes hallazgos de nuevas especies para la región, en particular, o para la ciencia, en general.

PALABRAS CLAVE: Pacífico Oriental Tropical, isla Gorgona, babosa de mar

ABSTRACT

Recording marine biodiversity is a fundamental task and species distributions are at the very core of it. This paper is the first report of *Titiscania limacina*, a shell-less neritacean, in Colombia. This species was recorded in the intertidal of a rocky ecosystem at Gorgona National Natural Park, Pacific coast. This discovery fills a gap of this species distribution in the Tropical Eastern Pacific and calls attention to biodiversity monitoring, given the potential of this understudied Colombian coast to produce more and interesting findings of new species for the region, in particular, or for science, in general.

KEYWORDS: Tropical Eastern Pacific, Gorgona Island, sea-slug

Los humanos siempre se han preguntado cuál es el número de especies (riqueza) que habita el planeta Tierra. Aunque esta pregunta es casi imposible de resolver, en el dominio terrestre y para grandes animales (v. g. maníferos y reptiles) y plantas la respuesta podría estar relativamente completa. Sin embargo, en el dominio marino y para pequeños animales y plantas, esta podría ser más difícil de conseguir. Muchos investigadores han tratado de resolver esta tarea (v.g. Foggo *et al.*, 2003; Bouchet, 2006; Miloslavich *et al.*, 2011; Mora *et al.*, 2011; Appeltans *et al.*, 2012) con diferencias sorprendentes en sus estimaciones. En su capítulo, Bouchet (2006) argumenta que los grupos más comunes de organismos marinos, como los moluscos, están alcanzando su número estimado de especies, pero en una publicación más reciente, Bouchet *et al.* (2016) mencionan que el número de nuevas especies de moluscos que todavía faltan por describir es tres veces mayor que el número actual de especies conocidas y descritas (150 000 vs. 50 000) y que, al ritmo actual, tomaría al menos 300 años nombrar todos los moluscos que habitan el planeta. Por lo tanto, incluso en grupos bien conocidos, no es raro encontrar registros de especies nuevas para la ciencia (v. g. Tan and Liu, 2001; Tamsouri *et al.*, 2014) o documentar la extensión de los rangos de distribución – nuevos registros regionales (v. g. Valencia-Giraldo *et al.*, 2015; Muñoz and Londoño-Cruz, 2016; Londoño-Cruz *et al.*, 2018), en regiones donde escasean especialistas, esfuerzos de investigación o ambos.

Los moluscos, uno de los grupos animales más ricos y abundantes del reino marino, incluyen, entre otros, a los caracoles (clase Gastropoda), algunos de los cuales han perdido parcial o completamente su concha. Los caracoles con esta característica son conocidos, por lo general, como babosas marinas y la mayoría están confinados a la subclase Heterobranchia. Una excepción notable es el género *Titiscania* Bergh, 1890, que pertenece a la subclase Neritimorpha. Los parientes más cercanos a esta excepción son los caracoles de conchas fuertes del género *Neritopsis* Grateloup, 1832 y *Nerita* Linnaeus, 1758, caracoles comunes del intermareal de las costas rocosas. El género *Titiscania* (Neritopsidae) comprende dos especies: *T. shinkishihataii* y *T. limacina*. La primera fue descrita originalmente en Japón y está restringida a Asia oriental mientras que la última ha sido registrada en varias regiones a lo largo del Indo-Pacífico (GBIF Secretariat, 2019). Además de los registros en el GBIF, se conocen dos registros adicionales: uno de Kodiaghat y Burmanallah en India (Apte y Nerurkar, 2016) y otro de Puerto Ayora, Santa Cruz, islas Galápagos, Ecuador (Templado y Ortea, 2001). En el Pacífico Oriental Tropical (POT), esta especie ha sido

Humans have always wondered what the number of species (richness) inhabiting planet Earth is. Although this question is almost unsolvable, in the terrestrial realm and for large animals (e.g., mammals and reptiles) and plants, the answer could be relatively complete. In the marine realm and for small animals and plants, however, it could be more difficult to achieve. Many researchers have tried to solve this task (e.g., Foggo *et al.*, 2003; Bouchet, 2006; Miloslavich *et al.*, 2011; Mora *et al.*, 2011; Appeltans *et al.*, 2012) with striking differences in their estimations. In his chapter, Bouchet (2006) argues that the most common groups of marine animals, like the mollusks, are reaching their estimated number of species, but in a more recent publication, Bouchet *et al.* (2016), mention that the number of new species of mollusks yet to be described is three times larger than the current number of known and described species (150 000 vs. 50 000) and that at the current pace, it will take at least 300 years to name all the mollusks inhabiting the planet. Hence, even in well-known groups, it is not rare to find records of species new to science (e.g., Tan and Liu, 2001; Tamsouri *et al.*, 2014) or to document the extension of species' range distributions – new regional records (e.g., Valencia-Giraldo *et al.*, 2015; Muñoz and Londoño-Cruz, 2016; Londoño-Cruz *et al.*, 2018), in regions where specialists or research efforts or both are scarce.

The mollusks, one of the richest and more abundant animal groups in the marine realm, include among others, the snails (class Gastropoda), some of which have partially or completely lost their protective shells. The snails with this characteristic are usually known as sea-slugs and most are confined to the subclass Heterobranchia. One remarkable exception is the genus *Titiscania* Bergh, 1890, belonging to the subclass Neritimorpha. The closest relatives to this exception are the heavily shelled snails of the genera *Neritopsis* Grateloup, 1832 and *Nerita* Linnaeus, 1758, which are common intertidal snails of the rocky shores. The genus *Titiscania* (Neritopsidae) comprise two species: *T. shinkishihataii* and *T. limacina*. The former was originally described from Japan and is restricted to East Asia, while the latter has been reported in several regions across the Indo-Pacific (GBIF Secretariat, 2019). Apart from the records in the GBIF, two other are available: one from Kodiaghat and Burmanallah in India (Apte and Nerurkar, 2016) and the other from Puerto Ayora, Santa Cruz, Galápagos Islands, Ecuador (Templado and Ortea, 2001). In the Tropical Eastern Pacific (TEP), this species has been reported only in México, Costa Rica, Panamá, and Ecuador. Hence, this is the first record of this species in Colombia (in Gorgona island), which along

registrada solo en México, Costa Rica, Panamá y Ecuador. Por lo tanto, este es el primer registro en Colombia, en isla Gorgona que, junto con islas de los últimos tres países mencionados (isla Cocos en Costa Rica, isla Coiba en Panamá e islas Galápagos en Ecuador más la isla colombiana de Malpelo), conforma el corredor marino del POT.

Durante una campaña de campo para el monitoreo de los ecosistemas rocosos, usando el protocolo SARCE (2012) del Parque Nacional Natural Gorgona (Figura 1), el 31 de agosto de 2019 se encontró un espécimen de babosa marina blanca en forma de nudibranchio bajo una roca de 38×22 cm aproximadamente, en el intermareal bajo del sitio conocido localmente como Playa Verde ($2,947517^\circ\text{N}$; $-78,198133^\circ\text{W}$). El espécimen fue recolectado y almacenado en un recipiente plástico con agua de mar. Posteriormente, se observó bajo estereomicroscopio y se fotografió (Figura 2), tras lo cual el espécimen fue relajado con la adición gradual de agua dulce al recipiente y, después de la muerte, fijado y preservado en etanol al 97 %. En el laboratorio el espécimen fue medido, fotografiado y almacenado en la Colección de Referencia de Organismos Marinos (Departamento de Biología, Universidad del Valle, Cali, Colombia).

with islands of the last three countries (Cocos Island, Costa Rica; Coiba Island, Panamá; Galápagos Islands, Ecuador, plus the Colombian Malpelo Island) constitutes the Marine Corridor of the TEP.

During a field campaign in 2019/08/31 for monitoring of the rocky shore ecosystems, using SARCE protocol (2012), at the Gorgona National Natural Park (Figure 1), one specimen of a white nudibranch-like sea slug was found underneath a rock of approximately 38×22 cm in the low intertidal of the site known as Playa Verde (2.947517°N ; -78.198133°W). The specimen was collected and stored in a plastic container with seawater. Later, it was observed under a stereomicroscope and photographed (Figure 2). Next, it was relaxed with the gradual addition of freshwater to the containing recipient and, after death, fixed and preserved in 97 % ethanol. At the laboratory, the specimen was measured, photographed, and stored in the Reference Collection of Marine Organisms (Biology Department, Universidad del Valle, Cali, Colombia).

According to WoRMS (2020), the following is the current, valid, and accepted taxonomy for the specimen collected at Gorgona Island:

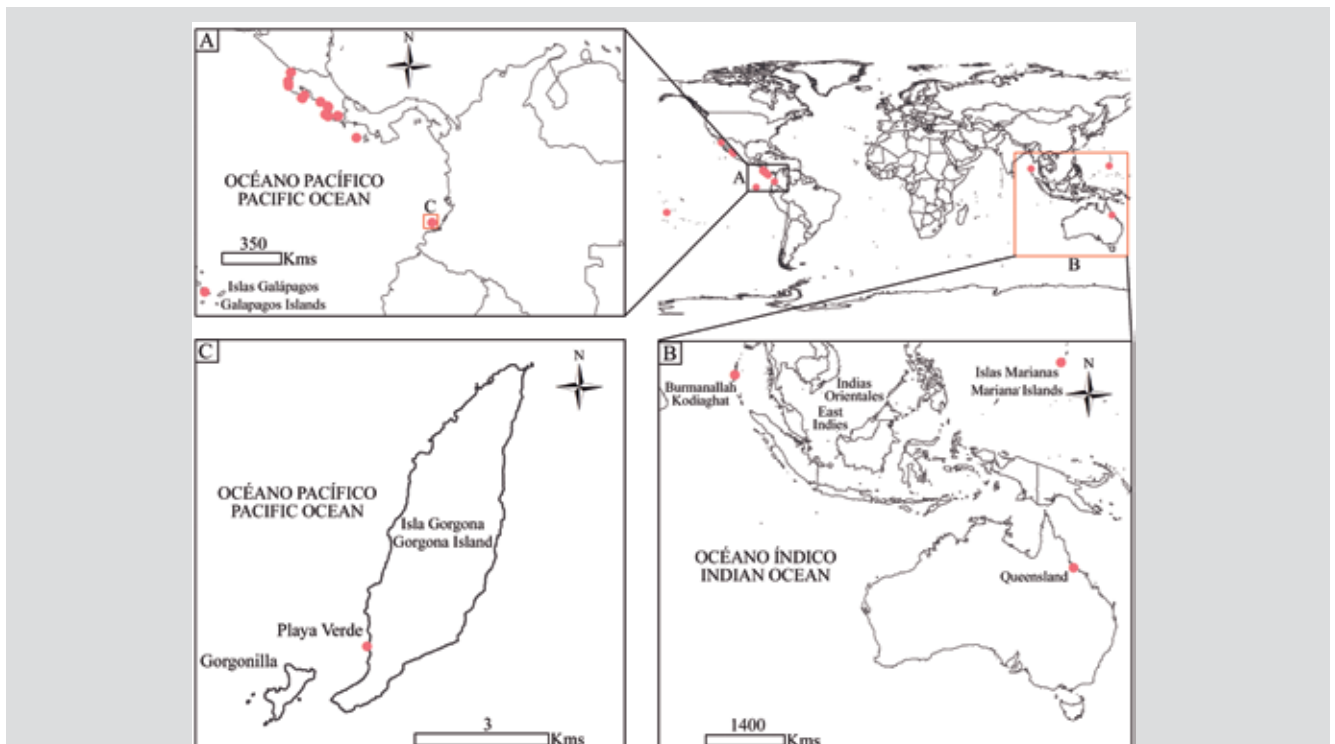


Figura 1. Localidades donde *Titiscania limacina* ha sido registrada, mostrando su distribución en el PTO (A), el Indo-Pacífico y el Pacífico Occidental (B) y el sitio en la isla Gorgona (C) sobre la costa Pacífica de Colombia. Datos de GBIF [<https://doi.org/10.15468/dl.6hgpgh>; Templado y Ortea (2001); Apte y Nerurkar (2016)].

Figure 1. Localities where *Titiscania limacina* has been recorded, showing its distribution in the TEP (A), the Indo-Pacific and West Pacific (B), and the site at Gorgona Island (C) on the Pacific coast of Colombia. Data from GBIF [<https://doi.org/10.15468/dl.6hgpgh>; Templado and Ortea (2001); Apte and Nerurkar (2016)].

De acuerdo con WoRMS (2020), la siguiente es la taxonomía actual, válida y aceptada del espécimen recolectado en la isla Gorgona:

Clase Gastropoda Cuvier, 1795

Subclase Neritimorpha Golikov & Starobogatov, 1975

Orden Cycloneritida Frýda, 1998

Superfamilia Neritopsoidea Gray, 1847

Familia Neritopsidae Gray, 1847

Subfamilia Neritopsinae Gray, 1847

Género *Titiscania* Bergh, 1890

Especie *Titiscania limacina* Bergh, 1890

Aunque no se midió en el campo, el espécimen oscilaba entre 10 y 15 mm en longitud. Cuando se tocó, antes de recolectarlo, el espécimen destelló una serie de puntos blancos uniformemente espaciados a lo largo de líneas paralelas en su parte dorsal (notum), que se extendían desde casi cuatro quintos de la longitud del cuerpo desde la cabeza hasta la cola. Este comportamiento y el hecho de que el animal secretara una sustancia defensiva (no observado esta vez) desde los puntos blancos ha sido registrado con anterioridad (Templado and Ortea, 2001; Apte and Nerurkar, 2016).

La identificación del espécimen fue posible gracias a la fotografía en el cartel “Strange and unusual small molluscs from Madang”. El cartel salió de la expedición a Papua Niugini, liderada por el Dr. Philippe Bouchet del Museo Nacional de Historia Natural (París, Francia). Después de una corta comunicación, el Dr. Bouchet confirmó la identificación del espécimen recolectado en Gorgona como *Titiscania limacina*. La identificación fue reconfirmada siguiendo la descripción en Bergh (1890). En el laboratorio, el espécimen fijado midió 17 mm de largo (Figura 2). Este se incluyó en la colección con el número de registro CRM-UV:RMO2019-041.

Dado los números conocidos hasta el momento, el POT no es considerado como una región marina altamente biodiversa, al menos si se le compara con el Indo-Pacífico y el Atlántico Tropical Occidental (Bouchet *et al.*, 2016); sin embargo, su biodiversidad marina puede estar siendo subestimada debido a que los esfuerzos de investigación taxonómica son más bien débiles comparados con el Indo-Pacífico, por ejemplo. En Colombia, la costa Pacífica ha estado históricamente detrás de la costa Caribe en la investigación biológica. Las dificultades para el acceso (transporte limitado) y asuntos de seguridad pública son quizás las principales razones. Estas han impedido por años la investigación en la región, excepto en algunos lugares como isla Gorgona y

Class Gastropoda Cuvier, 1795

Subclass Neritimorpha Golikov & Starobogatov, 1975

Order Cycloneritida Frýda, 1998

Superfamily Neritopsoidea Gray, 1847

Family Neritopsidae Gray, 1847

Subfamily Neritopsinae Gray, 1847

Genus *Titiscania* Bergh, 1890

Species *Titiscania limacina* Bergh, 1890

In the field, although not measured, the specimen ranged from 10 to 15 mm in length. When touched, before collection, the specimen flashed a series of evenly spaced white dots along parallel lines on its back (notum), extending almost four-fifths of the length of the body from head to tail. This behavior and the fact that the animal secretes a defensive substance (not observed this time) from those dots have been reported elsewhere (Templado and Ortea, 2001; Apte and Nerurkar, 2016).

The identification of the specimen was possible thanks to a picture depicted in the poster: “Strange and unusual small molluscs from Madang”. The poster came from the Papua Niugini expedition, led by Dr. Philippe Bouchet from the Muséum National d’Histoire Naturelle (Paris, France). After a short communication, Dr. Bouchet confirmed the identification of the specimen collected at Gorgona as *Titiscania limacina*. The identification was reconfirmed following the description in Bergh (1890). At the laboratory, the fixed specimen measured 17 mm in length (Figure 2). It was included in the collection with the number CRM-UV:RMO2019-041.

Given the currently known figures, the TEP is not regarded as a highly biodiverse marine region, at least compared to the Indo-Pacific and the East and West Tropical Atlantic (Bouchet *et al.*, 2016); however, its marine biodiversity could be underestimated because the taxonomic research efforts are rather languid as compared, for example, to the Indo-Pacific. In Colombia, the Pacific coast has historically lagged behind the Caribbean coast in biological research. The difficulty in access (limited transportation) and issues of public security are perhaps the main reasons. These have hindered research in the region for years, except in few sites such as Gorgona Island and Malaga Bay, where scientists have been welcomed and have inventoried much of the biodiversity of well-known biological groups (e.g., fishes, mollusks, and echinoderms). However, even in these groups, new records of uncommon or cryptic species are

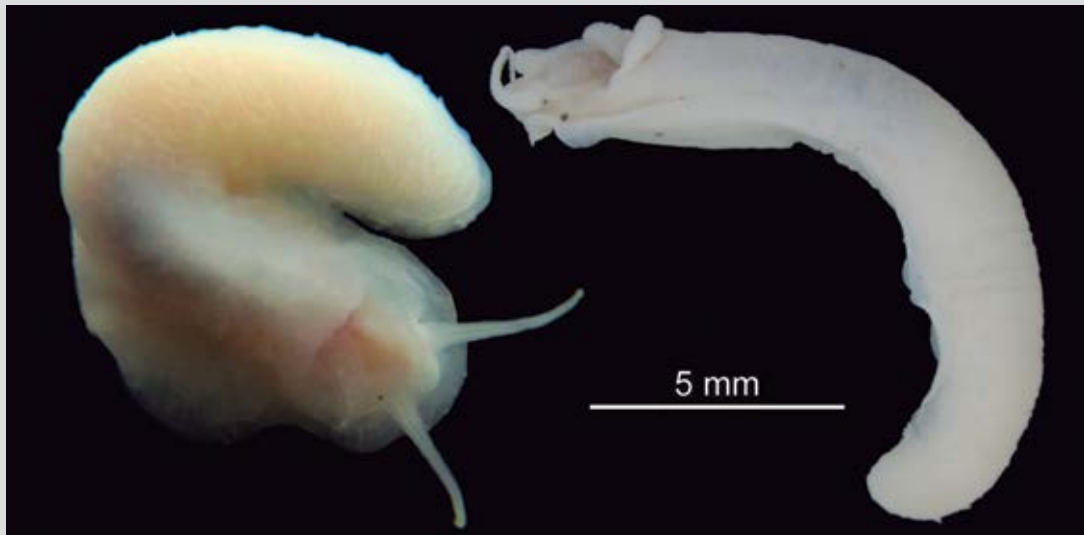


Figura 2. *Titiscania limacina* viva (izq.) y preservada (der.). Los tentáculos, ojos y branquia pueden verse fácilmente. La escala corresponde a la foto del animal preservado (©Laboratorio de Imágenes, Posgrado en Ciencias-Biología, Universidad del Valle, Ortega and Londoño-Cruz).

Figure 2. *Titiscania limacina* alive (left) and preserved (right). The tentacles, eyes, and gill are easily seen. Scale bar is for the picture of the preserved animal. Preserved specimen picture (©Laboratorio de Imágenes, Posgrado en Ciencias-Biología, Universidad del Valle, Ortega and Londoño-Cruz).

bahía Malaga, donde los científicos han sido bienvenidos y han hecho inventario de la biodiversidad de grupos biológicos bien conocidos (*v. g.* peces, moluscos y equinodermos). Sin embargo, incluso en estos grupos, nuevos registros de especies poco comunes o crípticas son registrados con frecuencia. López de Mesa y Cantera (2015) registraron 426 especies de moluscos, de las cuales 44 fueron nuevos registros. El registro de esta babosa marina es solo una pequeña contribución, pero datos recientes para el mismo o lugares similares (Valencia-Giraldo *et al.*, 2015; Muñoz and Londoño-Cruz, 2016; Londoño-Cruz *et al.*, 2018) dan esperanzas de obtener resultados interesantes y prometedores en los inventarios futuros sobre biodiversidad si se da más apoyo y se hacen esfuerzos en la investigación biológica a lo largo de la región.

Para concluir, este documento registra por primera vez la presencia de *T. limacina* en la costa Pacífica de Colombia, específicamente en el ecosistema rocoso de la isla Gorgona. Esto llena un vacío en la distribución de esta babosa marina en el POT y confirma su presencia en todos los países que forman parte del corredor marino del POT.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece al Dr. Philippe Bouchet por su ayuda en la identificación de la especie. Al personal del Parque Nacional Natural Gorgona, particularmente a Ximena Zorrilla, Luis Payán y Hector “Chirimías” González, que dieron apoyo logístico. A los biólogos María Fernanda Cardona-Gutiérrez y

often reported. López de Mesa and Cantera (2015) reported 426 species of mollusks of which 44 were new records. The report of this sea-slug is just a small contribution, but the recent similar results for the same or similar sites (Valencia-Giraldo *et al.*, 2015; Muñoz and Londoño-Cruz, 2016; Londoño-Cruz *et al.*, 2018) rise hope for promising and interesting results in the biodiversity inventories to come, if more effort and support are put into biological research across the region.

To conclude, this paper reports for the first time the presence of *T. limacina* on the Pacific coast of Colombia, specifically in the rocky ecosystem of Gorgona Island. This fills a gap in the distribution of this sea-slug in the TEP and confirms its presence in all the countries that are part of the TEP Marine Corridor.

ACKNOWLEDGMENTS

The author wants to thank Dr. Philippe Bouchet for his help in species identification. The personnel at Gorgona National Natural Park, particularly Ximena Zorrilla, Luis Payán, and Hector “Chirimías” González, provided logistic support. Biologists María Fernanda Cardona-Gutiérrez and Kevin Mendoza aided during fieldwork. Juan Carlos Mejía prepared the distribution map (Figure 1), Juan Felipe Ortega photographed the preserved animal, and Dr. Jaime Cantera provided literature and red the first draft. Permit 178 of the National Natural Parks of Colombia (Ministry

Kevin Mendoza, que ayudaron durante el trabajo de campo. Juan Carlos Mejía preparó el mapa de distribución (Figura 1), Juan Felipe Ortega fotografió el animal preservado y el Dr. Jaime Cantera aportó literatura y leyó el primer borrador. El permiso 178 de Parques Nacionales Naturales de Colombia (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible) permitió la recolección del espécimen. Contribución 15 del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología (Incimar) de la Universidad del Valle.

of Environment and Sustainable Development) allowed the collection of the specimen. Contribution 15 from the Universidad del Valle's Institute of Marine Sciences and Limnology (Incimar).

BIBLIOGRAFÍA/LITERATURE CITED

- Appeltans, W., Ah Yong, S.T., Anderson, G., Angel, M.V., Artous, T., Bailly, N., *et al.* 2012. The magnitude of global marine species diversity. *Curr Biol.*, 22(23): 2189-202. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2012.09.036>
- Apte, D. and S. Nerurkar. 2016. First record of *Titiscania limacina* Bergh, 1890 (Mollusca: Gastropoda) from India. *J. Bombay Nat. Hist. Soc.*, 112(3): 22-25.
- Bergh, R. 1890. Die Titiscanien, eine Familie der rhipidoglossen Gastropoden. *Morpholog. Jahrb.*, 16: 1-26 + pl. 1-3.
- Bouchet, P. 2006. The magnitude of marine biodiversity. 31-64. In: Duarte, C.M. (Ed.). *The exploration of marine biodiversity: scientific and technological challenges*. Fundación BBVA, Bilbao. 158 p.
- Bouchet, P., S. Bary, V. Héros, and G. Marani. 2016. How many species of molluscs are there in the world's oceans, and who is going to describe them? 9-24. In: Héros, V., E. Strong, and P. Bouchet. (Eds). *Tropical Deep-Sea Benthos, (29)*. Mémoires du Muséum national d'Histoire naturelle, tome 208. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris. 463 p.
- Foggo, A., S.D. Rundle, and D.T. Bilton. 2003. The net result: evaluating species richness extrapolation techniques for littoral pond invertebrates. *Freshw Biol.*, 48: 1756-1764.
- GBIF Secretariat. 2019. *Titiscania limacina* Bergh, 1890 in GBIF Backbone Taxonomy. Checklist dataset <https://doi.org/10.15468/39omei> accessed via GBIF.org 2020-06-13.
- Londoño-Cruz, E., L.D. Obonaga, and M. Zucconi-Ramírez. 2018. First record of *Echinothrix calamaris* (Echinoidea: Diadematidae) in the Colombian Pacific. *Mar. Biodiv. Rec.*, 11(15). <https://doi.org/10.1186/s41200-018-0150-5>
- López de Mesa, L.A. and J. Cantera. 2015. Marine mollusks of Bahía Málaga, Colombia (Eastern Tropical Pacific). *Check List* 11(1): 1497. <http://dx.doi.org/10.15560/11.1.1497>
- Miloslavich, P., E. Klein, J.M. Díaz, C.E. Hernández, G. Bigatti, L. Campos, F. Artigas, J. Castillo, P.E. Penchaszadeh, P.E. Neill, A. Carranza, M.V. Retana, J.M. Díaz de Astarloa, M. Lewis, P. Yorio, M.L. Piriz, D. Rodríguez, Y. Yonshigue-Valentin, L. Gamboa, and A. Martín. 2011. Marine biodiversity in the Atlantic and Pacific coasts of South America: knowledge and gaps. *PLoS One*. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0014631>
- Mora, C., D.P. Tittensor, S. Adl, A.G.B. Simpson, and B. Worm. 2011. How many species are there on earth and in the ocean? *PLoS Biol.* <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001127>
- Muñoz, C.G. and E. Londoño-Cruz. 2016. First record of the irregular sea urchin *Lovenia cordiformis* (Echinodermata: Spatangoida: Loveniidae) in Colombia. *Mar. Biodiv. Rec.*, 9(67). <https://doi.org/10.1186/s41200-016-0022-9>
- South American Research Group on Coastal Ecosystems. 2012. Protocol and sampling design for marine diversity assessments for the South American Research Group on Coastal Ecosystems. *South Am. Res. Group Coast. Ecosyst.*, Caracas. 12 p. <http://dx.doi.org/10.25607/OBP-5>
- Tamsouri, N., L. Carmona, A. Moukrim, and J.L. Cervera. 2014. Description of a new species of *Piseinotecus* (Gastropoda, Heterobranchia, Piseinotecidae) from the northeastern Atlantic Ocean. *Bull. Mar. Sci.*, 90(4): 991-997. <http://dx.doi.org/10.5343/bms.2014.1019>
- Tan, K.S. and L.L. Liu. 2001. Description of a new species of *Thais* (Mollusca: Neogastropoda: Muricidae) from Taiwan, based on morphological and allozyme analyses. *Zool. Sci.*, 18: 1275-1289.
- Templado, L. and J. Ortea. 2001. The occurrence of the shell-less neritacean gastropod *Titiscania limacina* in the Galapagos Islands. *The Veliger*, 44(4): 404-406.
- Valencia-Giraldo, D., J.F. Lazarus, and E. Londoño-Cruz. 2015. New records of decapod species from Malpelo Island, Tropical Eastern Pacific. *Mar. Biodivers.* <https://doi.org/10.1007/s12526-015-0401-1>
- WoRMS. 2020. *Titiscania limacina* Bergh, 1890. <http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=532065>. 2020-06-28.



NOTA/NOTE

**Primer registro del pepino de mar garra de león
Euapta godeffroyi Semper, 1868 (Holothuroidea: Apodida:
Synaptidae) en la isla Gorgona, Pacífico colombiano**

**First record of the lion's paw sea-cucumber *Euapta godeffroyi* Semper, 1868
(Holothuroidea: Apodida: Synaptidae) in Gorgona Island, Colombian Pacific**

Edgardo Londoño-Cruz

 0000-0001-5762-9430

Grupo de Investigación en Ecosistemas Rocosos Intermareales y Submareales Someros (Lithos), Departamento de Biología, Universidad del Valle, Cali, Colombia. edgardo.londono@correounivalle.edu.co

RESUMEN

Los holotúridos corresponden a 20-25 % de todas las especies conocidas de equinodermos. En el Pacífico colombiano se han registrado 34 especies, de las cuales 11 lo han sido en la isla Gorgona. Este es el primer registro del pepino de mar garra de león *Euapta godeffroyi* en la isla. El espécimen fue recolectado mediante buceo autónomo en el submareal del parche coralino conocido localmente como El Arrecifito del Muelle, a una profundidad aproximada de 2 m. Tenía una longitud aproximada de 80 cm y entre 2 y 3 cm de diámetro. Los osículos de la pared del cuerpo corresponden básicamente a anclas y a placas de anclas; estas últimas presentan pequeñas ramificaciones en la base del eje central. El presente registro llena un vacío en la distribución de esta especie en el Pacífico Oriental Tropical.

PALABRAS CLAVE: distribución, arrecife de coral, biodiversidad, equinodermos

ABSTRACT

Holothurians correspond to 20-25 % of all known species of echinoderms. In the Colombian Pacific, 34 species have been recorded, of which 11 have been recorded on Gorgona Island. This is the first report of the lion's paw sea-cucumber *Euapta godeffroyi* on the island. The specimen was collected by scuba diving in the subtidal coralline patch known locally as El Arrecifito del Muelle, at a depth of approximately 2 m. It was about 80 cm long and between 2 and 3 cm in diameter. The ossicles of the body wall basically correspond to anchors and anchor plates; the latter have tiny ramifications at the base of the central axis. The present report fills a gap in the distribution of this species for the Tropical Eastern Pacific.

KEYWORDS: distribution, coral reef, biodiversity, echinoderms

Los equinodermos son miembros muy importantes de la comunidad bentónica. Son habitantes comunes de todos los tipos de ambientes marinos y pueden ser encontrados a todas las profundidades, siendo la fauna dominante de algunos ambientes (Borrero-Pérez *et al.*, 2012; Alvarado and Solís-Marín, 2013). El número de especies vivas en el filo Echinodermata está alrededor de 7000 dependiendo de la fuente: 7550 (Zhang, 2013), 6950 (Pawson, 2007) y 6828 (Roskov *et al.*, 2019). Dentro de este filo, los pepinos marinos (clase Holothuroidea) comprenden 20-25 % de todas las especies aceptadas, lo que los convierte en la tercera clase con más riqueza (Figura 1). Existen 124 especies de equinodermos registrados para la costa del Pacífico colombiano (Benavides-Serrato *et al.*, 2013), de los cuales 34 (*i. e.* ~27 %) son holotúridos. Para la isla Gorgona, Neira y Cantera (2005) registraron un total de 39 especies de equinodermos, en los cuales había 11 especies de pepinos de mar (*i. e.* ~28 %). Estos números, comparados con los registros para el Caribe colombiano, son pálidos. Lo anterior puede deberse a un patrón real o a un menor esfuerzo de investigación en la costa Pacífica de Colombia. Recientemente, Muñoz y Londoño-Cruz (2016) y Londoño-Cruz *et al.* (2018) registraron la presencia de dos especies de equinoideos en la isla Gorgona, lo que incrementa el número de especies conocidas para esta área protegida a 41.

Dado lo anterior, es altamente probable que el número de especies de equinodermos y, especialmente, la de los pepinos de mar en el Pacífico colombiano sea más alto. Sin embargo, el poco esfuerzo puesto en la investigación de este grupo y la ausencia de especialistas, reflejado en inventarios incompletos y en la falta de literatura apropiada para la identificación de estos animales en el Pacífico colombiano, abre la oportunidad para descubrimientos (*e. g.* Borrero-Pérez y Vanegas-González, 2019) y nuevos registros. Este puede ser el caso de *Euapta godeffroyi*, una especie que, a pesar de ser común, no ha sido registrada oficialmente para el Parque Nacional Natural Gorgona. De ahí que este trabajo documente por primera vez la presencia del pepino de mar garra de león *E. godeffroyi* en la isla Gorgona y proporcione la primera localidad conocida y confirmada en la costa Pacífica de Colombia.

El espécimen fue recolectado manualmente con una red de buceo el 7 de marzo de 2011 alrededor de las 20 h a una profundidad aproximada de 2-3 m en el parche arrecifal localmente conocido como El Arrecifito del Muelle (2,9592° N, y 78,1447° W), en la isla Gorgona. Este parche, como todos los arrecifes en la isla, es dominado por corales del género *Pocillopora*. Después de la recolección, el pepino de mar fue puesto en una bandeja plástica con agua de mar para permitir

The echinoderms are very important members of bottom communities. They are common inhabitants of all sorts of marine environments and can be found at all depths, being the dominant fauna in some environments (Borrero-Pérez *et al.*, 2012; Alvarado and Solís-Marín, 2013). The number of living species in the phylum Echinodermata revolves around 7000 depending on the source: 7550 (Zhang, 2013), 6950 (Pawson, 2007), and 6828 (Roskov *et al.*, 2019). Within this phylum, the sea-cucumbers (class Holothuroidea) comprise 20-25% of all accepted species, becoming the third richest class (Figure 1). There are 124 echinoderm species reported for the Pacific coast of Colombia (Benavides-Serrato *et al.*, 2013), of which 34 (*i.e.* ~27%) are holothurians. For Gorgona Island, Neira and Cantera (2005) reported a total of 39 species of echinoderms, in which there were 11 species of sea-cucumbers (*i.e.* ~28%). These numbers, as compared to the reports for the Colombian Caribbean, are pale. It can be due to a real pattern or to less research effort on the Pacific coast of Colombia. Recently, Muñoz and Londoño-Cruz (2016) and Londoño-Cruz *et al.* (2018) reported the presence of two species of echinoids in Gorgona Island, increasing the number of known species to 41 for this protected area.

Given the above, it is highly probable that the number of species of echinoderms and especially that of sea-cucumbers in the Colombian Pacific is higher. However, the little effort put in researching this group and the lack of specialists reflects in incomplete inventories and the absence of appropriate literature for the identification of these animals in the Colombian Pacific, opening the opportunity for discoveries (*e.g.* Borrero-Pérez and Vanegas-González, 2019) and new reports. This might be the case of *Euapta godeffroyi*, a species that albeit being common, has not been officially reported in the Gorgona National Natural Park. Hence, this paper documents for the first time the presence of the lion's paw sea-cucumber *E. godeffroyi* in Gorgona Island and gives the first known and confirmed locality in the Pacific coast of Colombia.

The specimen was collected manually using a diving net, on March 7, 2011, around 20 h at a depth of approximately 2-3 m in the patch reef locally known as El Arrecifito del Muelle (2,9592° N, and 78,1447° W) in Gorgona Island. This patch, like all the reefs in the Island, is dominated by corals of the genus *Pocillopora*. After collection, the sea-cucumber was placed on a plastic tray filled with seawater to allow it to relax and die; subsequently, it was fixed in 70 % ethanol. The specimen was deposited and

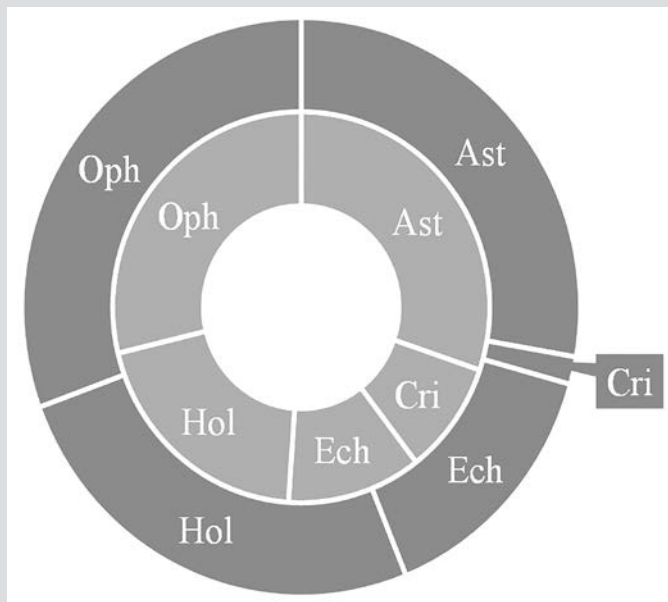


Figura 1. Proporción de riqueza de especies entre las diferentes clases de equiodermos (Ast: Asterozoa, Cri: Crinozoa, Ech: Echinozoa, Hol: Holotherozoa y Oph: Ophiurozoa), de acuerdo con Roskov *et al.* (2019) [anillo externo] y Pawson (2007) [anillo interno].

Figure 1. Proportion of species richness between the different classes of echinoderms (Ast: Asterozoa, Cri: Crinozoa, Ech: Echinozoa, Hol: Holotherozoa, and Oph: Ophiurozoa), according to Roskov *et al.* (2019) [outer ring] and Pawson (2007) [inner ring].

que se relajara y muriera; posteriormente, fue fijado en etanol al 70 %. El espécimen fue depositado y rotulado con el código CRE11003 en la Colección de Referencia de Biología Marina (Departamento de Biología, Universidad del Valle, Cali, Colombia).

Se compararon fotografías de campo de otros especímenes de la misma especie y la anatomía externa del individuo recolectado con registros y fotografías en guías de campo (Brusca, 1980; Kerstitch and Bertsch, 2007), registros regionales (Granja-Fernández *et al.*, 2013) y la descripción original (Semper, 1868). En adición, se tomaron muestras de tejido y se trataron con hipoclorito de sodio (NaOCl) para digerir el tejido blando y liberar los osículos, los cuales fueron montados, observados y fotografiados bajo microscopía de luz (10 y 40X).

De acuerdo con WoRMS (2020), la siguiente es la taxonomía actual, válida y aceptada del espécimen recolectado en la isla Gorgona:

Filo Echinodermata Bruguière, 1791 [ex Klein, 1734]

Subfilo Echinozoa Haeckel, 1895

Clase Holotherozoa Selenka, 1867

Orden Apodida Brandt, 1835

Familia Synaptidae Burmeister, 1837

tagged with the code CRE11003 in the Reference Collection of Marine Biology (Biology Department, Universidad del Valle, Cali, Colombia).

Field photographs of other specimens of this species and the external anatomy of the collected individual were compared with reports and photographs in field guides (Brusca, 1980; Kerstitch and Bertsch, 2007), regional reports (Granja-Fernández *et al.*, 2013), and the original description (Semper, 1868). Also, tissue samples were taken and treated with sodium hypochlorite (NaOCl) to digest the soft tissue and free the ossicles, which were mounted, observed, and photographed under light microscopy (10 and 40X).

According to WoRMS (2020), the following is the current, valid, and accepted taxonomy for the specimen collected at Gorgona Island:

Phylum Echinodermata Bruguière, 1791 [ex Klein, 1734]

Subphylum Echinozoa Haeckel, 1895

Class Holotherozoa Selenka, 1867

Order Apodida Brandt, 1835

Family Synaptidae Burmeister, 1837

Genus *Euapta* Östergren, 1898

Species *Euapta godeffroyi* (Semper, 1868)

Género *Euapta* Östergren, 1898

Especie *Euapta godeffroyi* (Semper, 1868)

Tamaño: aproximadamente 80 cm de longitud y entre 2 y 3 cm de diámetro.

Hábitat: fondo de arena y cascajo coralino junto a parche coralino de *Pocillopora* sp.

Localidad y sitio de colecta: Parque Nacional Natural Gorgona, El Arrecifito del Muelle.

El espécimen recolectado (junto con los observados en campo) mostró el color típico y el patrón de coloración registrado por otros autores (Semper, 1868; Granja-Fernández *et al.*, 2013): cuerpo gris-pardusco con dos líneas amarillas visibles y un centro pardo sobre la región dorsal (Figura 2A). Esas líneas se extienden desde la región oral, donde están más intensamente coloreadas, hasta la parte aboral. Parece, sin embargo, que la intensidad de la coloración es variable en el nivel intraespecífico. Los tentáculos, que son usados para la alimentación, son de color cremoso y pinnados. Bajo condiciones de estrés o peligro, se retraen en el cuerpo (Figura 2B y 2C). El cuerpo de *E. godeffroyi* es extremadamente blando y flexible, lo que le permite contraer o expandir su longitud y diámetro varias veces. De acuerdo con Brusca (1980), un espécimen de alrededor de 30 cm de longitud puede alcanzar 120 cm cuando está completamente relajado y extendido. Finalmente, la superficie del cuerpo presenta varias hileras de formaciones en forma de bolsas, dando la apariencia de una mazorca (Figura 2).

Los componentes esqueléticos de la pared del cuerpo son principalmente osículos con forma de ancla y pequeñas ramificaciones en la base del eje central y osículos con forma de placa, grandes perforaciones (Figura 3A, 3B y 3C) y gránulos miliarios. Estos tipos de osículos ya han sido registrados en diferentes especies de la familia Synaptidae (Hendler *et al.*, 1995; Borrero-Pérez *et al.*, 2012). Dos tipos de osículos más fueron observados: uno con forma de ancla y extremos suaves y agudos (una etapa temprana de las anclas) y otro con forma de varilla y extremos bifurcados arborescentes (Figura 3D y 3E). Es importante anotar que las anclas (completamente desarrolladas o en estadios tempranos) y las placas estaban presentes tanto en la pared del cuerpo como en los tentáculos mientras que las varillas solo fueron observadas en los tentáculos orales. Estos últimos osículos, hasta donde se sabe, no han sido registrados antes para esta especie.

Euapta godeffroyi ha sido registrada en el océano Índico (Tanzania, Comoras, Aldabra, Madagascar,

Size: Approximately 80 cm long and between 2 to 3 cm in diameter.

Habitat: sandy-coral rubble bottom next to a coral patch of *Pocillopora* spp.

Locality and site of collection: Gorgona National Natural Park, El Arrecifito del Muelle.

The collected specimen (along with those observed in the field) showed the typical color and coloration pattern reported elsewhere (Semper, 1868; Granja-Fernández *et al.*, 2013): greyish-brownish body with two visible yellow lines and a brown center on the dorsal region (Figure 2A). Those lines extend from the oral, where they are more intensely colored, to the aboral part. It seems, however, that the coloration intensity is variable at the intraspecific level. The tentacles, which are used for feeding, are creamy in color and pinnated. Under conditions of stress or danger, they are retracted into the body (Figure 2B and 2C). *Euapta godeffroyi*'s body is extremely soft and flexible, which allows to shrink or extend its length and diameter several times. According to Brusca (1980), a specimen of around 30 cm in length, may reach up to 120 cm long when fully relaxed and extended. Finally, the body surface presents several rows of pouches-like formations, giving the appearance of corn (Figure 2).

The skeletal components of the body wall are mainly anchors with tiny ramifications at the base of the central axis and anchor plates with big perforations (Figure 3A, 3B, and 3C) and miliary granules. These types of ossicles have been already reported in different species of the family Synaptidae (Hendler *et al.*, 1995; Borrero-Pérez *et al.*, 2012). Two more types of ossicles were observed: one anchor-shaped with a smooth and pointing end (an early stage of the anchors) and another rod-shaped with forked branched ends (Figure 3D and 3E). It is important to note that anchors (either fully developed or in early stages) and plates were present in both the body wall and the tentacles while the rods were only observed in the oral tentacles. These last ossicles, as far as I know, have not been reported before for this species.

Euapta godeffroyi has been reported from the Indian Ocean (Tanzania, Comores, Aldabra, Madagascar, Seychelles, Republic of Mauritius, Mascarene Basin, and South Africa), the Red Sea (west coast of the Arabian Peninsula), the Central American Pacific Ocean (Panama and Costa Rica) (WoRMS, 2020), the Gulf of California (Mexico) (Kerstitch and Bertsch, 2007) and other localities

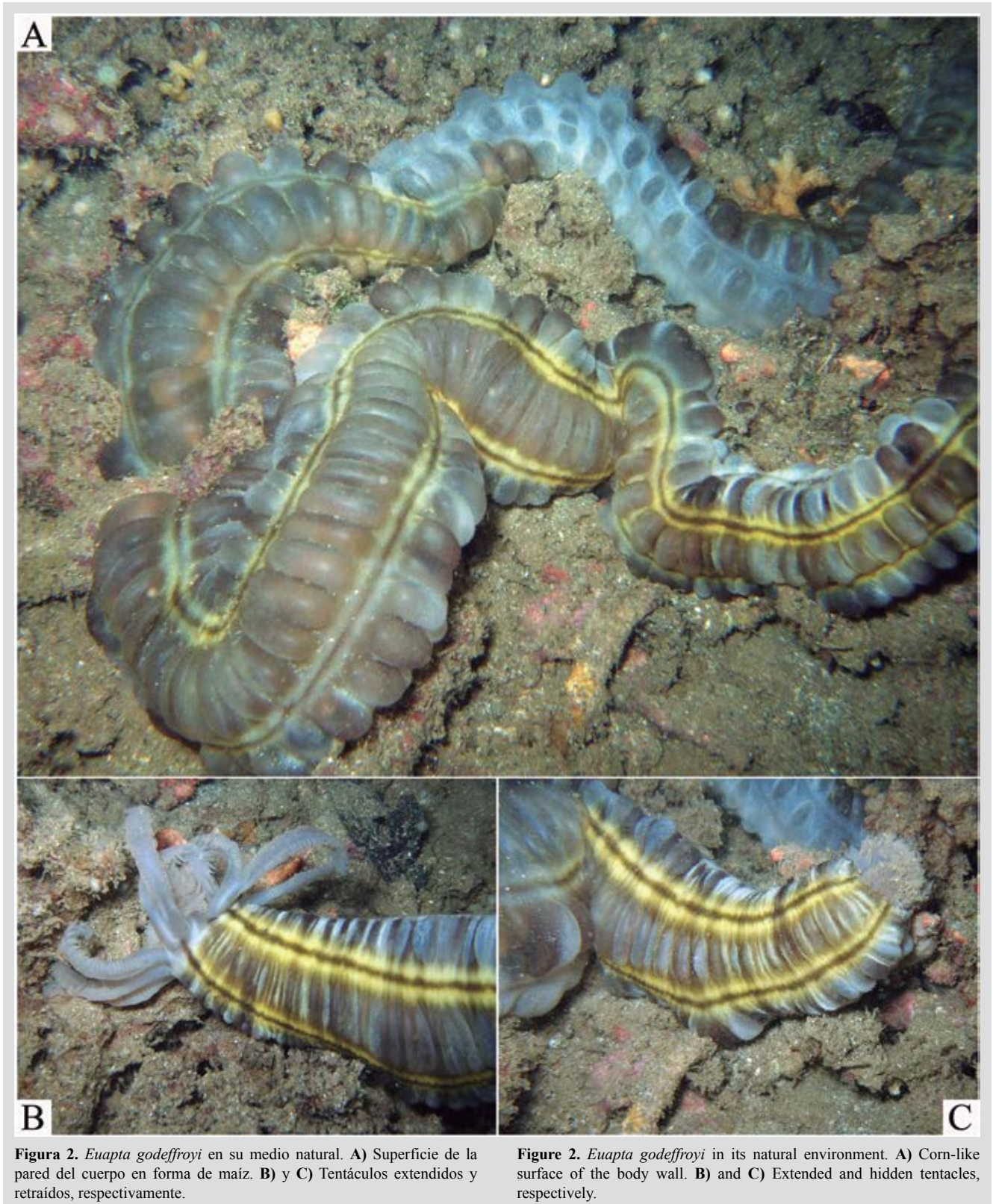


Figura 2. *Euapta godeffroyi* en su medio natural. **A)** Superficie de la pared del cuerpo en forma de maíz. **B)** y **C)** Tentáculos extendidos y retraídos, respectivamente.

Figure 2. *Euapta godeffroyi* in its natural environment. **A)** Corn-like surface of the body wall. **B)** and **C)** Extended and hidden tentacles, respectively.

Seychelles, Mauricio, la cuenca de Mascarene y Suráfrica), el mar Rojo (la costa oeste de la península Arábiga), el océano Pacífico centroamericano (Panamá y Costa Rica)

along the Tropical Eastern Pacific (Granja-Fernández *et al.*, 2013). It has also been reported from the Galápagos Islands (Ecuador) (Solís-Marín *et al.*, 2013). In Colombia,

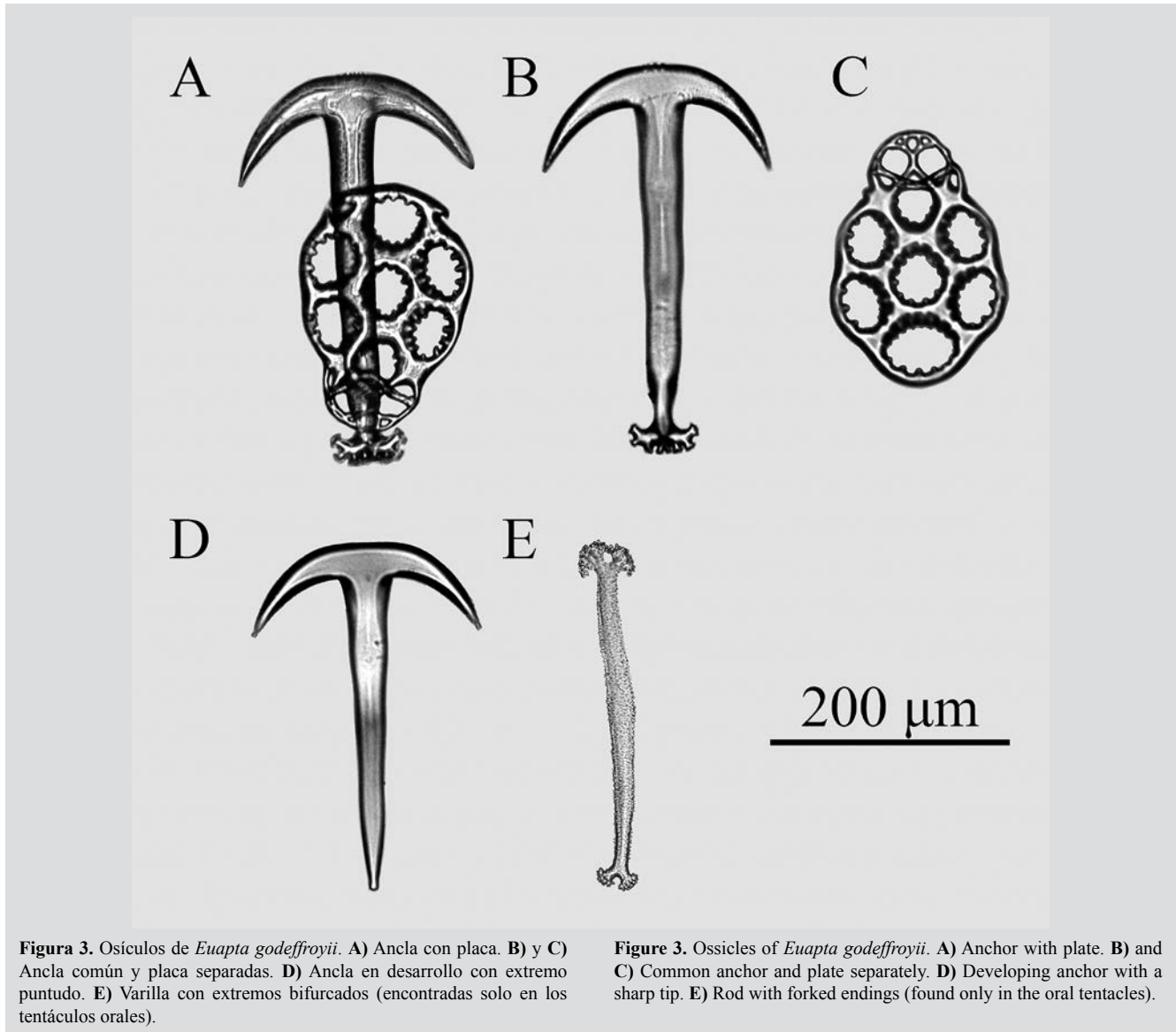


Figura 3. Osículos de *Euapta godeffroyi*. **A)** Ancla con placa. **B)** y **C)** Ancla común y placa separadas. **D)** Ancla en desarrollo con extremo puntudo. **E)** Varilla con extremos bifurcados (encontradas solo en los tentáculos orales).

Figure 3. Ossicles of *Euapta godeffroyi*. **A)** Anchor with plate. **B)** and **C)** Common anchor and plate separately. **D)** Developing anchor with a sharp tip. **E)** Rod with forked endings (found only in the oral tentacles).

(WoRMS, 2020), el golfo de California (México) (Kerstitch and Bertsch, 2007) y otras localidades a lo largo del Pacífico Oriental Tropical (Granja-Fernández *et al.*, 2013). También ha sido registrado en las islas Galápagos (Ecuador) (Solís-Marín *et al.*, 2013). En Colombia, Benavides-Serrato *et al.* (2013) registran la presencia de esta especie, pero no dan ninguna referencia sobre la localidad o la fuente de información. Neira y Cantera (2005) registran 11 especies de holotúridos en la isla Gorgona, sin hacer ninguna referencia a *E. godeffroyi*. Benavides-Serrato *et al.* (2013) también registraron 11 especies de pepinos de mar para la misma localidad, de forma que es altamente probable que el registro no sea de la isla Gorgona. Otros autores que han trabajado con los equinodermos del Pacífico colombiano (*e.g.* Neira *et al.*, 1992; Cohen-Rengifo *et al.*, 2009) tampoco

Benavides-Serrato *et al.* (2013) report the presence of this species, but they do not give any reference as to the locality or the source of information. Neira and Cantera (2005) report 11 species of holothurids on Gorgona Island, without making any reference to *E. godeffroyi*. Benavides-Serrato *et al.* (2013) also reported 11 species of sea-cucumbers for the same locality, so it is highly probable that the record is not from Gorgona Island. Other authors that have worked with the echinoderms of the Colombian Pacific (*e.g.* Neira *et al.*, 1992; Cohen-Rengifo *et al.*, 2009) have not reported this species either. Given the above, this is the first official record of *E. godeffroyi* in Gorgona Island and, perhaps, the first confirmed and documented in the Colombian Pacific, which fills a gap in the distribution of this species in the Eastern Tropical Pacific.



han registrado esta especie. Dado lo anterior, este es el primer registro oficial de *E. godeffroyi* en la isla Gorgona y, quizás, el primero confirmado y documentado en el Pacífico colombiano, lo cual llena un vacío en la distribución de esta especie en el Pacífico Oriental Tropical.

Las primeras observaciones de *E. godeffroyi* en la isla Gorgona fueron en el año 1997 cuando un grupo de investigadores trabajó sobre el proceso de bioerosión en el arrecife de Playa Blanca. Más recientemente, esta especie fue vista en fondos de arena y cascajo coralino de parches arrecifales (El Muelle) y arrecifes de borde (La Azufrada y Playa Blanca), durante buceos nocturnos. *E. godeffroyi* es activo en la noche cuando sale de su refugio para alimentarse. Este comportamiento ha sido registrado por otros autores (Brusca, 1980; Kerstitch and Bertsch, 2007; Granja-Fernández *et al.*, 2013). Durante el día, normalmente está escondido en grietas o bajo la matriz arrecifal, presumiblemente para protegerse. Al menos en la isla Gorgona, nunca ha sido visto exponiéndose durante el día. Este pepino muestra reacciones variadas cuando se perturba: usualmente se encoje, pero, si es manipulado, puede extenderse significativamente. El espécimen recolectado se estaba alimentando con cascajo coralino y colonias sueltas de *Pocillopora* sp.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece profundamente al Dr. Ranulfo González y a la bióloga Lina María Prieto-Martínez por su invaluable ayuda con las fotos de los osículos. El espécimen fue recolectado mientras se realizaba trabajo de campo asociado al proyecto “Evaluación del estado actual de los objetos de conservación faunísticos en isla Gorgona: una aproximación holística a la valoración ecológica del PNN Gorgona”, financiado por Conservación Internacional y el Fondo para la Acción Ambiental y la Niñez. Contribución 16 del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología (Incimar) de la Universidad del Valle.

The first sightings of *E. godeffroyi* at Gorgona Island were in 1997 when a group of researchers was working on the bioerosion process at Playa Blanca reef. More recently, this species was seen on coral rubble-sandy bottoms of reef patches (El Muelle) and fringing reefs (La Azufrada and Playa Blanca) during night dives. *Euapta godeffroyi* is active at night when it goes out from cover to feed. This behavior has been reported elsewhere (Brusca, 1980; Kerstitch and Bertsch, 2007; Granja-Fernández *et al.*, 2013). During the daytime, it is normally hidden in crevices or under the reef matrix, presumably for protection. At least, in Gorgona Island, it has never been observed exposed during the daytime. This sea-cucumber shows several different reactions when disturbed, usually, it shrinks, but if handled, it can extend significantly. The collected specimen was feeding between coral rubble and loosely dispersed *Pocillopora* sp. coral colonies.

ACKNOWLEDGMENTS

The author is deeply indebted to Dr. Ranulfo González and the biologist Lina María Prieto-Martínez for their invaluable help with the ossicles pictures. The specimen was collected while in a sampling trip of the research project “Evaluación del estado actual de los objetos de conservación faunísticos en Isla Gorgona: una aproximación holística a la valoración ecológica del PNN Gorgona” funded by Conservation International and Fondo para la Acción Ambiental y la Niñez. Contribution 16 from the Universidad del Valle’s Institute of Marine Sciences and Limnology (Incimar).

BIBLIOGRAFÍA/LITERATURE CITED

- Alvarado, J.J. and F.A. Solís-Marín. 2013. Echinoderm research and diversity in Latin America. Berlin, Springer. 658 p.
- Benavides-Serrato, M., G.H. Borrero-Pérez, J.R. Cantera, M. Cohen-Rengifo, and R. Neira. 2013. Echinoderms of Colombia. 145-182. In: Alvarado, J.J. and F.A. Solís-Marín. (Eds.). Echinoderm research and diversity in Latin America. Berlin, Springer. 658 p.
- Borrero-Pérez, G.H., M. Benavides-Serrato y C.M. Díaz-Sánchez. 2012. Equinodermos del Caribe colombiano II: Echinoidea y Holothuroidea. Ser. Publ. Espec. Invemar, (30), 250 p.
- Brusca, R.C. 1980. Common invertebrates of the Gulf of California. 2nd Ed. Univ. Arizona, Tucson. 513 p.

- Cohen-Rengifo, M., S. Bessudo, and G. Soler. 2009. Echinoderms, Malpelo Fauna and Flora Sanctuary, Colombian Pacific: new reports and distributional issues. *CheckList*, 5(3):702-711.
- Granja-Fernández, R., V. Antonio-Pérez, and R.A. López-Pérez. 2013. *Euapta godeffroyi* (Holothuroidea: Synaptidae): filling the distribution gap between Mexico and Costa Rica, Eastern Tropical Pacific. *Hidrobiológica*, 23(1): 130-132.
- Hendler, G., J.E. Miller, D.L. Pawson, and K.M. Porter. 1995. Sea stars, sea urchins, and allies: echinoderms of Florida and the Caribbean. Smithsonian Inst. Press, Washington. 390 p.
- Kerstitch, A. and H. Bertsch. 2007. Sea of Cortez marine invertebrates. A guide for the Pacific coast, México to Perú. 2nd ed. Sea Challengers, Monterey, USA. 124 p.
- Londoño-Cruz, E., L.D. Obonaga, and M. Zucconi-Ramírez. 2018. First record of *Echinothrix calamaris* (Echinoidea: Diadematidae) in the Colombian Pacific. *Mar Biod. Rec.*, 11: 15. <https://doi.org/10.1186/s41200-018-0150-5>
- Muñoz, C.G. and E. Londoño-Cruz. 2016. First record of the irregular sea urchin *Lovenia cordiformis* (Echinodermata: Spatangoida: Loveniidae) in Colombia. *Mar Biod. Rec.*, 9: 67. <https://doi.org/10.1186/s41200-016-0022-9>.
- Neira, R. y J.R. Cantera. 2005. Composición taxonómica y distribución de las asociaciones de equinodermos en los ecosistemas litorales del Pacífico Colombiano. *Rev. Biol. Trop.*, 53(3): 195-206.
- Neira, R., P. Barba y R. Pardo. 1992. Equinodermos del Parque Nacional Natural Ensenada de Utria (Pacífico colombiano). *An. Inst. Invest. Mar. Punta Betín*, 21: 77-83.
- Pawson, D.L. 2007. Phylum Echinodermata. *Zootaxa*, 1668: 749-764.
- Roskov, Y., G. Ower, T. Orrell, D. Nicholson, N. Bailly, P.M. Kirk, T. Bourgoin, R.E. DeWalt, W. Decock, E. Nieukerken, J. van Zarcucci, and L. Penev (Eds.). 2019. Species 2000 & ITIS Catalogue of Life, 2019 Annual Checklist. <http://www.catalogueoflife.org/annual-checklist/2019>.
- Semper, C. 1868. Reisen im Archipel der Philippinen. Holothurien. 2. Wissenschaftliche Resultate. Verlag von Wilhelm Engelmann, Leipzig. 288 p.
- Solis-Marín F.A., J.J. Alvarado, M. Abreu-Pérez, O. Aguilera, J. Alió, J.J. Bacallado-Aránega, E. Barraza, M. Benavides-Serrato, *et al.* 2013. Appendix. 543-658. In: Alvarado, J.J. and F.A. Solis-Marín. (Eds.). Echinoderm research and diversity in Latin America. Springer-Verlag, Berlin. 658 p.
- WoRMS. 2020. *Euapta godeffroyi* (Semper, 1868). <http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=210968>. 2020-06-25.
- Zhang, Z.-Q. 2013. Animal biodiversity: an update of classification and diversity in 2013. In: Zhang, Z.-Q. (Ed.). Animal biodiversity: an outline of higher-level classification and survey of taxonomic richness (Addenda 2013). *Zootaxa*, 3703: 1-82.

RECIBIDO/RECEIVED: 21/07/2020

ACEPTADO/ACCEPTED: 28/09/2020





NOTA/NOTE

Primer registro del lenguado de Herre, *Aseraggodes herrei* (Pleuronectiformes: Soleidae), en la isla Malpelo, Pacífico colombiano

First record of the Herre's sole, *Aseraggodes herrei* (Pleuronectiformes: Soleidae), at Malpelo Island, Colombian Pacific

Melina Rodríguez-Moreno^{1,2*} y Diego F. Lozano-Cortés^{1,3}

 0000-0002-0979-0542

 0000-0002-7046-7955

1. Departamento de Biología, Universidad del Valle, Cali, Colombia. melinarodmo@gmail.com

2. Fundación Ecomares, Cali, Colombia.

3. Red Sea Research Center, Division of Biological and Environmental Science and Engineering, King Abdullah University of Science and Technology, Thuwal, Saudi Arabia. diegoflc@gmail.com

* Autora de correspondencia.

RESUMEN

A pesar de ser un género diverso con un total de 53 especies, *Aseraggodes* solo tiene registros confirmados de una especie en el Pacífico Oriental Tropical (POT). En esta nota se presenta el primer registro del lenguado de Herre, *A. herrei*, para Colombia, a partir de dos especímenes observados a 24 m de profundidad, en el costado oriental de la isla Malpelo. Ambos individuos estaban camuflados sobre sustrato de arena gruesa. Diferenciarlos del sustrato fue difícil, lo que podría explicar, junto con la poca disponibilidad de hábitat, por qué esta especie no había sido registrada previamente para la isla. Este registro amplía la distribución geográfica insular de *A. herrei* más allá de los archipiélagos de Galápagos y de Revillagigedo y de la isla del Coco en el POT. Además, resalta la importancia de las especies visualmente crípticas y estrechamente asociadas al bentos en los inventarios de riqueza íctica.

PALABRAS CLAVE: Colombia, diversidad de peces marinos, distribución geográfica, lenguado, Pacífico Oriental Tropical

ABSTRACT

Despite being a diverse genus with a total of 53 species worldwide, *Aseraggodes* has only one species record confirmed in the Tropical Eastern Pacific (TEP). In this short communication, we present the first record of the Herre's sole, *A. herrei*, for Colombia, from two specimens observed at a depth of 24 m on the east side of Malpelo Island. Both individuals were camouflaged on coarse sand substrate. Differentiating them from the bottom was difficult, which could explain, together with the low availability of habitat, why this species had not been previously recorded at Malpelo. This report broadens the insular geographic distribution of this species beyond the Galápagos and Revillagigedo archipelagos, as well as Cocos Island in the TEP, and highlights the importance of visually identifying cryptic benthic species in ichthyofaunal inventories.

KEYWORDS: Colombia, marine fish diversity, geographic distribution, flatfish, Tropical Eastern Pacific

El lenguado de Herre (lenguado reticulado) es un pez endémico del Pacífico Oriental Tropical (POT) que se ha registrado para el archipiélago de Revillagigedos (México) y el de Galápagos (Ecuador) y para la isla del Coco (Costa Rica). En abril de 2012 se observaron dos especímenes de *Aseraggodes herrei* en el fondo arenoso de un arrecife de coral (El Arrecife) en la isla Malpelo mientras se hacían estudios sobre peces damisela. Los especímenes fueron fotografiados en condiciones de poca luz y junto a ellos se colocó una regla para medir su tamaño (Figura 1). Este registro amplía el rango geográfico y la distribución insular de esta especie en el POT.

Aseraggodes herrei es un pez plano que habita en aguas someras, presumiblemente hasta 75 m. Se conoce a partir de unos pocos especímenes recolectados en lugares geográficos separados en el POT (Seale, 1940; Bussing y López, 2005; Robertson y Allen, 2015). Su descripción se llevó a cabo a partir de un ejemplar recolectado en la isla Charles (Galápagos) durante las expediciones de Allan Hancock (Seale, 1940). Esta especie se ha registrado solo en áreas marinas protegidas en el POT y no tiene valor comercial para las pesquerías (Krupp, 1995). Hasta la fecha, existen datos deficientes para evaluar el estado de sus poblaciones (Nielsen *et al.*, 2010).

El Santuario de Flora y Fauna Malpelo (4° 0' N, 81° 36,5' W) está situado a 380 km hacia el occidente de la costa continental del Pacífico colombiano. La isla emerge de una montaña volcánica submarina (cresta de Malpelo) y a su alrededor predominan paredes verticales rocosas (Stead, 1975). El Arrecife es la formación coralina más grande y desarrollada de Malpelo y se encuentra en el costado oriental (Zapata y Vargas-Ángel, 2003). Hay corales entre 4 m y 30 m de profundidad y su superficie es de 2,34 ha (Chasqui y Zapata, 2007). Existe un patrón de zonificación con corales ramificados (*Pocillopora capitata*) que dominan la parte somera y corales masivos que dominan sustratos más profundos (Birkeland *et al.*, 1975; Zapata y Vargas-Ángel, 2003). La zona profunda del arrecife tiene una franja de escombros de coral y arena hacia el sur y otra hacia el norte, lo que divide esta zona profunda en dos sectores con diferentes agregaciones coralinas (Sánchez *et al.*, 2019).

Los dos especímenes de *A. herrei* fueron encontrados a 24 m en un fondo arenoso en el extremo norte de El Arrecife (Figura 1A), cerca de rocas y colonias de *Gardineroseris planulata*. Ambos individuos estaban camuflados con el color del fondo y su reacción a la proximidad de los buzos fue enterrarse en la arena. Un

The Herre's sole (reticulated sole) is a Tropical Eastern Pacific (TEP) endemic fish that has been reported for Revillagigedos (Mexico) and Galapagos (Ecuador) archipelagos, and Cocos island (Costa Rica). In April 2012, two specimens of *Aseraggodes herrei* were observed on a sandy bottom of a coral reef (El Arrecife) at Malpelo Island while undertaking surveys on damselfishes. The specimens were photographed under low light conditions and a ruler was placed next to them for scale purposes (Figure 1). This record extends its geographic range and insular occupancy in the TEP.

Aseraggodes herrei is a flatfish that inhabits shallow waters, presumably up to 75 m. It is known from few specimens collected in separated geographic locations in the TEP (Seale, 1940; Bussing and López, 2005; Robertson and Allen, 2015). Its description was carried out based on one specimen collected in Charles Island (Galápagos) during the Allan Hancock expeditions (Seale, 1940). This species has been recorded only within marine protected areas in the TEP, and it does not have a value for fisheries (Krupp, 1995). To date, there is deficient data to evaluate its population status (Nielsen *et al.*, 2010).

The Malpelo Flora and Fauna Sanctuary (4° 0' N, 81° 36.5' W) is located 380 km to the west of the mainland coast in the Colombian Pacific. The island emerges from a volcanic submarine mountain (Malpelo Ridge) and vertical rock walls predominate around it (Stead, 1975). El Arrecife is the largest and most developed coral formation at Malpelo and is located on its east coast (Zapata and Vargas-Ángel, 2003). There are corals between 4 m and 30 m depth and its area is 2.34 ha (Chasqui and Zapata, 2007). There is a zonation pattern with branching corals (*Pocillopora capitata*) dominating in the shallow and massive corals in deeper substrates (Birkeland *et al.*, 1975, Zapata and Vargas-Ángel, 2003). The deep zone of the reef has a strip of coral rubble and sand to the south, and another to the north, which divides this deep zone into two sectors with different coral aggregations (Sánchez *et al.*, 2019).

The two specimens of *A. herrei* were found at 24 m in a sandy bottom in the north end of El Arrecife (Figure 1A), close to boulders and colonies of *Gardineroseris planulata*. Both individuals were camouflaged with the color of the bottom and their reaction to divers' proximity was burying themselves into the sand. One individual was photographed complete before it escaped (Figure 1b). The digital image of the specimen was used to measure its



Figura 1. *Aseraggodes herrei* sobre fondo arenoso en la isla Malpelo. **A)** Fotografía submarina de dos ejemplares observados. **B)** Vista general del ejemplar utilizado para las mediciones del cuerpo. **C)** Detalles de la parte anterior del lenguado que muestran la aleta caudal en la parte izquierda del cuerpo, papilas a lo largo del borde de la cabeza y la fosa nasal anterior tubular.

Figure 1. *Aseraggodes herrei* on sandy bottom at Malpelo Island. **A)** Underwater photography of two specimen sighted. **B)** General view of the specimen used for body measurements. **C)** Details of the anterior part of the sole showing the caudal fin on the left side of the body, papillae along the edge of the head, and the tubular anterior nostril.

individuo fue fotografiado completo antes de que escapara (Figura 1B). La imagen digital del espécimen se utilizó para medir su longitud total (TL), su longitud estándar (SL) y la profundidad del cuerpo (BD), con ayuda del *software* ImageJ (Schneider *et al.*, 2012). El espécimen tenía TL = 59,9 mm, ST = 53,8 mm y BD = 22,1 mm (Figura 1B). El patrón de color era irregular con manchas blancas, marrón claro y marrón oscuro, las cuales coincidían con el fondo arenoso. Las aletas dorsales y anales seguían un patrón de color similar y tenían algunos radios con rayas marrón oscuro y blanquecinas. La aleta caudal mostraba rayas irregulares de color marrón oscuro, marrón claro y blanco. El cuerpo tenía forma ovalada y estaba fuertemente comprimido, y la cabeza era redondeada (Figura 1A y 1B). Ambos ojos estaban en el lado derecho y los separaba un espacio estrecho. Una de las dos fosas nasales (anterior) era tubular y no excedía la altura de los ojos (Figura 1C). La línea lateral era completa y recta a lo largo del cuerpo. La aleta caudal no estaba conectada a las aletas dorsal y anal. La aleta pélvica, que se observa apuntando hacia adelante y de color blanco con dos manchas marrones en la Figura 1C, se encontraba en el lado izquierdo de la cabeza. Esto demuestra que se trata de un pez plano del lado derecho, una característica común de la familia Soleidae. En la Figura 1C también se observa una franja característica de papilas alrededor del margen de la cabeza, visible a modo de proyecciones blancas delgadas y alargadas en la parte frontal de la cabeza. Estos caracteres visuales coincidieron con los caracteres registrados para el género (Randall *et al.*, 2013) y la especie (Seale, 1940; Robertson y Allen, 2015), aunque no se pudieron tomar datos merísticos.

Se sabe poco sobre la biología y la ecología de *A. herrei*. Su hábitat preferido es el fondo blando, compuesto de arena y escombros de coral (Robertson *et al.*, 2015). La disponibilidad de este hábitat en Malpelo, en aguas poco profundas, es limitada, ya que la isla está rodeada predominantemente por paredes rocosas escarpadas. Debido a su naturaleza rocosa, cantos rodados sueltos dominan las terrazas poco profundas que se encuentran en la isla (Stead, 1975; Niño *et al.*, 2019), aunque algunos parches y franjas de arena se encuentran a unos 30 m de profundidad (Chasqui y Zapata, 2007; Sánchez *et al.*, 2019). Las plataformas más profundas de Malpelo (100 a 150 m de profundidad) (Stead, 1975; Niño *et al.*, 2019), donde se podrían encontrar hábitats adecuados para el lenguado de Herre y otros peces bentónicos, están inexploradas y han sido poco estudiadas. Se necesitan más investigaciones no

Total Length (TL), its Standard Length (SL) and the Body Depth (BD) with the help of ImageJ software (Schneider *et al.*, 2012). The specimen had TL = 59.9 mm, ST = 53.8 mm and BD = 22.1 mm (Figure 1B). The color pattern was irregular with white, light and dark brown blotches, which matched with the sandy bottom. Dorsal and anal fins followed a similar color pattern and had some dark brown and whitish striped rays. Caudal fin showed dark brown, light brown and white irregular thin stripes. The body was oval-shaped and strongly compressed, and the head was rounded (Figure 1A and 1B). Both eyes were on the right side, separated by a narrow space. One of the two nostrils (anterior) was tubular, not exceeding the eyes height (Figure 1C). The lateral line was complete and straight along the body. The caudal fin was not connected to the dorsal and anal fins. The pelvic fin, which is observed pointing forwards, white colored and with two brown blotches on Figure 1C, was on the left side of the head, showing that this is a right-sided flatfish, a common characteristic of the family Soleidae. A characteristic fringe of papillae around the margin of the head is also seen on Figure 1C, visible as elongate thin white projections on the front of the head. These visual characters coincided with those reported for the genus (Randall *et al.*, 2013) and the species (Seale, 1940; Robertson and Allen, 2015), although we were not able to take meristic data.

Little is known about the biology and ecology of *A. herrei*. Its preferred habitat is soft bottom, composed of sand and coral rubble (Robertson *et al.*, 2015). The availability of this habitat on shallow waters at Malpelo is limited, as the island is predominantly surrounded by steep rocky walls. Due to their rocky nature, the few shallow terraces found at the island are dominated by loose boulders (Stead, 1975; Niño *et al.*, 2019), although some patches and strips of sand are found around 30 m depth (Chasqui and Zapata, 2007; Sánchez *et al.*, 2019). Deeper platforms at Malpelo (100 to 150 m depth) (Stead, 1975; Niño *et al.*, 2019), where suitable habitats for the Herre's sole and other benthic fish could be found, are unexplored and understudied. More research is needed not only for *A. herrei* itself but also regarding the places it inhabits, especially at Malpelo, where new records have been reported on reef species, and exceptional behaviors of some species have been documented (Mora *et al.*, 2000; Cohen-Rengifo *et al.*, 2009; Narvaez and Zapata, 2010; Quimbayo *et al.*, 2010; Rodríguez-Moreno *et al.*, 2011; Rojas-Vélez and Tavera, 2017; Tavera and Rojas-Vélez, 2017).



solo sobre *A. herrei* propiamente dicho, sino también sobre los lugares que habita, especialmente en Malpelo, lugar en el que se ha informado acerca de nuevos registros sobre especies arrecifales y se han documentado comportamientos excepcionales de algunas especies (Mora *et al.*, 2000; Cohen-Rengifo *et al.*, 2009; Narváez y Zapata, 2010; Quimbayo *et al.*, 2010; Rodríguez-Moreno *et al.*, 2011; Rojas-Vélez y Tavera, 2017; Tavera y Rojas-Vélez, 2017).

AGRADECIMIENTOS

Los autores quieren agradecer al Sistema Colombiano de Parques Nacionales Naturales y a la Fundación Malpelo por invitarlos al crucero de la expedición Seascape 2012 y proporcionarles todo el apoyo logístico para llevar a cabo la investigación submarina. También agradecen a la tripulación del buque María Patricia y a Germán Soler por ayudarles antes y durante la expedición y por mantener los ánimos de todos en alto.

ACKNOWLEDGMENTS

The authors want to thank the Colombian System of National Natural Parks and Fundación Malpelo for inviting them to the Seascape Expedition Cruise 2012 and for providing all the logistic support to undertake underwater research. Many thanks to the crew of the María Patricia vessel, and special thanks to Germán Soler for helping to the authors before and during the expedition, and keeping their spirits up.

BIBLIOGRAFÍA/LITERATURE CITED

- Birkeland, C., D.L. Meyer, J.P. Stames, and C.L. Buford. 1975. Subtidal communities of Malpelo Island. *Smithson. Contrib. Zool.*, 176: 55-68.
- Bussing, W.A. y M.I. López. 2005. Peces de la isla del Coco y peces arrecifales de la costa Pacífica de América Central Meridional. *Rev. Biol. Trop.*, 53(Suppl. 1). 192 p.
- Chasqui, L. y F.A. Zapata. 2007. Tamaño y composición de dos formaciones coralinas del SFF Malpelo, Pacífico colombiano. 96-98. En: Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia: año 2006. Ser. Publ. Per. Invemar, 8. 378 p.
- Cohen-Rengifo, M., S. Bessudo, and G. Soler. 2009. Echinoderms, Malpelo Fauna and Flora Sanctuary, Colombian Pacific: new reports and distributional issues. *Check List* 5(3): 702-711.
- Krupp, F. 1995. Soleidae. Suelas. 1614-1615. En: W. Fischer, F. Krupp, W. Schneider, C. Sommer, K. E. Carpenter y V. Niem. (Eds.). Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico Centro-Oriental, 3. FAO, Roma. 1813 p.
- Narváez, K. and F.A. Zapata. 2010. First record and impact of the crown-of-thorns starfish, *Acanthaster planci* (Spinulosida: Acanthasteridae) on corals of Malpelo Island, Colombian Pacific. *Rev. Biol. Trop.*, 58: 139-144.
- Nielsen, J.G., T. Munroe, and J. Tyler. 2010. *Aseraggodes herrei*. The IUCN Red List of Threatened Species 2010: e.T183942A8203908. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-3.RLTS.T183942A8203908.en>
- Niño, D.C., C. Bermúdez-Rivas, E. Londoño-Cruz, J.R. Cantera, D.E. Valencia-Giraldo, J.F. Lázarus, L. Cabeza, L.M. Vásquez. C.P. Urbano, C.H. Grisales, J.D. Iriarte, A.L. Caicedo y A. Giraldo. 2019. Descripción física del Santuario de Fauna y Flora Malpelo. 48-77. En: Comisión Colombiana del Océano y Dirección General Marítima. (Eds.). Malpelo es Colombia: maravilla estratégica. CCO, Bogotá, D.C. 179 p.
- Mora, C., J. Jiménez, and F.A. Zapata. 2000. *Pontinus clemensi* (Pisces: Scorpaenidae) at Malpelo island, Colombia. New specimen and geographic range extension. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 29: 85-88.
- Quimbayo, J.P., F.A. Zapata, S.R. Floeter, S. Bessudo, and I. Sazima. 2010. First record of cleaning by a triplefin blenny in the Tropical Pacific. *Coral Reefs*, 29: 909. <https://doi.org/10.1007/s00338-010-0656-8>
- Randall, J.E., S.V. Bogorodsky, and A.O. Mal. 2013. Four new soles (Pleuronectiformes: Soleidae) of the genus *Aseraggodes* from the western Indian Ocean. *J. Ocean Sci. Found.*, 8: 1-17. <http://doi.org/10.5281/zenodo.1041968>
- Robertson, D.R. and G.R. Allen. 2015. Shorefishes of the Tropical Eastern Pacific: online information system. Version 2.0 Smithsonian Tropical Research Institute, Balboa, Panamá.

- Rodríguez-Moreno, M., M. López-Victoria, and F.A. Zapata. 2011. First record of the beaubrummel (*Stegastes flavilatus*) in reef habitats of Malpelo Island. Bol. Invest. Mar. Cost., 40: 181-184.
- Rojas-Vélez, S. and J. Tavera. 2017. First record of the longnose puffer (*Sphoeroides lobatus*: Tetraodontidae) in Malpelo Island, Colombian Pacific. Bol. Invest. Mar. Cost., 46(1): 199-203. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2017.46.1.723>
- Sánchez, J.A., A. Fuentes-Pardo, I.N. Almhain, N. Ardila-Espitia, J.R. Cantera, M. Forero-Shelton, B.S. Beltrán-León, C. Díaz, S. Bessudo, R. Navas, V. Yepes-Narváez, L. Chasqui, E. Londoño-Cruz, J.F. Lázarus, D.E. Valencia-Giraldo, F.A. Zapata, J.J. Tavera y F.O. Ladino. 2019. Diversidad de la fauna marina. 78-127. En: Comisión Colombiana del Océano y Dirección General Marítima. (Eds.). Malpelo es Colombia: maravilla estratégica. CCO, Bogotá, D.C. 179 p.
- Schneider C.A., W.S. Rasband, and K.W. Eliceri. 2012. NIH Image to ImageJ: 25 years of image analysis. Nat. Met., 9: 671-675.
- Seale, A. 1940. Report on fishes from Allan Hancock Expeditions in the California Academy of Sciences. Allan Hancock Pac. Exped., 9(1): 1-46.
- Stead, J.A. 1975. Field observations on the Geology of Malpelo Island. Smithson. Contr. Zool., 176: 17-20.
- Tavera, J. and S. Rojas-Vélez. 2017. Seeing the invisible: *Chriolepis lepidota* (Gobiidae), literally as never seen before. Mar. Biodivers. Rec., 10: 23. <https://doi.org/10.1186/s41200-017-0125-y>
- Zapata, F.A. and B. Vargas-Ángel. 2003. Corals and coral reefs of the Pacific coast of Colombia. 419-447. In: Cortés, J. (Ed.). Latin American Coral Reefs. Elsevier Science B.V., Amsterdam. 497 p.

RECIBIDO/RECEIVED: 09/08/2020






ACEPTADO/ACCEPTED: 28/09/2020



NOTA/NOTE

Dispositivo de recolección para zooplancton asociado a arrecifes de corales mesofóticos

Collecting device for zooplankton associated with mesophotic coral ecosystems

Laura Contreras-Vega^{1*}, Alejandro Henao-Castro¹, Gabriel R. Navas-S.², María Isabel Criales³ y Milena Marrugo Pascuales⁴
 0000-0003-4335-7387  0000-0002-4125-765X  0000-0001-9554-6345  0000-0001-5608-8943  0000-0003-4976-1399

1. Grupo de investigación Biología Descriptiva y Aplicada, programa de Biología, Universidad de Cartagena, Cartagena, Colombia. lcontrerasv@unicartagena.edu.co, hhenao@unicartagena.edu.co
 2. Grupo de investigación Hidrobiología, programa de Biología, Universidad de Cartagena, Cartagena, Colombia. gnavass@unicartagena.edu.co
 3. Grupo de Estudios e Investigaciones Ambientales, Escuela de Biología, Universidad Industrial de Santander, Bucaramanga, Colombia. mcriales@uis.edu.co
 4. Parque Nacional Natural Corales de Profundidad, Parques Nacionales Naturales de Colombia, Cartagena, Colombia. milena.marrugo@parquesnacionales.gov.co
- * Autora de correspondencia.

RESUMEN

Los ecosistemas de corales mesofóticos (MCEs) albergan comunidades únicas que no han sido suficientemente estudiadas debido al alto costo de las tecnologías disponibles. Estos arrecifes pueden encontrarse entre 30 y 150 m de profundidad, donde la cantidad de luz incidente es < 10 % de la que llega a la superficie. Las zooxantelas asociadas a estos arrecifes tienen una tasa fotosintética reducida debido a la baja disponibilidad de luz, por lo que el zooplancton se convierte en la principal fuente de alimento para las colonias de coral. Para el estudio de la composición de las comunidades zooplanctónicas asociadas a estos ecosistemas, se diseñó y probó un dispositivo que permitió la recolección de zooplánctones presentes sobre el andamio arrecifal de Bajo Frijol, en el Parque Nacional Natural Corales de Profundidad. El dispositivo consistió en una manguera lastrada que llegaba a la profundidad deseada, conectada al dispositivo recolector, mediante el cual se filtraba el agua gracias a una bomba de succión. La cantidad de agua filtrada, las especies recolectadas y su abundancia permitieron concluir que el dispositivo es una herramienta útil, versátil y económica para la caracterización y el monitoreo de la comunidad zooplanctónica en el Parque Corales de Profundidad, por lo que podría extenderse a otros ecosistemas de arrecifes someros y mesofóticos.

PALABRAS CLAVE: arrecifes mesofóticos, dispositivo de recolección, zooplancton

ABSTRACT

Mesophotic coral ecosystems (MCEs) host unique communities that have not been sufficiently studied due to the high cost of available technologies. These reefs can be found between 30 and 150 m deep, where the amount of incident light is < 10 % of that reaching the surface. The zooxanthellae associated with these reefs have a reduced photosynthetic rate due to the low availability of light, therefore, zooplankton becomes the main food source for the coral colonies. To study the composition of zooplankton communities associated to these ecosystems, a device that allowed the collection of zooplankton present on the Bajo Frijol reef scaffold was designed and tested in the Corales de Profundidad National Natural Park. The device consisted of a weighted hose that reached the desired depth, connected to the collecting device, by means of which the water was filtered using a suction pump. The amount of filtered water, the species collected, and their abundance allowed to conclude that the device is a useful, versatile and economic tool for the characterization and monitoring of the zooplanktonic community in the Corales de Profundidad Park, so it could be extended to other shallow and mesophotic coral ecosystems.

KEYWORDS: mesophotic reefs, collection device, zooplankton

DOI: <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2020.49.SuplEsp.1043>

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 corales mesofóticos (MCEs) forman arrecifes calcáreos que crecen desde 30 m de profundidad hasta el límite de la zona eufótica (Slattery y Lesser, 2012; Kahng *et al.*, 2014; Laverick *et al.*, 2017). A estas profundidades, las especies de coral cambian su estrategia trófica para contrarrestar la reducción en la tasa de calcificación, causada por la baja radiación fotosintéticamente activa para sus zooxantelas; lo que hacen es sobrevivir alimentándose de zooplancton (Lesser *et al.*, 2009; Bessell-Browne *et al.*, 2014; Nir *et al.*, 2014). Por tal razón, estudiar estos organismos es fundamental para entender los procesos ecológicos que permiten la existencia de estos ambientes únicos.

La mayoría de los registros referentes a la estructura de las comunidades en los MCEs se han enfocado en organismos como corales escleractinios, octocorales, esponjas y peces (Kahng *et al.*, 2014; Scott y Pawlik, 2019) y han dejado a un lado el zooplancton, debido a los altos costos de las tecnologías disponibles (Enrichetti *et al.*, 2019) y a las dificultades para su muestreo en estos ambientes. Por lo anterior, el propósito de este trabajo fue diseñar y probar un dispositivo de succión que permitiera la recolección de agua sobre el sustrato arrecifal para estudiar la comunidad zooplanctónica asociada a los MCEs en Bajo Fríjol, Parque Nacional Natural Corales de Profundidad (PNNCPR).

El dispositivo se construyó con base en el sistema de bombeo, el cual permite el muestreo desde una embarcación al filtrar un volumen conocido a través de una o varias redes de igual o diferente abertura de malla (Jacobs y Grant, 1978). Este sistema también permite trabajar a profundidades específicas y evita la contaminación de la muestra (Sameoto *et al.*, 2000).

El diseño consistió en una manguera de 60 m de longitud y 1,27 cm de diámetro, marcada cada dos metros, y con cuatro lastres de plomo (2 kg) atados al extremo inferior para facilitar su inmersión y su llegada al arrecife (Figura 1A). Esto permitió recolectar muestras de agua sobre el andamio arrecifal y así garantizar que el zooplancton recolectado correspondiera al disponible para la alimentación de los pólipos.

La manguera se conectó a un tubo creador de vacío de 10,16 cm de diámetro y 60 cm de longitud, elaborado con tubería común tipo PVC (Figura 1 y 2A) que llevaba en su interior el tubo recolector (5,08 cm de diámetro y 50 cm de longitud), con espacios tipo ventana de 4 cm de ancho por 40 cm de largo, cubiertos con red de abertura de malla de 45 μ m para retener los organismos (Figura 2B). El tubo creador de vacío continuaba en una manguera corta conectada a una

Mesophotic corals (MCEs) are calcareous structures that usually grow from 30 m depth to the euphotic zone limit (Slattery and Lesser, 2012; Kahng *et al.*, 2014; Laverick *et al.*, 2017). At these depths, the low photosynthetically active radiation available for the zooxanthellae cause a reduction in the calcification rate, so the coral species change their trophic strategy, surviving by feeding on zooplankton (Lesser *et al.*, 2009; Bessell-Browne *et al.*, 2014; Nir *et al.*, 2014). Hence, studying these organisms is essential to understand the ecological processes that allow such unique environments.

Most of the reports regarding the structure of communities in MCEs have focused on sessile organisms such as scleractinian corals, octocorals, and sponges, and mobile organisms such as fish (Kahng *et al.*, 2014; Scott and Pawlik, 2019), leaving aside the zooplanktonic communities, due to the high costs of the available technologies (Enrichetti *et al.*, 2019), and the difficulties of zooplankton sampling in these environments. Therefore, the purpose of this work was to design and test a suction device that would allow the collection of water on the reef substrate, to study the zooplankton community associated with MCEs in Bajo Fríjol, Corales de Profundidad National Natural Park (PNNCPR).

The device was built based on the pumping system, which allows the sampling aboard the ship, filtering a known volume through one or more nets, of the same or different mesh size (Jacobs and Grant, 1978). This system also allows working at specific depths and avoids contamination of the sample (Sameoto *et al.*, 2000).

The design consisted of 60 m long and 1.27 cm in diameter gardening hose, marked every two meters, with four ballast weights (2 kg) tied to the lower end to facilitate its immersion and arrival at the reef (Figure 1A). This allowed to collect water samples on the reef substrate, guaranteeing that the zooplankton collected corresponded to that available for feeding the polyps.

The hose was connected to a vacuum creating tube with 10.16 cm diameter and 60 cm length, made with standard type PVC pipes (Figures 1 and 2A), which carried inside the collector tube (5.08 cm diameter and 50 cm length). It has window-like spaces 4 cm wide and 40 cm long, covered with a net (45 μ m mesh size) to retain the organisms (Figure 2B). The vacuum creating tube continued in a short hose connected to a 12 v electric centrifugal pump that suctioned the sea water. Another hose that reached a graduated plastic container, used to estimate the amount of filtered water, on the other side of the pump (Figure 1A).

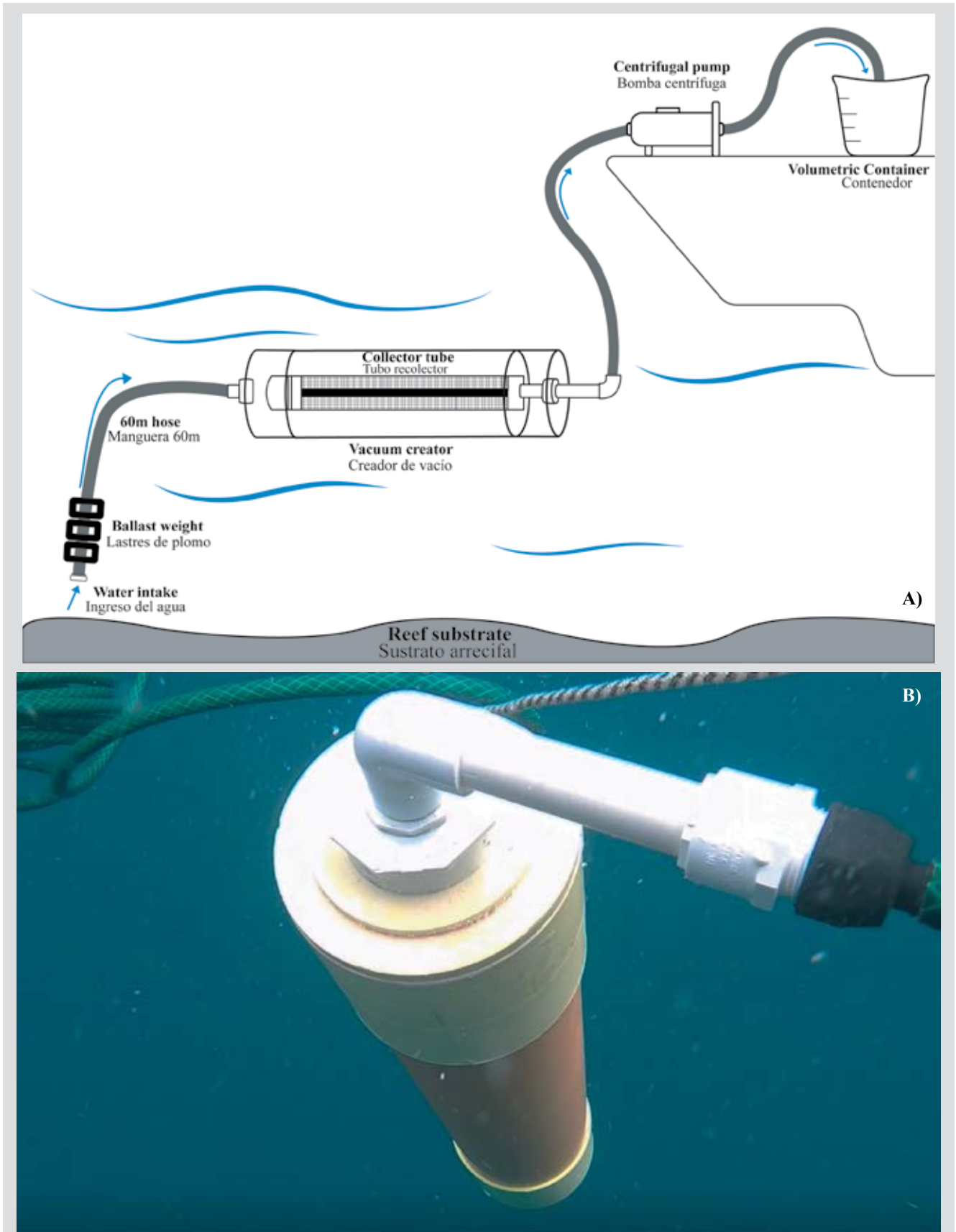


Figura 1. Dispositivo de recolección de zooplancton mesofótico. A) Esquema. B) Fotografía del dispositivo.

Figure 1. Collection device of mesophotic zooplankton. A) Illustration. B) Device photograph.

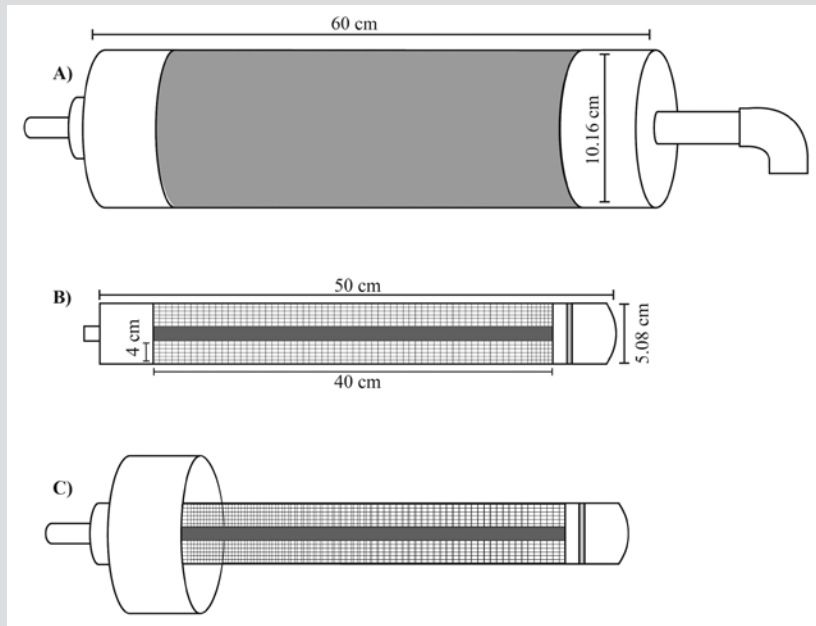


Figura 2. Partes principales del dispositivo de recolección con sus dimensiones. **A)** Tubo creador de vacío. **B)** Tubo recolector. **C)** Tubo recolector conectado al creador de vacío.

Figure 2. Main parts of the collection device with its measures. **A)** Vacuum creator tube. **B)** Collector tube. **C)** Collector tube attached to the vacuum creator tube.

bomba centrífuga eléctrica de 12 v que succionaba el agua de mar. Una manguera que alcanzaba un contenedor plástico graduado, usado para estimar el volumen de agua filtrada, estaba unida del otro lado de la bomba (Figura 1A).

El dispositivo fue probado en una primera campaña de muestreo en agosto de 2016 en el centro de Bajo Fríjol al tomar cuatro muestras, cada una con diferente volumen filtrado: 24 L, 48 L, 72 L y 100 L. Para cada muestra se realizó el conteo y la identificación taxonómica de los organismos hasta la categoría más baja posible. A partir de esta información, se elaboró una curva de diversidad acumulada (índice de Shannon) para determinar si se alcanzó el máximo de información disponible. Adicionalmente, se elaboró una curva de acumulación de especies (Magurran, 2004) con estimadores no paramétricos (Chao 2, JackKnife 1 y Bootstrap) para calcular la riqueza de especies en función del esfuerzo de muestreo, así como un análisis de completitud (JackKnife 1). El análisis, en conjunto con estos estimadores, permitió interpretar mejor la representatividad del muestreo realizado (Moreno, 2001) y calcular el volumen mínimo necesario para caracterizar la comunidad. Para el cálculo de los índices y estimadores se utilizó el programa EstimateS v. 9.1. (Villareal *et al.*, 2004; Bautista-Hernández *et al.*, 2013).

Este diseño inicial puede someterse a modificaciones teniendo en cuenta la pregunta de investigación. Una de estas es la instalación de dispositivos en serie, con recolectores

The device was tested on a first sampling campaign in August of 2016 at the center of Bajo Fríjol, collecting four samples, each with a different filtered volume: 24 L, 48 L, 72 L and 100 L. For each sample, the count and taxonomic identification of the organisms were carried out to the lowest possible category. With this information, an accumulated diversity curve (Shannon index) was elaborated to determine if the maximum available information was reached. Additionally, a species accumulation curve (Magurran, 2004) was elaborated with non-parametric estimators (Chao 2, JackKnife 1 and Bootstrap) to estimate the species richness as a function of sampling effort and a completeness analysis (JackKnife 1). The integrated analysis of these estimators allowed to obtain a better interpretation of the sampling representativity (Moreno, 2001), and estimate the minimum volume necessary to characterize the community. To calculate this index and estimators, the program EstimateS v. 9.1. was used (Villareal *et al.*, 2004; Bautista-Hernández *et al.*, 2013).

This initial design can be modified depending on the research question. One of these is installing devices in series, with collectors of different mesh sizes (e.g. 45, 60 and 300 μm) that allow retaining representatives of the different sizes of zooplankton (Figure 3). This adaptation was tested in a second sampling campaign in June of 2019, filtering 600 L per sample in the six monitoring stations established

de aberturas de malla diferentes (ej. 45, 60 y 300 μm) que permitan retener representantes de las diferentes tallas de zooplancton (Figura 3). Esta adaptación fue probada en una segunda campaña en junio de 2019 al filtrar 600 L por muestra en las seis estaciones de monitoreo establecidas por el PNNCPR en Bajo Fríjol. Al igual que en la primera campaña, se realizó el conteo y la identificación taxonómica de los organismos (hasta la categoría más baja posible) por recolector. La evaluación de ambos diseños fue realizada con el objetivo de determinar la eficacia del dispositivo; por lo tanto, otros parámetros como variabilidad espacial y temporal no fueron considerados.

Para el dispositivo con un solo recolector, se identificaron 100 morfoespecies, agrupadas en 16 grupos zooplanctónicos: apendicularias, briozoos, crustáceos, doliólidos, equinodermos, foraminíferos, hidrozoos, huevos de pez, larvas de cnidarios, moluscos, nemertinos, poliquetos, radiolarios, rotíferos, sifonóforos y tintínidos.

by the PNNCPR at Bajo Fríjol. As in the first campaign, the organisms were counted and taxonomically identified (down to the lowest possible category) per collector. The evaluation of both designs was carried out to determine the device effectivity, therefore, other parameters such as spatial and temporal variability were not considered.

For device with a single collector tube, 100 morphospecies were identified, grouped into 16 zooplanktonic groups: appendicularians, bryozoans, cnidarians larvae, crustaceans, doliolids, echinoderms, fish eggs, foraminifera, hydrozoans, mollusks, nemerteans, polychaetes, radiolarians, rotifers, siphonophores and tintinnids. Radiolarians had the highest richness with 27 species, followed by crustaceans with 23. On the other hand, a total density of 90377 ind/m³ was obtained. Crustaceans had the highest density (39980 ind/m³), followed by foraminifera with 17577 ind/m³. Appendicularians, polychaetes, foraminiferans, crustaceans, and tintinnids

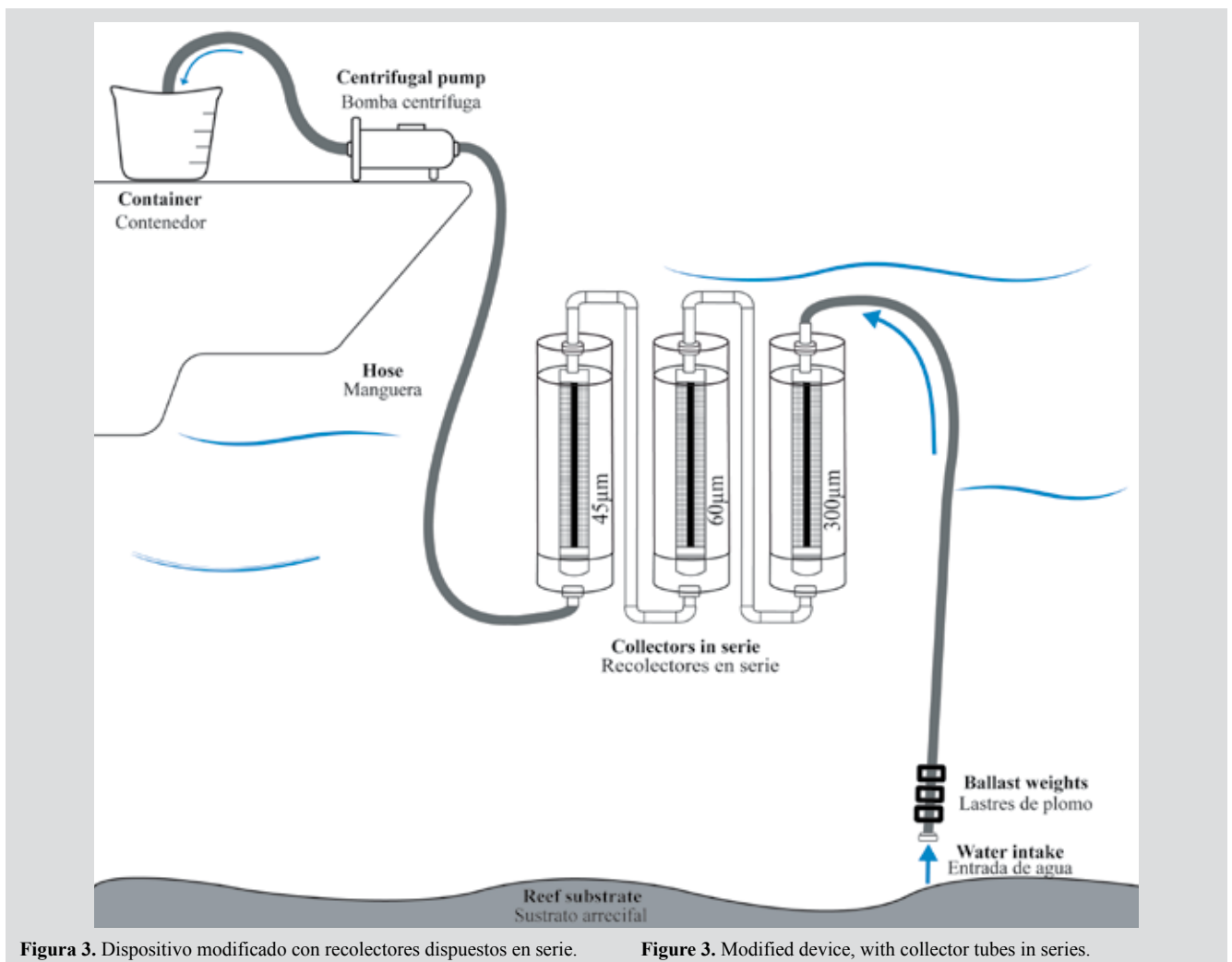


Figura 3. Dispositivo modificado con recolectores dispuestos en serie.

Figure 3. Modified device, with collector tubes in series.

Los radiolarios presentaron la mayor riqueza con 27 especies, seguido de los crustáceos con 23. Por otro lado, se obtuvo una densidad total de 90 377 ind/m³. Los crustáceos presentaron la mayor densidad (39 980 ind/m³), seguidos de los foraminíferos con 17 577 ind/m³. Apendicularias, poliquetos, foraminíferos, crustáceos y tintinidos estuvieron presentes en todas las muestras. La mayor riqueza y mayor densidad se alcanzó con 72 L.

La curva de diversidad acumulada (Figura 4A) permitió concluir que la mayor cantidad de información se alcanza luego de filtrar 24 L mientras que la curva de acumulación de especies (Figura 4B) mostró inflexión a los 72 L para la mayoría de los estimadores. Con lo anterior, se infiere que a partir de 72 L el muestreo es representativo para la comunidad estudiada, por lo que se recomienda filtrar, al menos, este volumen para estudios de zooplancton con este dispositivo. El análisis de completitud arrojó un valor de

were present in all filtered volumes. The highest number of morphospecies and the highest density was reached with 72 L.

The accumulated diversity curve (Figure 4A), allowed to conclude that the greatest amount of information is reached after 24 L. The species accumulation curve (Figure 4B), showed inflection at 72 L for most estimators. With the above, it can be inferred that the sampling is representative of the studied community from 72 L, so it is recommended to filter, at least, this volume for zooplankton studies with this device. The completeness analysis showed 90 % with the estimator JackKnife 1, indicating that the collected data were representative.

For the modified device, 24 morphospecies were identified with the 45 µm collector, 94 with the 60 µm collector and 57 with the 300 µm collector, for a total of 174 morphospecies grouped into 16 main groups:

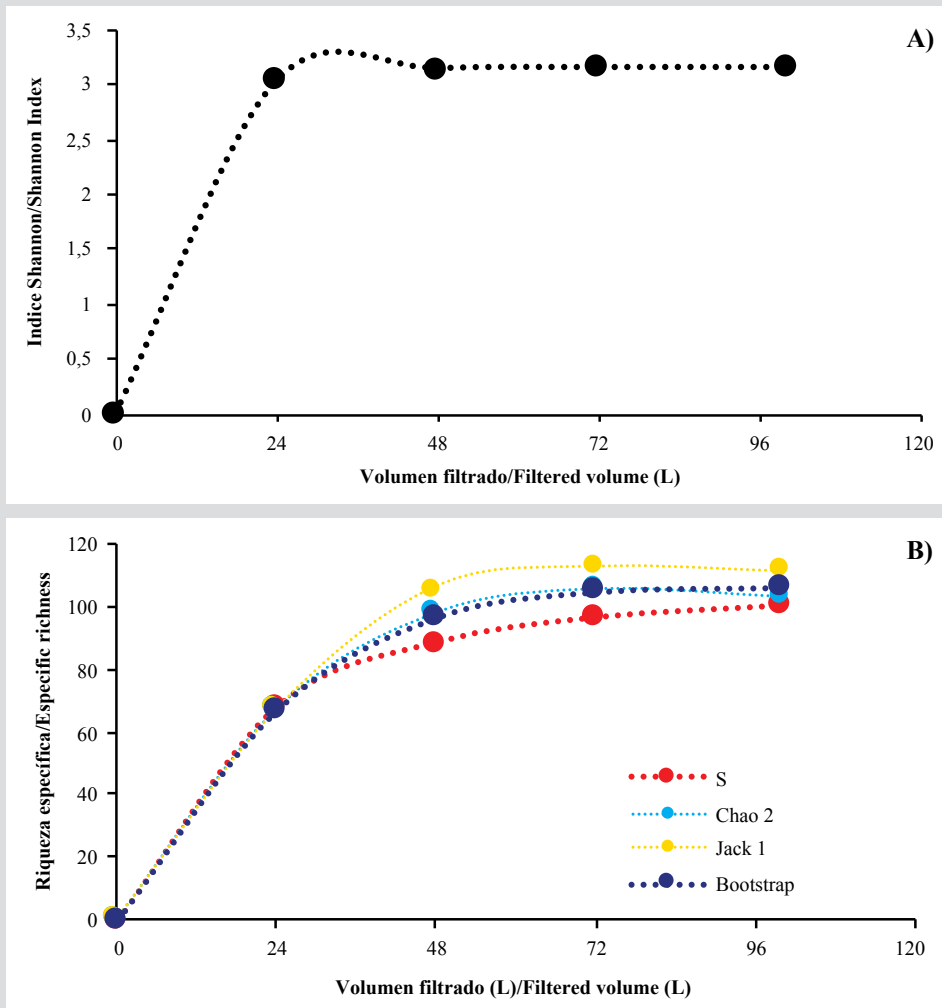


Figura 4. Curvas de A) diversidad acumulada y B) acumulación de especies.

Figure 4. A) Accumulated diversity and B) species accumulation curves.

90 % a partir del estimador JackKnife 1, indicando que los datos obtenidos en el muestreo fueron representativos.

Para el dispositivo modificado, se identificaron 24 morfoespecies con el recolector de 45 μm , 94 con el de 60 μm y 57 con el de 300 μm , para un total de 175 morfoespecies agrupadas en 16 grupos principales: apendicularias, briozoos, crustáceos, cnidarios, foraminíferos, hidrozoos, larvas de peces, larvas de equinodermos, moluscos, nemertinos, poliquetos, radiolarios, rotíferos, sifonóforos, taliáceos y tintinidos. Las densidades totales obtenidas fueron 19 197 ind/m^3 (45 μm), 196 915 ind/m^3 (60 μm) y 280 ind/m^3 (300 μm). Los crustáceos alcanzaron las mayores abundancias con 8678, 91 951 y 151 ind/m^3 (45, 60 y 300 μm , respectivamente), seguidos de los tintinidos con 5342 ind/m^3 (45 μm) y 61 271 ind/m^3 (60 μm) y los radiolarios con 4843, 33 189 y 2 ind/m^3 (45, 60 y 300 μm , respectivamente).

Los recolectores de 45 y 60 μm permitieron estimar una mayor riqueza y abundancia, dado que, en ambientes coralinos, el zooplankton comprende organismos de diferentes tallas, siendo más abundantes los que se encuentran entre 20 y 200 μm , correspondientes al microzooplankton (Lalli *et al.*, 1997). En el caso del recolector de 300 μm , los bajos valores de riqueza y abundancia obtenidos pueden explicarse porque los organismos de mayor tamaño tienden a escapar más fácilmente de la succión de la abertura de la manguera sobre el sustrato arrecifal (Boltovskoy, 1981; Sameoto *et al.*, 2000; Baez-Polo, 2013).

Las principales ventajas de este dispositivo son bajos costos operativos, fácil fabricación y transporte. Ha probado ser muy útil en una entidad estatal, donde generalmente los recursos económicos son limitados. Este dispositivo se ha convertido en una excelente oportunidad para que el PNNCPR pueda iniciar la implementación de su programa de monitoreo en zonas mesofóticas en un área en la que, debido a su localización, ámbito de profundidad y objeto de conservación, las operaciones en campo y los muestreos implican una elevada inversión.

AGRADECIMIENTOS

Este manuscrito es producto del macroproyecto titulado “Estudio preliminar de las comunidades planctónicas y bentónicas del arrecife mesofótico del Bajo Frijol del PNNCPR” avalado por Parques Nacionales Naturales de Colombia (memorando 20152200002063 11-25-15) y apoyado por la Vicerrectoría de Investigaciones de la Universidad de Cartagena a través del plan de fortalecimiento

apendicularians, bryozoa, crustaceans, cnidarians, foraminiferans, hydrozoa, fish larvae, echinoderm larvae, mollusks, nemerteans, polychaetes, radiolarian, rotifers, siphonophores, thaliaceans and tintinnids. The total densities obtained were 19197 ind/m^3 (45 μm), 196915 ind/m^3 (60 μm) and 280 ind/m^3 (300 μm). Crustaceans reached the highest abundances with 8678, 91 951 and 151 ind/m^3 (45, 60 and 300 μm , respectively), followed by tintinnids with 5342 (45 μm) and 61 271 ind/m^3 (60 μm) and radiolarians with 4843, 33189 and 2 ind/m^3 (45, 60 and 300 μm , respectively).

A greater richness and abundance were obtained with the 45 and 60 μm collectors. In coral environments, zooplankton comprises organisms of different sizes, but those between 20 and 200 μm , corresponding to microzooplankton, are more abundant (Lalli *et al.*, 1997). In the case of the 300 μm collector, the low richness and abundance can be explained because larger organisms tend to escape more easily from the suction of the hose onto the reef substrate (Boltovskoy, 1981; Sameoto *et al.*, 2000; Baez-Polo, 2013).

This device's main advantages are low operating costs, easy manufacturing and transportation, proving to be very useful in a state entity, where economic resources are generally limited. This device has become an excellent opportunity for the PNNCPR to start the implementation of its monitoring program in mesophotic zones in an area that, due to its location, depth scope and conservation objective, field operations and samplings imply a high investment.

ACKNOWLEDGEMENTS

This manuscript is product of the project entitled “Preliminary study of the planktonic and benthic communities of the mesophotic reef of Bajo Frijol at the PNNCPR” endorsed by National Natural Parks of Colombia (memorando 20152200002063 11-25-15), supported by the Research Vice-chancellor of the University of Cartagena, through the plan de fortalecimiento act 024-2019 and the project 2420 of the Research and Extension Vice-chancellor of the Industrial University of Santander entitled: “Study of the zooplankton community and molecular characterization of phytoplankton in coral reef ecosystems mesophotics of the PNNCPR, Colombian Caribbean”. Authors thank to the personnel of the PNNCPR for their technical support during the manufacture of the collection devices and during the samplings. To Deibis Seguro and Juan Vega for the technical support and the photographs in the field. To the

acta 024-2019 y el proyecto 2420 de la Vicerrectoría de Investigación y Extensión de la Universidad Industrial de Santander titulado: “Estudio de la comunidad zooplanctónica y caracterización molecular de fitoplancton en los ecosistemas de arrecifes coralinos mesofóticos del PNNCPR, Caribe colombiano”. Se agradece al personal del PNNCPR por su apoyo técnico durante la fabricación de los dispositivos de recolección y en los muestreos. A Deibis Seguro y a Juan Vega por el apoyo técnico y las fotografías en campo. Al ingeniero Fabián del Valle por el diseño gráfico y las ilustraciones del dispositivo. Al editor y al evaluador por la revisión del presente manuscrito.

engineer Fabián del Valle, for the graphic design and the illustrations of the device. To the editor and evaluator for reviewing the manuscript.

BIBLIOGRAFÍA/LITERATURE CITED

- Baéz-Polo, A. 2013. Manual de métodos de ecosistemas marinos y costeros con miras a establecer impactos ambientales. Convenio para establecer el fortalecimiento de los métodos de investigación marina para actividades costa afuera por parte del sector de hidrocarburos. Invenmar/ANH, Santa Marta. 212 p.
- Bautista-Hernández, C.E., S. Monks y G. Pulido-Flores. 2013. Los parásitos y el estudio de su diversidad: un enfoque sobre los estimadores de la riqueza de especies. En: Pulido-Flores, G y S. Monks (Eds). 2013. Estudios científicos del estado de Hidalgo y zonas aledañas, II. Zea Books, Lincoln. 146 p.
- Bessell-Browne, P., M. Stat., D. Thomson, and P. Clode. 2014. *Coscinarinae marshallae* corals that have survived prolonged bleaching exhibit signs of increased heterotrophic feeding. *Coral Reefs*, 33(3): 795-804.
- Boltovskoy, D. 1981. Atlas del zooplancton del Atlántico sudoccidental y métodos de trabajo con el zooplancton marino. Inidep, Mar del Plata. 929 p.
- Enrichetti, F., M. Bo, C. Morri, M. Montefalcone, M. Toma, G. Bavestrello, L. Tunesi, S. Canese, M. Giusti, E. Salvati, R. Bertolotto, and C. Biachi. 2019. Assessing the environmental status of temperate mesophotic reefs: a new integrated methodological approach. *Ecol. Indic.*, 102: 218-229.
- Jacobs, F and C. Grant. 1978. Guidelines for zooplankton sampling in quantitative baseline and monitoring programs. VA Inst. Mar. Sci., Corvallis. 61 p.
- Kahng, S., J. Copus, and D. Wagner. 2014. Recent advances in the ecology of mesophotic coral ecosystems (MCEs). *Curr. Opin. Env. Sust.*, 7: 72-81.
- Lalli, C. and R. Parsons. 1997. Biological oceanography: an introduction. 2nd ed. Elsevier, Oxford. 315 p.
- Laverick, J., D. Andradi-Brown, and A. Rogers. 2017. Using light-dependent scleractinia to define the upper boundary of mesophotic coral ecosystems on the reefs of Utila, Honduras. *PLoS ONE*, 12(8): e0183075.
- Lesser, M., M. Slattery, and J. Leichter. 2009. Ecology of mesophotic coral reefs. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 375: 1-8.
- Magurran, A.E. 2004. Measuring biological diversity. Blackwell Science, Oxford. 261 p.
- Moreno, C.E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. Manuales y Tesis SEA. Zaragoza. 84 p.
- Nir, O., D. Gruber, E. Shemesh, E. Glasser, and D. Tchernov. 2014. Seasonal mesophotic coral bleaching of *Stylophora pistillata* in the Northern Red Sea. *PLoS One*, 9(1): e84968.
- Sameoto, D., P. Wiebe, J. Runge, L. Postel, J. Dunn, C. Miller, and S. Coombs. 2000. Chapter 3: collecting zooplankton. 55-81. In: Harris, R., P. Wiebe, J. Lenz, H. Skjoldal, and M. Huntley. (Eds). ICES Zooplankton Methodology Manual. Elsevier, London. 684 p.
- Scott, A. and J. Pawlik, 2019. A review of the sponge increase hypothesis for Caribbean mesophotic reefs. *Mar. Biodivers.*, 49: 1073-1083.
- Slattery, M. and M. Lesser, 2012. Mesophotic coral reefs: a global model of community structure and function. Proc. 12th Internat. Coral Reef Symp., Cairns, Australia.
- Villareal, H., M. Álvarez, S. Córdoba, F. Escobar, G. Fagua, F. Gast, H. Mendoza, M. Ospina y A.M. Umaña. 2004. Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. Programa de inventarios de biodiversidad. Inst. Invest. Rec. Biol. Alexander von Humboldt, Bogotá. 236 p.



NOTA/NOTE

Aproximación a la dieta de *Thalassoma lucasanum* (familia Labridae) en el arrecife coralino de La Azufrada, isla Gorgona, Pacífico Oriental Tropical

Approximation to the diet of *Thalassoma lucasanum* (family Labridae) in the coral reef of La Azufrada, Gorgona Island, Eastern Tropical Pacific

Stephania Palacios-Narváez^{1*}, Bellineth Valencia¹ y Alan Giraldo^{1,2}

0000-0002-8225-4041

0000-0002-1471-8270

0000-0001-9182-888X

1. Departamento de Biología, Universidad del Valle, Cali, Colombia. stephania.palacios@correounivalle.edu.co, bellineth.valencia@correounivalle.edu.co

2. Instituto de Investigaciones en Ciencias del Mar y Limnología (Incimar), Universidad del Valle, Cali, Colombia. alan.giraldo@correounivalle.edu.co

* Autora de correspondencia

RESUMEN

El arcoiris de Cortés, *Thalassoma lucasanum*, es un pez arrecifal abundante en el Pacífico Oriental Tropical (POT). A diferencia de otras especies del género *Thalassoma* que son reconocidas por ser limpiadoras, en *T. lucasanum* este comportamiento es poco frecuente, ya que se alimenta principalmente de invertebrados mediante forrajeo. No obstante, la información sobre la ecología trófica de esta especie es limitada, especialmente en el POT. En este estudio se caracterizan los hábitos alimentarios de *T. lucasanum* en la isla Gorgona (POT) a partir del análisis de su contenido estomacal y se calcula su nicho trófico. Los moluscos fueron el principal recurso alimentario de *T. lucasanum*, siendo este el ítem de presa más importante y frecuente al ser encontrado en 100 % de los estómagos analizados (n = 5). En términos de biomasa, los crustáceos presentaron la mayor contribución a la dieta, con lo cual se posicionaron como el segundo ítem alimentario más importante. Otras presas incluyeron poliquetos, partes de peces y material calcáreo. Este estudio contribuye al conocimiento de la dinámica trófica de los ecosistemas arrecifales del POT.

PALABRAS CLAVE: peces de arrecifes coralinos, contenido estomacal, interacciones tróficas, Pacífico colombiano

ABSTRACT

The Cortez rainbow wrasse, *Thalassoma lucasanum*, is an abundant reef fish of the Eastern Tropical Pacific (ETP). Unlike other species of the genus *Thalassoma* that are recognized as cleaners, in *T. lucasanum* this behavior is rare, since it feeds mainly on invertebrates through foraging. However, information on the trophic ecology of this species is limited, especially in the ETP. In this study, we characterize the feeding habits of *T. lucasanum* in Gorgona Island (ETP) from analyzing its gut contents and calculating its trophic niche. Mollusks were the main food resource of *T. lucasanum*, being this the most important and frequent prey item found in 100 % of the stomachs analyzed (n = 5). In terms of biomass, crustaceans had the greatest contribution to the diet, which positioned them as the second most important food item. Other prey items included polychaetes, fish parts, and calcareous material. This study contributes to the knowledge of the trophic dynamics of coral reef ecosystems of the ETP.

KEY WORDS: coral reef fish, stomach content, trophic interactions, Colombian Pacific

Las especies del género *Thalassoma* son conocidas por su versatilidad trófica y amplia preferencia dietaria, así como por presentar un comportamiento de forrajeo generalizado en un amplio espectro de microhábitats arrecifales (Fulton *et al.*, 2017; Dunkley *et al.*, 2018). Aunque varias especies de este género son reconocidas por su comportamiento alimentario de limpieza (Arnal *et al.*, 2006; Baliga y Mehta, 2014; Quimbayo *et al.*, 2017), dicho comportamiento se presenta con menor frecuencia en *T. lucasanum* en el Pacífico Oriental Tropical (POT), región donde se alimenta mediante forrajeo principalmente de invertebrados (Quimbayo *et al.*, 2017). La mayoría de la información disponible para esta especie se centra en sus patrones de reproducción, abundancia y distribución (Warner, 1982; Giraldo *et al.*, 2001), pero poco se sabe sobre sus hábitos de alimentación (Foster, 1987; Robertson y Allen, 2015; Quimbayo *et al.*, 2017). Con el propósito de contribuir al conocimiento sobre la ecología trófica de *T. lucasanum* en el POT, se caracterizó su dieta a partir del análisis del contenido estomacal de especímenes capturados en el arrecife coralino de La Azufrada, isla Gorgona, Pacífico colombiano.

La Azufrada es el arrecife coralino más grande (longitud: 780 m, ancho: 80-180 m) y continuo de la isla continental Gorgona (2°58'10" N y 78°11'05" W), localizada a 35 km de la costa del Pacífico colombiano (Glynn *et al.*, 1982; Muñoz y Zapata, 2013). Los corales dominantes son duros ramificados del género *Pocillopora*, con presencia de grandes colonias de corales masivos de los géneros *Pavona* y *Gardineroseris* en las zonas profundas (Zapata y Vargas-Ángel, 2003).

Durante septiembre de 2019 se capturaron cinco individuos de *T. lucasanum* sobre la planicie coralina del arrecife de La Azufrada, entre 10:00 y 12:00 h, empleando un trasmallo (longitud: 8 m, altura: 1.5 m, ojo de malla: 1,27 cm × 1,90 cm). En campo se realizaron varios intentos de captura empleando diferentes artes de pesca (v. g. arpón hawaiano, nasa de pesca manual, trasmallo); sin embargo, la agilidad y rapidez que caracteriza a estos peces dificultó su captura y resultó en un bajo tamaño de la muestra. Para cada individuo se registró la longitud total y estándar, el peso total y eviscerado (Tabla 1), y posteriormente se realizó la disección del estómago y el intestino, los cuales se preservaron en etanol al 70 %. En el laboratorio, todas las presas o fragmentos distinguibles fueron removidos de cada estómago (incluyendo la parte anterior del intestino) y luego fueron identificadas hasta el menor nivel taxonómico posible, contadas y pesadas en una balanza analítica (peso seco:

Species of *Thalassoma* are known for their trophic versatility and broad dietary preference, as well as for presenting a generalized foraging behavior in a wide spectrum of reef microhabitats (Fulton *et al.*, 2017, Dunkley *et al.*, 2018). Although several species of this genus are recognized for their cleaning feeding behavior (Arnal *et al.*, 2006; Baliga and Mehta, 2014; Quimbayo *et al.*, 2017), such behavior occurs less frequently in *T. lucasanum* in the Eastern Tropical Pacific (ETP), a region where it forages mainly on invertebrates (Quimbayo *et al.*, 2017). Most information available for this species focuses on its reproductive patterns, abundance, and distribution (Warner, 1982; Giraldo *et al.*, 2001), but knowledge about their feeding habits is still scarce (Foster, 1987; Robertson and Allen, 2015; Quimbayo *et al.*, 2017). To contribute to the knowledge of the trophic ecology of *T. lucasanum* in the ETP, we characterized its diet by analyzing the gut contents of individuals captured in La Azufrada coral reef, Gorgona Island, Colombian Pacific.

La Azufrada is the largest (length: 780 m, width: 80-180 m) and most continuous fringing reef of the continental Gorgona Island (2°58'10" N and 78°11'05" W), 35 km from the Pacific coast of Colombia (Glynn *et al.*, 1982; Muñoz and Zapata, 2013). The dominant corals are branched stony corals of the genus *Pocillopora*, with large colonies of massive corals of the genera *Pavona* and *Gardineroseris* present in the deep zones (Zapata and Vargas-Ángel, 2003).

Five *T. lucasanum* were captured using a trammel net (length: 8m, height: 1.5 m, mesh size: 1.27 cm × 1.90 cm) between 10:00-12:00 h on La Azufrada's reef flat throughout September 2019. Several attempts were made to capture the fish in the field using different fishing gear (v.g. Hawaiian spear, manual fishing net, trammel net); however, the agility and speed that characterize these fish made it difficult to catch them, resulting in a small sample size. Total and standard length as well as total and eviscerated weight were registered for each individual (Table 1). Then, each individual's gut was dissected and preserved in 70 % ethanol. Once in the laboratory, all prey or distinguishable fragments of prey were removed of each stomach (including the anterior portion of the intestine), and identified to the lowest taxonomic level possible, counted, and weighed on an analytical balance (dry weight: 60 °C × 24 h) (Hyslop, 1980; Cortés, 1997; Mar-Silva *et al.*, 2014). The digested material with no distinguishable fragments was also sorted

60 °C × 24 h) (Hyslop, 1980; Cortés, 1997; Mar-Silva *et al.*, 2014). El material digerido con fragmentos no distinguibles también fue separado y pesado. Para cada ítem de presa se calculó el coeficiente de vacuidad (%V), la frecuencia de ocurrencia (%F), el porcentaje por número (%N), el porcentaje por peso seco (%W) y el índice de importancia relativa (%RI) (George y Hadley, 1979; Hyslop, 1980; Fabi *et al.*, 2006). Para describir la amplitud del nicho trófico se calculó el índice de Levin (B) y su forma estandarizada (B_A) (Krebs, 1999).

Tabla 1. Resumen de medidas morfométricas de *Thalassoma lucasanum* recolectados para análisis de contenido estomacal. n = 5 individuos. SD: desviación estándar.

	Longitud/Length (mm)		Peso/Weight (g)	
	Total	Estándar/Standard	Total	Eviscerado/Eviscerated
Media/Mean	75.74	63.96	4.80	3.58
SD	18.66	16.88	4.21	3.21

and weighed. The vacuity coefficient (%V), frequency of occurrence (%F), percentage by number (%N), percentage by weight (%W) and the index of relative importance (%RI) were calculated for each prey (George and Hadley, 1979; Hyslop, 1980; Fabi *et al.*, 2006). To describe the trophic niche breadth, Levin's index (B) and its standardized form (B_A) were calculated (Krebs, 1999).

Table 1. Summary of morphometric measurements of *Thalassoma lucasanum* collected for gut content analysis. n = 5 individuals. SD: standard deviation.

Se registraron 20 ítems de presas en los estómagos de *T. lucasanum* (V%: 0). Debido al alto grado de digestión de la mayoría de las presas, solo un ítem fue identificado a nivel de género y cuatro a nivel de familia (Tabla 2). De las presas no identificadas, 12 fueron clasificadas en morfoespecies (un ostrácodo, dos bivalvos y nueve gasterópodos), pero debido a su pequeño tamaño, su peso individual no pudo ser cuantificado.

En La Azufrada, *Thalassoma lucasanum* se alimentó principalmente de pequeños invertebrados bentónicos, incluyendo moluscos, crustáceos y poliquetos (Tabla 2). Los moluscos conformaron el ítem de presa más frecuente (F%: 100) e importante de la dieta (%RI: 53,31). Entre los moluscos, los gasterópodos fueron las presas más frecuentes (100 %) y abundantes (50 %), seguidos por los quitones (%F: 60) y los bivalvos (%F: 20). Sin embargo, en términos de biomasa, la contribución de los moluscos fue baja (%W: 10,20) en comparación con los crustáceos (%W: 39,25). Los crustáceos conformaron el segundo ítem alimentario más frecuente (80 %) e importante (%RI: 46,69), destacándose por su frecuencia y abundancia los ostrácodos (F%: 60, %N: 27,63), los decápodos del género *Alpheus* (F%: 20) y los copépodos (F%: 20) (Tabla 3).

Los resultados encontrados son consistentes con las descripciones de Robertson y Allen (2015), quienes describen una dieta variada para *T. lucasanum* basada en

We registered 20 prey items in the gut contents of *T. lucasanum* (V%: 0). Because most prey items were highly digested, only one was identified to genus level and four to family level (Table 2). From the unidentified prey, 12 were classified as morphospecies (one ostracod, two bivalves, and nine gastropods), but due to their small size, their individual weight could not be quantified.

Our results show that *Thalassoma lucasanum* in La Azufrada coral reef mainly feeds on small benthic invertebrates, including mollusks, crustaceans, and polychaetes (Table 2). Mollusks were the most frequent (F%: 100) and most important prey item in the diet (%RI: 53.31). Among mollusks, gastropods were the most frequent (100 %) and most abundant (50 %) prey, followed by chitons (%F: 60) and bivalves (%F: 20). However, in terms of biomass, the contribution of mollusks was low (%W: 10.20) compared to the crustaceans consumed (%W: 39.25). Crustaceans comprised the second most frequent (80 %) and most important (%RI: 46.69) dietary component, with a highlighted frequency and abundance of ostracods (F%: 60, %N: 27.63), decapods of the genus *Alpheus* (F%: 20), and copepods (F%: 20) (Table 3).

Tabla 2. Composición de la dieta de *Thalassoma lucasanum* en el arrecife coralino de La Azufrada, isla Gorgona, Pacífico colombiano. Frecuencia de ocurrencia (%F), porcentaje por número (%N) y peso (%W) e índice de importancia relativa (%RI) para cada presa.

Table 2. Diet composition of *Thalassoma lucasanum* in La Azufrada coral reef, Gorgona Island, Colombian Pacific. Frequency of occurrence (%F), percentage by number (%N) and weight (%W), and index of relative importance (%RI) for each prey.

Ítems de presas/Prey items		%F	%N	%W	%RI	
CRUSTACEA						
Decapoda	Alpheidae	<i>Alpheus</i> sp.	20.00	1.32	37.85	18.59
Copepoda	Copepoda (n.i.)		20.00	1.32	-	-
Ostracoda	Macrocyprididae		60.00	18.42	-	-
	Bairdiidae		60.00	7.89	-	-
	Ostracoda (n.i.)		20.00	1.32	-	-
	Total Ostracoda		60.00	27.63	0.70	22.18
Partes de crustáceos/Parts of crustaceans		40.00	-	0.70	-	
MOLLUSCA						
Bivalvia			20.00	2.63	-	-
Gastropoda			100.00	50.00	-	-
	Total Bivalvia y Gastropoda/Total of Bivalvia and Gastropoda		100.00	52.63	3.63	39.04
Polyplacophora	Chitonida sp1		60.00	5.26	4.89	17.53
	Chitonida sp2		20.00	2.63	1.68	6.07
	Total Polyplacophora		60.00	7.89	6.56	19.58
POLYCHAETA	Eunicidae		20.00	1.32	-	-
FORAMINIFERA			60.00	7.89	-	-
OSTEICHTHYES						
Partes de pez/Parts of fish	Escamas/Scales		80.00	-	-	-
	Huesos/Bones		40.00	-	-	-
OTROS/OTHERS	Espículas/espinas/Spicules/spines		40.00	15.79	-	-
	Material calcáreo/Calcareous material		20.00	1.32	-	-
	Material vegetal/Plant material		20.00	-	1.68	-
	Material digerido/Digested material		-	-	48.88	-

moluscos, erizos, crustáceos y poliquetos. Entre estos ítems de presa, los moluscos fueron el principal recurso alimentario de *T. lucasanum* en La Azufrada, mientras que otros estudios han registrado a los pequeños crustáceos herbívoros como el principal componente de la dieta (Goodson, 1988; Williams, 1991). El consumo de moluscos (de cuerpo blando y/o de concha dura) se ha registrado para otras especies de *Thalassoma* como *T. duperrey*, depredador efectivo de nudibranchios (Gochfeld y Aeby, 1997), y *T. lutescens*, cuyos dientes faríngeos en forma molar le permiten triturar conchas y organismos de cuerpo duro como quitones (Gushima *et al.*, 1991). Debido a la alta preferencia por los moluscos que presentó *T. lucasanum* en La Azufrada, la amplitud de su nicho trófico fue estrecha (B_i : 1,20; B_A : 0,01), lo que sugirió una dieta especializada (Krebs, 1999). Sin embargo, estos resultados contrastan con

Our results are consistent with descriptions made by Robertson and Allen (2015), who documented a varied diet for *T. lucasanum* based on mollusks, sea urchins, crustaceans, and polychaetes. Among these prey items, mollusks were the main feeding resource of *T. lucasanum* in La Azufrada coral reef, while other studies have reported small herbivorous crustaceans as its main diet component (Goodson, 1988; Williams, 1991). The preference to prey upon mollusk (soft-bodied and/or hard-shelled) have been documented for other *Thalassoma* species such as *T. duperrey*, which is an effective predator of nudibranchs (Gochfeld and Aeby, 1997), and *T. lutescens*, whose molar-shaped pharyngeal teeth allow it to grind up shells and hard-bodied organisms like chitons (Gushima *et al.*, 1991). Due to the high preference for mollusks shown by *T. lucasanum* in La Azufrada, its trophic niche breadth was narrow (B_i : 1.20; B_A : 0.01), which suggest

lo registrado para otras especies del género *Thalassoma* como *T. bifasciatum*, considerada como forrajeadora generalista que se alimenta principalmente del sustrato bentónico y que también presenta un comportamiento alimentario de limpieza facultativo (Dunkley *et al.*, 2018). Es posible que la preferencia por moluscos encontrada en *T. lucasanum* en el presente estudio se deba a la alta disponibilidad de este recurso, relacionado con la gran diversidad y abundancia de moluscos que habitan los sustratos arrecifales (Robertson, 1970; Hadfield, 1976; Ramesh *et al.*, 1996). En corales ramificados del género *Pocillopora* se han citado más de 100 especies de moluscos (Austin *et al.*, 1980; Ramesh *et al.*, 1996), lo que constituye uno de los grupos más abundantes en corales pocilloporidos, junto con los decápodos (Alvarado y Vargas-Castillo, 2012). De acuerdo con Fulton *et al.* (2017), la alta versatilidad trófica que caracteriza a peces del género *Thalassoma* podría facilitar el cambio de preferencia de sus presas hacia los recursos más comunes dentro de un hábitat dado, lo que permitiría a estas especies explotar rápidamente los recursos disponibles. Sin embargo, para determinar con mayor precisión la principal fuente de alimento de *T. lucasanum* y la amplitud de su nicho trófico, es necesario realizar un análisis de su dieta considerando un mayor tamaño de muestra.

Tabla 3. Resumen de la composición de la dieta de *Thalassoma lucasanum* en el arrecife coralino de La Azufrada, isla Gorgona, Pacífico Colombiano, con los principales grupos de ítems de presas registrados. Frecuencia de ocurrencia (%F), porcentaje por número (%N) y peso (%W) e índice de importancia relativa (%RI) para cada presa.

Ítems de presas/Prey items	%F	%N	%W	%RI
Crustacea	80.00	30.26	39.25	46.69
Mollusca	100.00	60.53	10.20	53.31

La dieta de *T. lucasanum* también estuvo conformada por escamas y huesos de peces, encontrados en 80 % y 40 % de los estómagos analizados, respectivamente (Tabla 2). La presencia de escamas de peces puede ser resultado de las actividades de limpieza que ejercen con menor frecuencia como limpiadores facultativos (Baliga y Mehta, 2014). Cuando tienen este comportamiento, se alimentan de ectoparásitos presentes en peces, aunque esto es poco frecuente en *T. lucasanum* en comparación con otras especies limpiadoras (Quimbayo *et al.*, 2017). Debido a que la mayoría de lábridos presenta una dentición que les permite explotar una amplia diversidad de presas, desde zooplancton hasta ectoparásitos de crustáceos y peces, así como bivalvos

a specialized diet for this species (Krebs, 1999). However, these results contrast with those reported for other species of the genus *Thalassoma*, such as *T. bifasciatum*, considered as a generalist forager that feeds mainly on the benthic substrate and that also presents a facultative cleaning feeding behavior (Dunkley *et al.*, 2018). It is possible that the preference for mollusks found in *T. lucasanum* in the present study is due to the high availability of this resource, related to the high diversity and abundance of mollusks that inhabit the reef substrates (Robertson, 1970; Hadfield, 1976; Ramesh *et al.*, 1996). In branched corals of genus *Pocillopora*, more than 100 mollusk species have been reported (Austin *et al.*, 1980; Ramesh *et al.*, 1996), comprising one of the most abundant groups in pocilloporid corals, along with decapods (Alvarado and Vargas-Castillo, 2012). According to Fulton *et al.* (2017), the high trophic versatility that characterizes fish of the genus *Thalassoma* could facilitate switching their prey towards the most common resource within a given habitat, which might allow these species to rapidly exploit the available resources. However, to determine more accurately the main food sources of *T. lucasanum* and the breadth of its trophic niche, it is necessary to carry out an analysis of its diet considering a larger sample size.

Table 3. Summary of the diet composition of *Thalassoma lucasanum* in La Azufrada coral reef, Gorgona Island, Colombian Pacific, listing the main prey items registered. Frequency of occurrence (%F), percentage by number (%N) and weight (%W), and index of relative importance (%RI) for each prey.

The diet of *T. lucasanum* was also comprised by fish scales and bones that were found in 80 % and 40 % of the stomachs analyzed, respectively (Table 2). The presence of fish scales in the gut contents may result from cleaning activities performed as facultative cleaners (Baliga and Mehta, 2014). When *T. lucasanum* perform cleaning activities, they might feed on fish ectoparasites, although this feeding behavior is rare in *T. lucasanum* compared to other cleaning species (Quimbayo *et al.*, 2017). Dentition of most wrasses allows them to exploit a wide diversity of prey, from zooplankton to ectoparasites of crustaceans and fish, as well as hard-shelled bivalves and gastropods (Westneat and Alfaro, 2005; Parenti and Randall, 2011). Therefore, it is also

y gasterópodos de concha dura (Westneat y Alfaro, 2005; Parenti y Randall, 2011), también es posible que peces pequeños se encuentren en la dieta de *T. lucasanum*, aunque con menor frecuencia. Asimismo, la presencia de espinas de erizo y material calcáreo triturado sugiere que *T. lucasanum* se alimenta de erizos y podría estar ingiriendo trozos de coral durante la captura de sus presas. Un enfoque molecular para analizar el contenido estomacal podría proporcionar un análisis más robusto para la identificación de presas altamente degradadas, así como información nutricional necesaria para cuantificar con mayor precisión la importancia de cada ítem de presa para esta especie (Dunkley *et al.*, 2018; Amundsen y Sánchez-Hernández, 2019).

En este estudio se encontró que *T. lucasanum* se alimenta principalmente de invertebrados bentónicos, en su mayoría moluscos de concha dura y crustáceos con estrecha asociación por el sustrato arrecifal (Figura 1). Debido al bajo

posible que small fish comprise *T. lucasanum* diet, although less frequently. Likewise, the presence of sea urchins' spines and crushed calcareous material suggests that *T. lucasanum* feeds on sea urchins and could be ingesting coral pieces while capturing its prey. A molecular approach of stomach contents could provide a more robust analysis to identify highly degraded prey, as well as nutritional information necessary to quantify more accurately the importance of each prey item in this species (Dunkley *et al.*, 2018; Amundsen and Sánchez-Hernández, 2019).

Our study shows that *T. lucasanum* feed mainly upon benthic invertebrates, mostly hard-shelled mollusks and crustaceans with a strong association with the coral substrate (Figure 1). Due to the small sample size, the results obtained represent an approximation to the diet for the species, contributing to establish the baseline knowledge



Figura 1. Ítems de presas encontrados en el contenido estomacal de *Thalassoma lucasanum*. Polychaeta: **A)** Eunicidae. **B)** Detalle de mandíbula de Eunicidae. Mollusca: Polyplacophora. **C)** Placas y tejido de *Chitonida* sp1 digerido. **D)** Detalle de placa de *Chitonida* sp1. **E)** Rádula de *Chitonida* sp1. **F)** Placas y tejido de *Chitonida* sp2 digerido. Otros: **G)** Espinas de erizo. **H)** Material calcáreo.

Figure 1. Prey items found in the stomach contents of *Thalassoma lucasanum*. Polychaeta: **A)** Eunicidae. **B)** Jaw detail of Eunicidae. Mollusca: Polyplacophora. **C)** Plates and tissue of digested *Chitonida* sp1. **D)** Plate detail of *Chitonida* sp1. **E)** Radula of *Chitonida* sp1. **F)** Plates and tissue of digested *Chitonida* sp2. Others: **G)** Sea urchin spines. **H)** Calcareous material.

tamaño de muestra, los resultados obtenidos representan una aproximación de la dieta para la especie, lo que contribuye a establecer la línea base del conocimiento de sus hábitos alimentarios en la región. Es importante mencionar que *T. lucasanum* es una de las especies de peces más abundantes del arrecife coralino de La Azufrada (Zapata y Morales, 1997; Alzate *et al.*, 2014; Palacios *et al.*, 2020) y, por lo tanto, caracterizar su dieta permite entender mejor las actividades de depredación y la dinámica de las redes tróficas en los arrecifes del POT.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a Diego Córdoba por apoyar los análisis de laboratorio, a Edgardo Londoño y Juan Felipe Lazarus por confirmar la identificación de los invertebrados, a Juan Pablo Erazo, Alejandro Perlaza, Kevin Steven Mendoza, Juan José Gallego y Olga Lucía Torres por su apoyo durante la salida de campo. Al laboratorio de imágenes de la Universidad del Valle por las tomas del contenido estomacal. Al personal de Parques Nacionales Naturales, especialmente a los funcionarios del PNN Gorgona, por el apoyo logístico brindado. Este estudio forma parte del proyecto de investigación “Estructura y función de los invertebrados crípticos móviles en dos arrecifes coralinos del Pacífico colombiano”, financiado por Minciencias y la Universidad del Valle a BV, y se realizó bajo el permiso de recolección n.º 20192000038341. Publicación 019 del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología (Incimar) de la Universidad del Valle.

of its feeding habits in the region. Because *T. lucasanum* is one of the most abundant fish species in La Azufrada coral reef (Zapata and Morales, 1997; Alzate *et al.*, 2014; Palacios *et al.*, 2020), characterizing its diet provides a better understanding of predation activities and dynamics of food webs in coral reefs in the ETP.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors want to thank Diego Córdoba for his assistance in laboratory analyses, Edgardo Londoño and Juan Felipe Lazarus for confirming the identification of the invertebrates, Juan Pablo Erazo, Alejandro Perlaza, Kevin Steven Mendoza, Juan José Gallego, and Olga Lucía Torres for their help during the field trip. Many thanks to the Laboratory of Images of Universidad del Valle for taking images of the stomach contents. To the staff of Parques Nacionales Naturales, especially the staff of PNN Gorgona for their logistical support. This study is part of the research project “Estructura y función de los invertebrados crípticos móviles en dos arrecifes coralinos del Pacífico colombiano” funded by Minciencias and Universidad del Valle to BV, and it was performed under the collection permit n.º 20192000038341. Publication 019 of the Instituto de Ciencias del Mar y Limnología (Incimar) from Universidad del Valle.

BIBLIOGRAFÍA/LITERATURE CITED





- Alvarado, J.J. y R. Vargas-Castillo. 2012. Invertebrados asociados al coral constructor de arrecifes *Pocillopora damicornis* en Playa Blanca, bahía Culebra, Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.*, 60(2): 77-92. <https://doi.org/10.15517/rbt.v60i2.19965>
- Alzate, A., F.A. Zapata, and A. Giraldo. 2014. A comparison of visual and collection-based methods for assessing community structure of coral reef fishes in the Tropical Eastern Pacific. *Rev. Biol. Trop.*, 62: 359-371.
- Amundsen, P.A. and J. Sánchez-Hernández. 2019. Feeding studies take guts – critical review and recommendations of methods for stomach contents analysis in fish. *J. Fish Biol.*, 95: 1364-1373
- Arnal, C., O. Verneau, and Y. Desdevises. 2006. Phylogenetic relationships and evolution of cleaning behaviour in the family Labridae: importance of body colour pattern. *J. Evol. Biol.*, 19(3): 755-763. <https://doi.org/10.1111/j.1420-9101.2005.01059.x>
- Austin, A.D., S.A. Austin, and P.F. Sale. 1980. Community structure of the fauna associated with the coral *Pocillopora damicornis* (L.) on the Great Barrier Reef. *Mar. Freshw. Res.*, 31(2): 163-174. <https://doi.org/10.1071/MF9800163>
- Baliga, V.B. and R.S. Mehta. 2014. Scaling patterns inform ontogenetic transitions away from cleaning in *Thalassoma wrasses*. *J. Exp. Biol.*, 217: 3597-3606. <https://doi.org/10.1242/jeb.107680>
- Cortés, E. 1997. A critical review of methods of studying fish feeding based on analysis of stomach contents: application to elasmobranch fishes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 54: 726-738. <https://doi.org/10.1139/cjfas-54-3-726>
- Dunkley, K., J. Cable, and S.E. Perkins. 2018. The selective cleaning behaviour of juvenile blue-headed wrasse (*Thalassoma bifasciatum*) in the Caribbean. *Behav. Proc.*, 147: 5-12. <https://doi.org/10.1016/j.beproc.2017.12.005>





- Fabi, G., S. Manoukian, and A. Spagnolo. 2006. Feeding behavior of three common fishes at an artificial reef in the northern Adriatic Sea. *Bull. Mar. Sci.*, 78: 39-56.
- Foster, S.A. 1987. Acquisition of a defended resource: a benefit of group foraging for the neotropical wrasse, *Thalassoma lucasanum*. *Environ. Biol. Fishes*, 19(3): 215-222. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/BF00005350>
- Fulton, C.J., P.C. Wainwright, A.S. Hoey, and D.R. Bellwood. 2017. Global ecological success of *Thalassoma* fishes in extreme coral reef habitats. *Ecol. Evol.*, 7: 466-472. <https://doi.org/10.1002/ece3.2624>
- George, E. and W.F. Hadley. 1979. Food and habitat partitioning between rock bass (*Ambloplites rupestris*) and smallmouth bass (*Micropterus dolomieu*) young of the year. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 108: 253-261. [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1979\)108<253:FAHPBR>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1979)108<253:FAHPBR>2.0.CO;2)
- Giraldo, A., C. Gómez, and F. Ospina. 2001. Abundance and spatial distribution of *Thalassoma lucasanum* (Gill, 1863) in a coral reef of the Eastern Tropical Pacific. *Bull. Mar. Sci.*, 68(1): 147-152.
- Glynn, P.W., H. von Prahl, and F. Guhl. 1982. Coral reefs of Gorgona Island, Colombia, with special reference to corallivores and their influence on community structure and reef development. *An. Inst. Invest. Mar. Punta Betín*, 12: 185-214
- Gochfeld, D.J. and G.S. Aeby. 1997. Control of populations of the coral-feeding nudibranch *Phestilla sibogae* by fish and crustacean predators. *Mar. Biol.*, 130: 63-69. <https://doi.org/10.1007/s002270050225>
- Goodson, G. 1988. *Fishes of Pacific coast*. Stanford Univ. Press, California. 267 p.
- Gushima, K., Y. Hazumi, and S. Kakuta. 1991. Growth-related changes in diet and foraging behavior of the yellow wrasse *Thalassoma lutescens* at Kuchierabu Island. *Jap. J. Ichthyol.*, 38(3): 307-313. <https://doi.org/10.11369/jji1950.38.307>
- Hadfield, M.G. 1976. Molluscs associated with living tropical corals. *Micronesica*, 12: 133-148.
- Hyslop, E.J. 1980. Stomach contents analysis—a review of methods and their application. *J. Fish. Biol.*, 17: 411-429. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1980.tb02775.x>
- Krebs, C. 1999. *Ecological methodology*. 2nd ed. Benjamin Cummings Press, California. 620 p.
- Mar-Silva, V., R. Hernández y M. Medina. 2014. Métodos clásicos para el análisis del contenido estomacal en peces. *Biologicas*, 16:13-16.
- Muñoz, C.G. y F.A. Zapata. 2013. Plan de manejo de los arrecifes coralinos del PNN Gorgona, Pacífico colombiano. Parques Nacionales Naturales y WWF-Colombia, Cali. 68 p.
- Palacios, S., B. Valencia, and A. Giraldo. 2020. Diet of the coral hawkfish *Cirrhitichthys oxycephalus* (Family: Cirrhitidae) in a fringing coral reef of the Eastern Tropical Pacific. *Coral Reefs*, 39: 1503-1509. <https://doi.org/10.1007/s00338-020-02007-4>
- Parenti, P. and J. Randall. 2011. Checklist of the species of the families Labridae and Scaridae: an update. *Smithiana Bull.*, 13: 29-44.
- Quimbayo, J.P., M.S. Dias, O.R.C. Schlickmann, and T.C. Mendes. 2017. Fish cleaning interactions on a remote island in the Tropical Eastern Pacific. *Mar. Biodivers.*, 47(2): 603-608. <https://doi.org/10.1007/s12526-016-0493-2>
- Ramesh, D.A., R. Jeyabaskaran, and A.L.P. Pandian. 1996. Gastropods and bivalves associated with reef building corals, palk bay, southeastern India. *Res. Bull. Phuket Mar. Biol. Cent.*, 16: 257-260.
- Robertson, R. 1970. Review of the predators and parasites of stony corals, with special reference to symbiotic prosobranch gastropods. *Pac. Sci.*, 24: 828-830.
- Robertson, R.D. y G.R. Allen. 2015. Peces costeros del Pacífico Oriental Tropical: sistema de información en línea. Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales, Balboa, Panamá. <https://biogeodb.stri.si.edu/sfstep/es/thefishes/species/1675>. 07/01/2020.
- Warner, R. R. 1982. Mating systems, sex change and sexual demography in the rainbow wrasse, *Thalassoma lucasanum*. *Copeia*, 1982(3): 653-661.
- Westneat, M.W. and M.E. Alfaro. 2005. Phylogenetic relationships and evolutionary history of the reef fish family Labridae. *Mol. Phylog. Evol.*, 36(2): 370-390. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2005.02.001>
- Williams, D. 1991. Patterns and processes in the distribution of coral reef fishes. 437-474. En: Sale, P.F. (Ed.). *The ecology of fishes on coral reefs*. Academic Press, San Diego. 754 p.
- Zapata, F.A. and Y.A. Morales. 1997. Spatial and temporal patterns of fish diversity in a coral reef at Gorgona Island, Colombia. *Proc. 8th Internat. Coral Reef Symp.*, 1: 1029-1034.
- Zapata, F.A. and B. Vargas-Ángel. 2003. Coral and coral reefs of the Pacific coast of Colombia. 419-447. En: Cortés, J. (Ed.). *Latin American coral reefs*. Elsevier Science B.V., Amsterdam. 508 p.



Primer registro de ballena de aleta (*Balaenoptera physalus*) en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo, Caribe colombiano

First record of a Fin whale (*Balaenoptera physalus*) in the Rosario and San Bernardo Corals National Natural Park, Colombian Caribbean

Natalia Botero-Acosta^{1*}, Karina Bohrer do Amaral², Dalia C. Barragán-Barrera^{1,3}, Nohelia Farías-Curtidor¹,
 0000-0001-5976-2577  0000-0002-5800-8887  0000-0003-4023-9908  0000-0002-2617-8988

Jorge H. Moreno-Sotomayor^{4,5}, Heidys M. Macías-Campo^{4,5}, Alejandro Álzate-Montoya⁶ y Karla G. Barrientos-Muñoz^{4,7,8}
 0000-0002-7397-9833  0000-0001-8084-6441  0000-0001-6617-0027  0000-0003-3963-5727

1. Fundación Macuáticos Colombia, Medellín, Colombia. macuaticoscolombia@gmail.com*, nofeha@gmail.com
2. Laboratório de Sistemática e Ecologia de Aves e Mamíferos Marinhos (LABSMAR), Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Campus Vale, Porto Alegre (RS), Brasil. karinabohrerdoamaral@gmail.com
3. Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas del Caribe (CIOH), Dirección General Marítima, Escuela Naval de Cadetes "Almirante Padilla", Cartagena de Indias, Colombia. daliac.barraganbarrera@gmail.com
4. Parques Nacionales Naturales de Colombia.
5. Consejo Comunitario de Comunidades Negras del Archipiélago de San Bernardo. puertocaracol2015@gmail.com, heidysmacias08@gmail.com
6. Fundación Sueños de Mar (Fusdem). info@fusdem.org
7. Fundación Tortugas del Mar (FTM). karla.barrientos@udea.edu.co
8. Wider Caribbean Sea Turtle Conservation Network (WIDECAST).

* Autora de correspondencia.

RESUMEN

Entre el 23 y el 27 de enero de 2020 se registró la presencia de una ballena de aleta (*Balaenoptera physalus*) en aguas costeras del área marina protegida del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo. Este es el primer registro de un animal vivo para el mar Caribe colombiano. Aunque no fue posible establecer relaciones de causalidad, la presente nota incluye una descripción del contexto ambiental y oceanográfico asociado a los avistamientos. Si bien el Caribe colombiano, por sus características oligotróficas, no soportaría consistentemente la presencia de los grandes rorcuales, se sugiere incluirlo como parte del rango de distribución potencial de la ballena de aleta. El presente registro también resalta la importancia y relevancia de los procesos de ciencia ciudadana y participativa, además del trabajo interinstitucional y colaborativo, acciones clave para el monitoreo de especies de alta movilidad como los mamíferos marinos.

PALABRAS CLAVE: rorcual común, cetáceos, reporte, ciencia ciudadana, Colombia

ABSTRACT

Between January 23rd and 27th, 2020, a Fin whale (*Balaenoptera physalus*) was seen in coastal waters of the Rosario and San Bernardo Corals National Natural Park. This is the first known record of a live animal for the Colombian Caribbean Sea. While it was not possible to establish causality relationships, the present note includes a description of the environmental and oceanographic context associated with sightings. While the Colombian Caribbean, because of its oligotrophy, would not permanently sustain a constant presence of the great baleen whales, its inclusion as part of the potential distribution range for Fin whales is suggested. The current report also highlights the importance and relevance of citizen science, in addition to interinstitutional and collaborative work, key processes for the monitoring of high mobility species such as marine mammals.

KEYWORDS: common rorqual, cetaceans, report, citizen science, Colombia

DOI: <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2020.49.SuplEsp.1092>

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

La ballena de aleta (*Balaenoptera physalus*), la segunda especie de mayor talla dentro de la familia Balaenopteridae, es catalogada como de distribución cosmopolita (Aguilar y García-Vernet, 2018). Sin embargo, los registros en la literatura científica evidencian una escasa ocupación de las aguas tropicales (Edwards *et al.*, 2015). Colombia cuenta con tres registros de animales vivos en el océano Pacífico (Vidal, 1990; Palacios *et al.*, 2012). Adicionalmente, los restos óseos de un espécimen proveniente del Caribe estaban depositados en el Museo del Mar de la Universidad Jorge Tadeo Lozano (Prieto-Rodríguez, 1988).

Entre 23 y 27 de enero de 2020, la comunidad de Puerto Caracol y operadores turísticos del archipiélago de San Bernardo reportaron una ballena cerca a isla Múcura, perteneciente al área marina protegida del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo (PNNCRSB). El PNNCRSB es un área marina protegida bajo la jurisdicción del Distrito Turístico y Cultural de Cartagena de Indias, con una extensión aproximada de 120 000 ha (Zarza-González, 2011). Este lugar alberga ecosistemas de considerable biodiversidad entre los que se destacan arrecifes coralinos, manglares, pastos marinos, fondos sedimentarios, bosque seco tropical, lagunas costeras y litorales rocosos y arenosos (Flórez y Etter, 2003; Zarza-González, 2011). La plataforma continental en jurisdicción del PNNCRSB se extiende por aproximadamente 30 km a partir de la costa y se caracteriza por terrenos planos y paisajes submarinos irregulares con profundidades entre 60 y 110 m (Morales e Idárraga-García, 2013).

El 23 de enero, la comunidad de Puerto Caracol y el equipo de PNNCRSB contaron con el acompañamiento técnico remoto de la Fundación Macuáticos Colombia y la Fundación Tortugas del Mar para organizar un operativo de lanchas que trató de llevar la ballena a aguas abiertas, ya que se ubicaba en una zona de aproximadamente 15 m de profundidad, lo que representaba riesgo de varamiento. Sin embargo, según lo registrado por los pescadores, la ballena ocupaba con frecuencia aguas someras, presuntamente por la presencia de sardinas. Para el día siguiente, un operador turístico y varios pescadores lograron filmarla. Se apreciaba un nado lento y cercano a la superficie. En el material filmico también se evidenciaba una distancia considerable entre el espiráculo y la aleta dorsal falcada y ubicada en el último tercio del cuerpo. Adicionalmente, se observaba en el ejemplar una coloración dorsal oscura, casi negra (Figura 1). Desde ese momento, el equipo de PNNCRSB y Guardacostas

Fin whales (*Balaenoptera physalus*), the second largest species within the Balaenopteridae family, are often considered as having a cosmopolitan distribution (Aguilar and García-Vernet, 2018). Nonetheless, sightings and literature records show a scarce occupation of tropical waters (Edwards *et al.*, 2015). There are only three records of live individuals for Colombia, both from the Pacific Ocean (Vidal, 1990; Palacios *et al.*, 2012). Additionally, the skeleton of a specimen recovered from the Caribbean was kept at the Sea Museum of Jorge Tadeo Lozano University (Prieto-Rodríguez, 1988).

Between January 23rd and 27th, 2020, the community of Puerto Caracol along with tourism operators of the San Bernardo Archipelago reported a whale near Múcura Island, within the jurisdiction of the Rosario and San Bernardo Corals National Natural Park (PNNCRSB). PNNCRSB is a marine protected area under the jurisdiction of the Tourism and Culture District of Cartagena with an approximate extension of 120 000 ha (Zarza-González, 2011). This area holds ecosystems of considerable biodiversity including coral reefs, seagrasses, sedimentary bottoms, tropical dry forest, coastal lagoons and rocky and sandy coastlines (Flórez and Etter, 2003; Zarza-González, 2011). The continental shelf within the jurisdiction of the PNNCRSB extends over 30 km from the coastline and is characterized by plain terrains and irregular submarine landscapes with depths that range between 60 and 110 m (Morales and Idárraga-García, 2013).

On January 23rd, the community of Puerto Caracol and personnel from PNNCRSB received technical support from Fundación Macuáticos Colombia and Fundación Tortugas de Mar for the organization of a boat group that tried to drive the whale offshore, since it was occupying waters approximately 15 m deep, which represented a risk for stranding. Nonetheless, the whale often returned to shallow waters, presumably because of the presence of schools of herring, according to fishermen reports. The next day, a tourism operator and several fishermen managed to film it, where slow traveling near the water surface can be seen. The video also revealed a considerable distance between the blowhole and the dorsal fin, which is falcate and located within the last third of the whale's body. Additionally, a dark coloration, almost black, was also noted (Figure 1). From that moment on, the team at PNNCRSB along with the Coast Guard completed actions of control, vigilance and socialization of the responsible sighting guide for aquatic mammals in Colombia

desarrollaron trabajos continuo de control, vigilancia y socialización de la guía de avistamiento responsable de mamíferos acuáticos en Colombia (MinAmbiente, 2017) para evitar impactos negativos sobre el animal.

Durante el tercer día consecutivo de avistamiento, los pescadores y el equipo de PNNCRSB registraron la presencia de la ballena en un punto de alta afluencia de sardina. Aunque no fue posible recolectar un espécimen de sardina y, por ello, no pudo identificarse la especie, la sardina común (*Sardinella aurita*) y el machuelo (*Ophistonema oglinum*) se sugieren como posibles candidatos. El día 26 de enero miembros de la Fundación Sueños de Mar junto al equipo del PNNCRSB lograron filmar con un dron el desplazamiento superficial y la inmersión aparentemente lenta de la ballena. El video además permitió apreciar la pigmentación asimétrica de la cabeza, con un tono gris claro en la superficie dorsal y blanco hacia la mandíbula inferior, carácter diagnóstico para la ballena de aleta (*Balaenoptera physalus*) (Aguilar y García-Vernet, 2018; Figura 1). En el marco de este avistamiento fue posible georreferenciar la ubicación del individuo mediante un GPS (9° 46' 22,0" N-75° 52' 53,3" W). Finalmente, el 27 de enero de 2020 la ballena solo fue vista en horas de la mañana, a pesar de que el equipo de guardacostas estuvo monitoreando el área en busca de señales que alertaran sobre su presencia.

La ballena fue avistada a un kilómetro de isla Múcura y a 26 km de la costa (Figura 2). En dicho punto la profundidad se estimó en 82 m gracias al banco de datos GEBCO (2020), disponible con una resolución de 450 × 450 m. Adicionalmente y con el fin de contextualizar

(MinAmbiente, 2017) in order to avoid any negative impacts on the animal.

During the third consecutive day of sighting, the fishermen and the team from PNNCRSB reported the whale on waters of herring abundance. While it was not possible to collect a herring specimen, so the species was not identified, the common herring (*Sardinella aurita*) and the thread herring (*Ophistonema oglinum*) are suggested as possible candidates. On January 26th, members of Fundación Sueños de Mar along with officers from PNNCRSB managed to deploy a drone and film the whale's slow and shallow cruising behavior. The video also allowed the detection of the asymmetrical head pigmentation, with a lighter gray on the dorsal surface and white towards the lower jaw, diagnostic features for Fin whales (*Balaenoptera physalus*) (Aguilar and García-Vernet, 2018; Figure 1). In the context of this sighting, it was possible to geo-reference the location of the individual with a GPS unit (9° 46' 22.0" N-75° 52' 53.3" W). Finally, on January 27th, 2020, locals only saw the whale in the morning, despite the fact that the Coast Guard was monitoring the area searching for signals that will alert about its presence.

The whale was located one kilometer away from Múcura Island and 26 km from the coastline (Figure 2). At this point depth was estimated at 82 m thanks to the GEBCO database (2020), available with a resolution of 450 × 450 m. Additionally, and in order to contextualize the oceanographic and environmental conditions during the week in which sightings occurred, bathymetry, sea surface temperature, and superficial concentrations of chlorophyll *a* and particulate

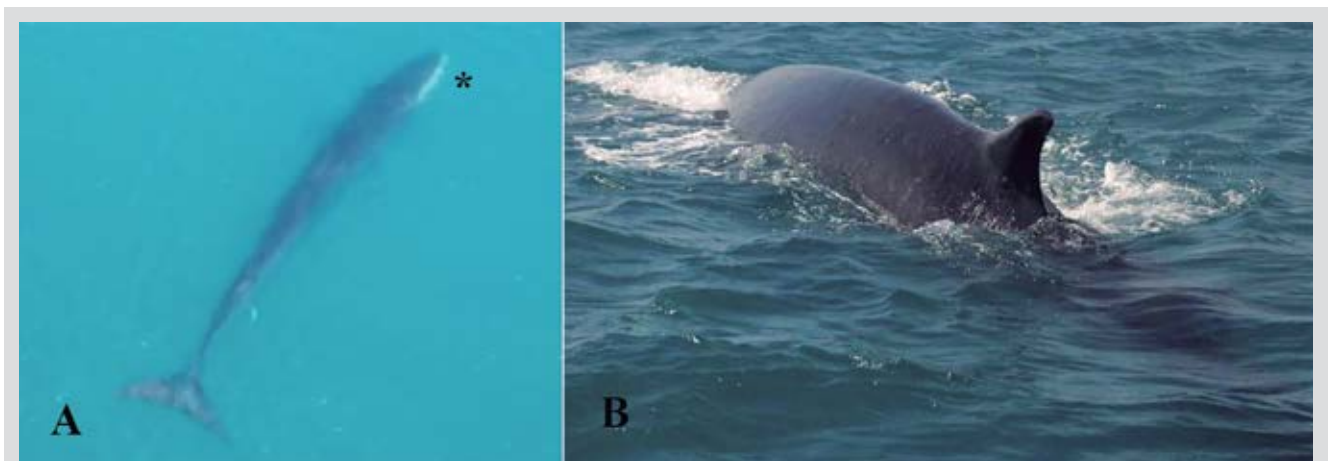


Figura 1. Caracteres diagnósticos de identificación taxonómica para la ballena de aleta. **A)** Pigmentación asimétrica de la mandíbula, indicada con un asterisco (*). **B)** Aleta dorsal falcada y ubicada en el último tercio del cuerpo. Fotografías: **A)** Fundación Sueños de Mar. **B)** PNNCRSB.

Figure 1. Diagnostic characters for the taxonomic identification of Fin whales. **A)** Asymmetrical pigmentation of the jaw, indicated by an asterisk (*). **B)** small and backward-sloping dorsal fin, located in the last third of the body. Photographs: **A)** Fundación Sueños de Mar. **B)** PNNCRSB.

las condiciones oceanográficas durante la semana de los avistamientos, la batimetría y la temperatura superficial del mar, así como las concentraciones superficiales de clorofila *a* y carbono orgánico particulado fueron estimadas para dos polígonos: uno que abarca el golfo de Morrosquillo, en particular el área de influencia de la desembocadura del río Sinú (Área 1 en la Figura 2) y otro específico en la sección sur del PNNCRSB, alrededor de la ubicación georeferenciada del individuo (Área 2 en la Figura 2). Los datos de concentraciones superficiales de clorofila *a*, carbono orgánico particulado y temperatura superficial del mar fueron consultados con una resolución temporal de ocho días y espacial de 4×4 km en la plataforma Ocean Color Web (NASA, 2014, 2018a, 2018b) en formato netCDF4. En la porción sur del PNNCRSB, la concentración de clorofila *a* registrada entre 17 y 24 de enero de 2020 osciló entre 0,2 y 1,21 mg/m^3 , con un promedio de 0,43 mg/m^3 . La concentración de carbono orgánico particulado osciló entre 74,8 y 249,8 mg/m^3 , con un promedio de 133,5 mg/m^3 . Por su parte, la temperatura superficial del mar osciló entre 28,8 y 29,3 $^{\circ}\text{C}$, con un promedio de 29 $^{\circ}\text{C}$. Finalmente, la batimetría osciló entre -220 m de profundidad y la línea costera de isla Múcura, con un promedio de -61 m. Por su parte, para la zona de influencia de la desembocadura del

organic carbon were estimated for two polygons: one that included the Gulf of Morrosquillo, and particularly the area of influence of Sinú River mouth (Area 1 within Figure 2) and a second one, which was specific to the southern section of PNNCRSB around the georeferenced location of the individual (Area 2 within Figure 2). Superficial concentrations of chlorophyll *a*, particulated organic carbon and sea surface temperature data were accessed based on an eight day composite and with a spatial resolution of 4×4 km through the Ocean Color web platform (NASA 2014, 2018a, 2018b) in netCDF4 format. For the southern section of PNNCRSB, concentration of chlorophyll *a* reported between January 17th and 24th, 2020, ranged between 0.2 and 1.21 mg/m^3 , with an average of 0.43 mg/m^3 , while the concentration of particulate organic carbon ranged between 74.8 and 249.8 mg/m^3 , with an average of 133.5 mg/m^3 . Sea surface temperature oscillated between 28.8 and 29.3 $^{\circ}\text{C}$, with an average of 29 $^{\circ}\text{C}$. Finally, bathymetry ranged between -220 m and the coastline of Múcura Island, with an average of -61 m. On the other hand, for the zone of influence of the Sinú River mouth, concentration of chlorophyll *a* reported between January 17th and 25th, 2020, ranged between 0.2 and 5.5 mg/m^3 , with an average of 1.24 mg/m^3 , while the concentration of particulated

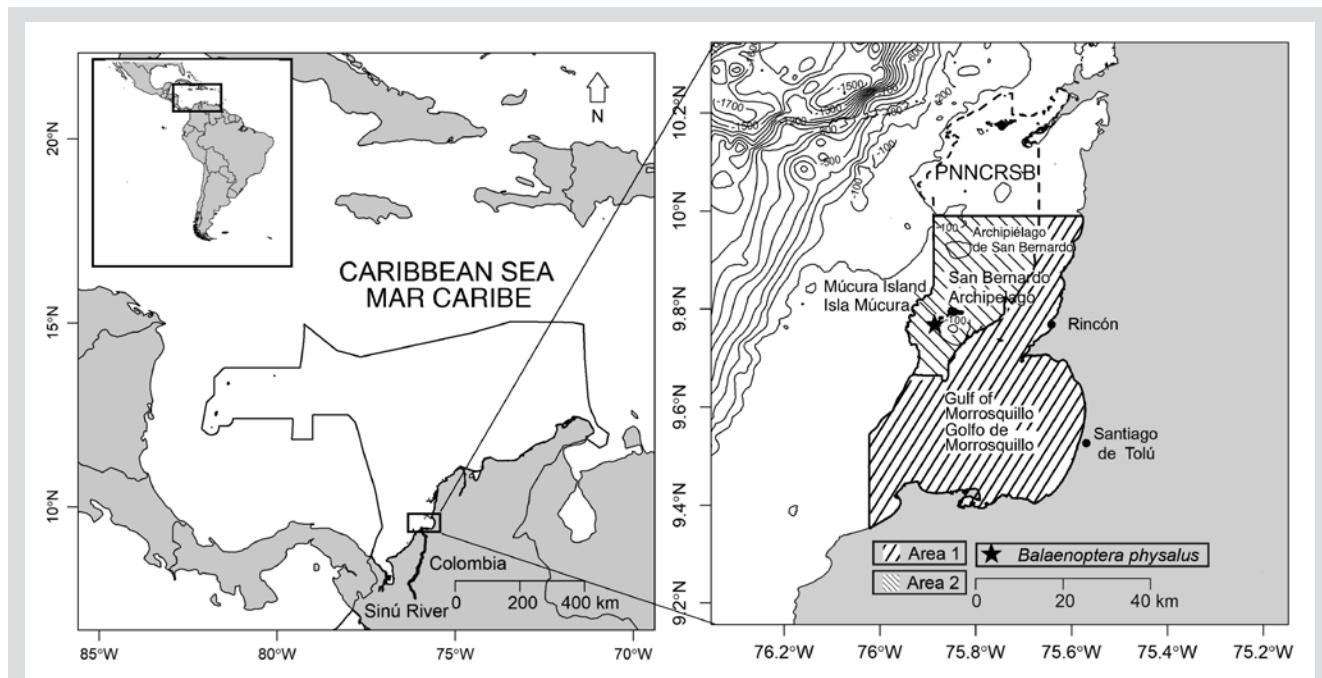


Figura 2. Ubicación geográfica de la ballena de aleta dentro de la jurisdicción del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB) el 26 de enero de 2020. El panel derecho representa la zona económica exclusiva de Colombia en el Caribe mientras que la jurisdicción del PNNCRSB está delimitada con líneas punteadas en el panel izquierdo.

Figure 2. Geographic location of the Fin whale within jurisdiction of the Rosario and San Bernardo Corals National Natural Park (PNNCRSB) on January 26th, 2020. The right panel represents the Colombian Economic Exclusive Zone in the Caribbean, while PNNCRSB jurisdiction is shown with the dotted line on the left panel.

río Sinú, la concentración de clorofila *a* registrada entre 17 y 24 de enero de 2020 osciló entre 0,2 y 5,5 mg/m³, con un promedio de 1,24 mg/m³. La concentración de carbono orgánico particulado osciló entre 67,6 y 419,4 mg/m³, con un promedio de 216,5 mg/m³. En adición, la temperatura superficial del mar osciló entre 29,2 y 30,4 °C, con un promedio de 29,6 °C. Finalmente, para esta región, la batimetría osciló entre -80 m y la línea costera del golfo de Morrosquillo, con un promedio de -23 m. El procesamiento de datos ambientales y la extracción de promedios, así como los valores mínimos y máximos para cada polígono fue posible mediante el uso de los paquetes *raster* (Hijmans, 2017) y *rgdal* (Bivand *et al.*, 2018) en ambiente R v. 3.5.2 (R Core Team, 2018).

Tradicionalmente, el Caribe colombiano es considerado un ecosistema oligotrófico y homogéneo (Arévalo-Martínez y Franco-Herrera, 2008; Rueda-Roa y Müller-Karger, 2013). Lo anterior, se presume, tiene un impacto considerable sobre la abundancia y diversidad de cetáceos (Barragán-Barrera *et al.*, 2019). Sin embargo, gracias a las descargas de sedimentos de los ríos Amazonas, Orinoco y Sinú, así como a la ocurrencia de surgencias estacionales asociadas a los vientos alisios del norte entre enero y abril, se presentan picos de productividad por año que eventualmente podrían permitir la presencia ocasional de especies como la ballena de aleta, las cuales requieren una gran cantidad de recursos altamente calóricos (Rueda-Roa y Müller-Karger, 2013; Aguilar y García-Vernet, 2018).

A pesar de que se ha registrado que las ballenas de aleta se alimentan principalmente de eufáusidos (Mizrock *et al.*, 1984; Tershy, 1992; Aguilar y García-Vernet, 2018), la especie ha mostrado una considerable flexibilidad dietaria, pudiendo explotar cardúmenes de peces de manera oportunística (Kawamura, 1980; Tershy, 1992; Gendron, 1993; Woodley y Gaskin, 1996; Gendron *et al.*, 2001). Aunque no fue posible observar comportamientos de superficie que fueran indicios de alimentación (*v. g.* boca abierta, engolfamiento o distensión de los pliegues ventrales), los desplazamientos lentos y superficiales, así como los buceos prolongados han sido sugeridos como posibles indicadores de forrajeo y alimentación (Watkins, 1981; Panigada *et al.*, 2003). Adicionalmente, los recuentos de los pescadores del lugar indicaron de forma consistente la abundancia de sardinas durante los avistamientos, lo cual podría soportar la hipótesis de alimentación oportunística.

El presente registro constituye el primero de un ejemplar vivo de ballena de aleta en el Caribe colombiano.

organic carbon ranged between 67.6 and 419.4 mg/m³, with an average of 216.5 mg/m³. In addition, sea surface temperature oscillated between 29.2 and 30.4 °C, with an average of 29.6 °C. Finally, bathymetry ranged between -80 m and the coastline of the Gulf of Morrosquillo, with an average of -23 m. Environmental data manipulation and the extraction of averages and minimum/maximum values for each polygon were performed using *raster* (Hijmans 2017) and *rgdal* (Bivand *et al.*, 2018) packages implemented in R v. 3.5.2 (R Core Team 2018).

Traditionally, the Colombian Caribbean is considered to be an oligotrophic and homogeneous ecosystem (Arévalo-Martínez and Franco-Herrera, 2008; Rueda-Roa and Müller-Karger, 2013). This, it is presumed, has a considerable impact on cetacean abundance and diversity (Barragán-Barrera *et al.*, 2019). Nonetheless, due to sediment discharge from the Amazon, Orinoco and Sinú rivers, as well as the occurrence of seasonal upwellings associated with the northern trade winds between January and April, there are peaks in productivity per year that could eventually allow the occasional presence of species such as the Fin whale, which require a considerable quantity of highly caloric resources (Rueda-Roa and Müller-Karger, 2013; Aguilar and García-Vernet, 2018).

In spite of reports indicating that euphausiids would be the main prey of Fin whales (Mizrock *et al.*, 1984; Tershy, 1992; Aguilar y García-Vernet, 2018), the species has shown considerable diet flexibility, exploiting school fish in an opportunistic matter (Kawamura, 1980; Tershy, 1992; Gendron, 1993; Woodley and Gaskin, 1996; Gendron *et al.*, 2001). Even though it was not possible to observe surface feeding behavior (*e.g.* open mouth, engulfment or distension of ventral plates); slow and superficial traveling, as well as prolonged dives, have been suggested as indicators of foraging and feeding (Watkins, 1981; Panigada *et al.*, 2003). In addition, fishermen consistently indicated abundance of herrings during sightings, which could support the hypothesis of opportunistic feeding.

The current report constitutes the first of a living specimen of Fin whale in the Colombian Caribbean. While it has been suggested that the species rarely occupies waters between 20° N and 20° S (Edwards *et al.*, 2015; Aguilar and García-Vernet, 2018; García-Rivas *et al.*, 2019), which includes the Colombian Caribbean, the sighting near the San Bernardo Archipelago suggests that while such geographic range can include a lower abundance of the species, the waters of the Colombian Caribbean could be part of the

Si bien se ha sugerido que la especie rara vez ocupa la zona comprendida entre 20° N y 20° S (Edwards *et al.*, 2015; Aguilar y García-Vernet, 2018; García-Rivas *et al.*, 2019), la cual incluye el Caribe colombiano, el avistamiento en el archipiélago de San Bernardo sugiere que, aunque dicho rango geográfico puede ser de menor abundancia, el Caribe colombiano podría ser parte del ámbito de distribución, al menos secundario, de la ballena de aleta.

Es preciso resaltar la relevancia de los procesos de ciencia ciudadana y participativa, además del trabajo interinstitucional y colaborativo en las instituciones ambientales y científicas, los cuales son vitales para la superación de los vacíos de información (Boney *et al.*, 2009). A la luz del presente registro, es de especial importancia apoyar programas de investigación científica con el propósito de retroalimentar procesos de educación ambiental, particularmente aquellos que prioricen ejercicios de diálogo de saberes.

AGRADECIMIENTOS

Los autores expresan su agradecimiento a la comunidad de Puerto Caracol en isla Múcura y a localidades aledañas al archipiélago de San Bernardo por su diligencia para con los avistamientos. También agradecen al jefe del PNNCRSB, Teniente de Fragata Edder Libardo Robledo Leal, y al comandante de guardacostas, Capitán de Corbeta David Fernando Rodríguez Barón, por la disposición y acompañamiento en el proceso. La presente publicación no hubiese sido posible sin la colaboración de Martyn Alzate, ya que gracias a sus imágenes se pudo confirmar la identidad taxonómica del individuo. Los autores agradecen igualmente al centro de vuelos espaciales Goddard de la NASA y al grupo de compilación GEBCO por el acceso a los datos de clorofila, temperatura superficial del mar, carbón orgánico particulado y batimetría. Por último, se agradece de forma muy especial al biólogo Christian Bermúdez por su considerable aporte para con la presente nota, así como al Ministerio de Ciencias (Minciencias/Colciencias) por proveer una beca postdoctoral a DCBB a través del Fondo Francisco José de Caldas (convocatoria n.º 848) en 2019.

distribution range of Fin whales, at least in a secondary way.

It is important to highlight the relevance of citizen and participative science, besides interinstitutional and collaborative work within scientific and environmental institutions, which are vital to overcome information gaps (Boney *et al.*, 2009). Considering the current record, it is particularly important to support programs and initiatives of scientific research in order to provide feedback for environmental education activities within the local communities, particularly those that prioritize knowledge dialogue processes.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors express their gratitude towards the community of Puerto Caracol at Múcura Island and localities close to the San Bernardo Archipelago for their diligence towards the sightings described here. They also thank the Chief at PNNCRSB, Frigate Lieutenant Edder Libardo Robledo Leal, as well as the Coast Guard Commander Lieutenant David Fernando Rodríguez Barón, for their disposition and company in this process. The current publication could not have been possible without the collaboration of Martyn Alzate, since thanks to those images it was possible to confirm the taxonomic identity of the individual. The authors would also like to thank NASA's Goddard Space Flight Center and GEBCO Compilation Group, for the access to chlorophyll, sea surface temperature, particulate organic carbon, and bathymetry data. Finally, special thanks to the biologist Christian Bermúdez for his considerable contribution to this note, as well as the Colombian Ministry of Science (Minciencias/Colciencias) for providing a Postdoctoral Fellowship to DCBB through the Francisco José de Caldas Fund (Call # 848) in 2019.



BIBLIOGRAFÍA/LITERATURE CITED

- Aguilar, A. and R. García-Vernet. 2018. Fin whale: *Balaenoptera physalus*. 368-371. En Würsig, B., J.G.M. Thewissen, and K. Kovacs (Eds.). Encyclopedia of marine mammals. Academic Press. 1190 p.
- Arévalo-Martínez, D. y A. Franco-Herrera. 2008. Características oceanográficas de la surgencia frente a la ensenada de Gaira, departamento de Magdalena, época seca menor de 2006. Bol. Invest. Mar. Cost. 37(2): 131-162.
- Barragán-Barrera, D.C., K.B. Do Amaral, P.A. Chávez-Carreño, N. Fariás-Curtidor, R. Lancheros-Neva, N. Botero-Acosta, *et al.* 2019. Ecological niche modeling of three species of *Stenella* dolphins in the Caribbean Basin, with application to the Seaflower Biosphere Reserve. Front. Mar. Sci., 6: 1-17.
- Bivand, R., T. Keitt, and B. Rowlingson. 2018. rgdal: bindings for the 'geospatial' data Abstraction Library. R package version 1.3-6. <https://CRAN.R-project.org/package=rgdal>
- Bonney, R., C.B. Cooper, J. Dickinson, S. Kelling, T. Phillips, K.V. Rosenberg, and J. Shirk. 2009. Citizen science: a developing tool for expanding science knowledge and scientific literacy. BioScience, 59: 977-984.
- Edwards, E.F., C. Hall, T.J. Moore, C. Sheredy, and J.V. Redfern. 2015. Global distribution of Fin whales *Balaenoptera physalus* in the post-whaling era (1980-2012). Mamm. Rev., 45: 197-214.
- Flórez, C. y A. Etter. 2003. Caracterización ecológica de las islas Múcura y Tintipán, archipiélago de San Bernardo, Colombia. Rev. Acad. Colomb. Cienc., 27: 343-356.
- García-Rivas, M.C., M.P. Blanco-Parra, D.N. Castelblanco-Martínez, and C.A. Niño-Torres. 2019. First record of a Fin whale *Balaenoptera physalus* in the Mexican Caribbean. Hidrobiológica, 29: 41-43.
- GEBCO Compilation Group. 2020. GEBCO 2020 Grid. <https://doi.org/10.5285/a29c5465-b138-234d-e053-6c86abc040b9>. 11/09/2020.
- Gendron, D. 1993. Índice de avistamiento y distribución del género *Balaenoptera* en el golfo de California, México, durante febrero, marzo y abril 1988. Rev. Inv. Cient. 1: 21-30.
- Gendron, D., S. Aguiñiga, and J.D. Carriquiry. 2001. $d^{15}N$ and $d^{13}C$ in skin biopsy samples: a note on their applicability for examining the relative trophic level in three orca species. J. Cetacean Res. Manag., 3: 41-44.
- Hijmans, R. 2017. raster: geographic data analysis and modeling. R package version 2.6-7. <https://CRAN.R-project.org/package=raster>
- Kawamura, A. 1980. A review of food of balaenopterid whales. Sci. Rep. Whales Res. Inst. 32: 155-197.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. 2017. Guía de avistamiento responsable de mamíferos acuáticos en Colombia. https://www.minambiente.gov.co/images/NegociosVerdesysostenible/pdf/boletines/AVISTAMIENTOS_48_PAG_baja.pdf. 01/08/2020.
- Mizroch, S.A., D.W. Rice, and J.M. Breiwick. 1984. The Fin whale, *Balaenoptera physalus*. Mar. Fish. Rev., 46: 20-24.
- Morales, D. F. y J. Idárraga-García. 2013. Caracterización de los subfondos marinos del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB), Colombia. Invenmar, Santa Marta. <https://doi.org/10.13140/2.1.1971.2007>
- NASA Goddard Space Flight Center, Ocean Ecology Laboratory, Ocean Biology Processing Group. Moderate-resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) Aqua 11 μ m Day/Night Sea Surface Temperature Data. 2014. NASA OB.DAAC, Greenbelt, USA.
- NASA Goddard Space Flight Center, Ocean Ecology Laboratory, Ocean Biology Processing Group. Moderate-resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) Aqua Chlorophyll Data. 2018a. NASA OB.DAAC, Greenbelt, USA. <https://oceancolor.gsfc.nasa.gov/data/10.5067/AQUA/MODIS/L3B/CHL/2018>. 11/09/2020.
- NASA Goddard Space Flight Center, Ocean Ecology Laboratory, Ocean Biology Processing Group. Moderate-resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) Aqua Particulate Organic Carbon Data. 2018b. NASA OB.DAAC, Greenbelt, USA. <https://oceancolor.gsfc.nasa.gov/data/10.5067/AQUA/MODIS/L3M/POC/2018>. 10/31/2020.
- Palacios, D.M, J.C. Herrera, T. Gerrodette, C. García, G.A. Soler, I.C. Ávila, S. Bessudo, E. Hernández, F. Trujillo, L. Flórez-González, and I. Kerr. 2012. Cetacean distribution and relative abundance in Colombia's Pacific EEZ from survey cruises and platforms of opportunity. J. Cetacean Res. Manag., 12: 45-60.
- Panigada, S., G. Pesante, M. Zanardelli, and S. Oehen. 2003. Day and night-time diving behavior of Fin whales in the western Ligurian Sea. <https://doi.org/10.1109/OCEANS.2003.178624>
- Prieto Rodríguez, M. 1988. Reporte de algunos cetáceos del Caribe colombiano. Bol. Fac. Biol. Mar., 8: 30-40.
- R Core Team. 2018. R: a language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>

- Rueda-Roa, D.T. and F.E. Müller-Karger. 2013. The southern Caribbean upwelling system: sea surface temperature, wind forcing and chlorophyll concentration patterns. *Deep Sea Res. Part I: Oceanogr. Res. Pap.* 78: 102-114.
- Rueda-Roa, D.T., T. Ezer, and F.E. Müller-Karger. 2018. Descriptions and mechanisms of the mid-year upwelling in the southern Caribbean Sea from remote sensing and local data. *J. Mar. Sci. Eng.*, 6: 1-19.
- Tershy, B.R. 1992. Body size, diet, habitat use, and social behavior of *Balaenoptera* whales in the Gulf of California. *J. Mammal.*, 73(3): 477-486.
- Vidal, O. 1990. Lista de los mamíferos acuáticos de Colombia. *Inf. Mus. Mar.* 37: 1-18.
- Watkins, W.A. 1981. Activities and underwater sounds of Fin whales. *Sci. Rep. Whales Res. Inst.*, 33: 83-117.
- Woodley, T.H. and D.E. Gaskin. 1996. Environmental characteristics of North Atlantic right and Fin whale habitat in the lower Bay of Fundy, Canada. *Can. J. Zool.*, 74: 75-84.
- Zarza-González, E. 2011. El entorno ambiental del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo. Cartagena de Indias, Colombia. 416 p.

RECIBIDO/RECEIVED: 9/08/2020






ACEPTADO/ACCEPTED: 5/11/2020



NOTA/NOTE

La ictiofauna del área marina de la Vía Parque Isla Salamanca, Magdalena, Colombia

Ichthyofauna of the marine area of Vía Parque Isla Salamanca, Magdalena, Colombia

Diana C. Sánchez-Rodríguez^{1*}, Arturo Acero P.², Efraín Vilorio-Maestre³, Francisco A. Villa-Navarro⁴ y Patricia Saldaña⁵
 0000-0002-7233-9674  0000-0002-6637-9901  0000-0003-2905-7310  0000-0001-5913-188X  0000-0002-7349-4908

1. Programa de Biología, Facultad de Ciencias, Universidad del Tolima, Ibagué, Colombia. biologist0104@gmail.com
 2. Instituto de Estudios en Ciencias del Mar (Cecimar), Universidad Nacional de Colombia sede Caribe, playa Salguero, Santa Marta, Colombia. aacerop@unal.edu.co
 3. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andrés" (Invemar), playa Salguero, Santa Marta, Colombia. efrain.viloria@invemar.org.co
 4. Facultad de Ciencias, Universidad del Tolima, Ibagué, Colombia. favilla@ut.edu.co
 5. Unidad Administrativa de Parques Nacionales Naturales de Colombia, Vía Parque Isla de Salamanca, Magdalena, Colombia. patricia.saldana@parquesnacionales.gov.co
- * Autora de correspondencia.

RESUMEN

Entre 2006 y 2007 se realizaron muestreos mensuales de las capturas de peces obtenidas con chinchorro de arrastre tradicional, donde se registró una porción importante de la ictiofauna caribeña de la plataforma continental: 10 114 individuos pertenecientes a 16 familias y 31 especies. Las familias Carangidae y Sciaenidae se mencionan entre las de mayor representación del Caribe, mientras que la especie más abundante fue *Oligoplites saurus*. Del listado de especies, siete se encuentran incluidas en el Libro Rojo de Peces Marinos de Colombia; cinco entre las categorías de En Peligro Crítico (CR) y Vulnerable (VU), y dos en la categoría Casi Amenazada (NT). Estos resultados son un soporte técnico y científico para la toma de decisiones, cumpliendo así con la misión y gestión de conservación para la cual ha sido creada esta área protegida.

PALABRAS CLAVE: Caribe colombiano, áreas marinas protegidas, fauna íctica, pesca artesanal

ABSTRACT

Monthly samplings of fish catches obtained by traditional beach seine were carried out between 2006 and 2007, recording an important portion of the Caribbean ichthyofauna of the continental shelf: 10 114 individuals belonging to 16 families and 31 species. The families Carangidae and Sciaenidae are mentioned among the most widely represented in the Caribbean, while the most abundant species was *Oligoplites saurus*. From the list of species, seven are included in the Red Book of Marine Fishes of Colombia; five between the categories Critically Endangered (CR) and Vulnerable (VU), and two in the category Near Threatened (NT). These results are a technical and scientific input for decision making, to fulfill the conservation and management mission which was the aim when this protected area was created.

KEY WORDS: Colombian Caribbean, marine protected areas, fish fauna, artisanal fishing

La Vía Parque Isla Salamanca, ubicada en la costa norte colombiana (departamento de Magdalena) en jurisdicción de los municipios de Sitionuevo y Puebloviejo, es un área protegida de conservación estricta del Sistema de Parques Nacionales de Colombia (Figura 1). Limita al norte con el mar Caribe, al sur con la Ciénaga Grande de Santa Marta y el Caño Clarín Nuevo, al oriente con el corregimiento de Tasajera (Puebloviejo) y al occidente con el río Magdalena (UAESPNN, 2004). Entre los ecosistemas de la Vía Parque se incluyen las playas de arena; sin embargo, el único estudio de fauna íctica en el área marina se realizó en 2006, cuando la Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales adoptó el SIPEIN (Sistema de Información Pesquera del Invemar) como una herramienta para evaluar la presión por pesca sobre los recursos hidrobiológicos y diseñar estrategias de manejo y conservación.

Por otro lado, las áreas marinas y costeras son de gran diversidad, lo que hace que sean considerados uno de los ecosistemas más productivos del planeta (Eichbaum *et al.*, 1996). En Colombia, la biodiversidad íctica es de las más altas de Suramérica (Polanco y Acero, 2020), pero la falta de registros a nivel de especie y la discontinuidad y

Vía Parque Isla Salamanca, located on the Colombian north coast (Magdalena Department), in the jurisdiction of the municipalities of Sitionuevo and Puebloviejo, is a protected area of strict conservation of the Colombian System of National Parks (Figure 1). It is bordered to the north by the Caribbean Sea, to the south by the Ciénaga Grande de Santa Marta and Caño Clarín Nuevo, to the east by the small village of Tasajera (Puebloviejo) and to the west by the Magdalena River (UAESPNN, 2004). The ecosystems of the Vía Parque include sandy beaches; however, the only study of fish fauna in the marine area, was carried out in 2006, when the Special Administrative Unit of the National Parks System adopted the SIPEIN (Invemar's Fisheries Information System) as a tool to assess the pressure of fishing on hydrobiological resources, and to design management and conservation measures.

On the other hand, the marine and coastal areas are of great diversity, making them one of the most productive ecosystems on the planet (Eichbaum *et al.*, 1996). In Colombia, fish biodiversity is one of the largest in South America (Polanco and Acero, 2020), but the lack of records at the species level and the discontinuity and scarce geographical coverage of fisheries data (Chasqui *et al.*, 2017)

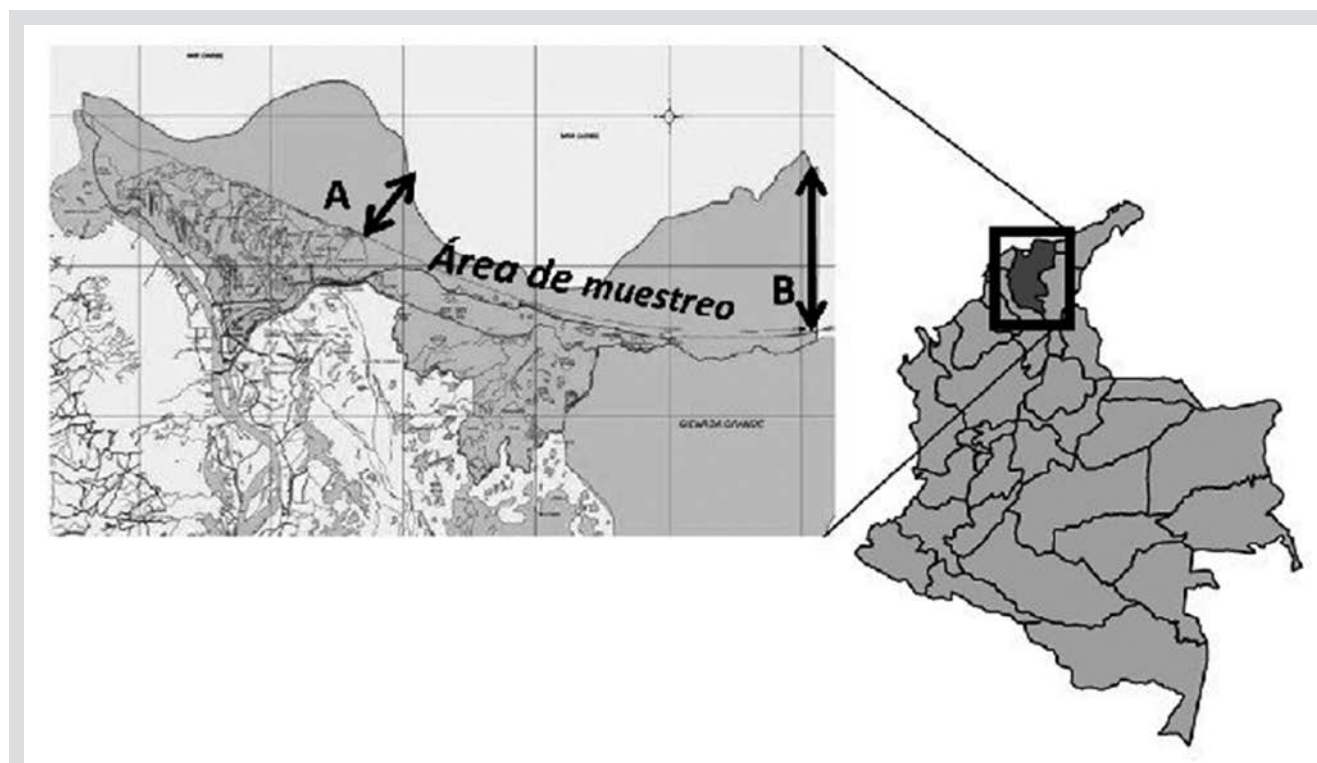


Figura 1. Vía Parque Isla de Salamanca (sector sombreado) y el área de muestreo A-B (línea costera hacia el mar). Fuente: archivo VP Isla Salamanca.

Figure 1. Vía Parque Isla Salamanca (shaded sector) and the sampling area A-B (coastline towards the sea). Source: file VP Isla Salamanca.

escasa cobertura geográfica de la toma de datos pesqueros (Chasqui *et al.*, 2017), hace que sea necesario avanzar en el estudio y monitoreo de peces marinos, así como en la evaluación de stocks multispecíficos (Duarte y Schiller, 1997). Esta información permite orientar acciones concretas y propuestas hacia el manejo y la conservación de especies icticas marino costeras (Manjarrés, 2004).

El poco conocimiento del área marina del Parque y la falta de registros en biodiversidad ictica en el Caribe colombiano, direccionaron este estudio, con miras a conocer el ensamblaje de peces marinos que converge en la VP Isla Salamanca. Para ello, se evaluaron capturas mensuales (entre septiembre de 2006 y abril de 2007), obtenidas con una red de playa conocida como chinchorro (longitud total de la malla: 500 m, ojo de malla: 7,5 cm, longitud total del copo: 8 m, ojo de malla del copo: 5,5 cm). Se realizaron 25 lances con pescadores artesanales del corregimiento de Tasajera, quienes tienen la experiencia necesaria en la utilización del aparejo y conocimiento del área de muestreo (Figura 2). Este método es la pesca menos selectiva de la

makes it necessary continue studying and monitoring marine fish, as well as assessing multispecies stocks (Duarte and Schiller, 1997). This information allows directing specific actions and management proposals towards the conservation of coastal marine fish species (Manjarrés, 2004).

The little knowledge of the marine area of the Park as well as the lack of records on fish biodiversity in the Colombian Caribbean, lead this study, in order to know the assemblages that occur in the VP Isla Salamanca. Monthly catches were evaluated (between September 2006 and April 2007), obtained with a beach seine known as chinchorro (total mesh length: 500 m, mesh eye 7.5 cm, total length of the cod-end: 8 m, cod-end mesh eye: 5.5 cm). Twenty-five (25) hauls were made with artisanal fishermen from the village of Tasajera, who had the necessary experience in using the gear and knowledge of the sampling area (Figure 2). This method is the least selective fishing in the area, and guarantees a greater representation of species and individuals of different sizes.



Figura 2. Pescadores artesanales de Tasajera operando un chinchorro (red de playa).

Figure 2. Artisanal fishermen of Tasajera operating a chinchorro (beach seine).

zona, lo que garantiza una mayor representación de especies e individuos de diversas tallas.

Los individuos capturados fueron contados y se identificaron utilizando las guías de Cervigón *et al.* (1992) y Carpenter (2002) a partir de la observación en el sitio de muestreo, y se revisó la taxonomía y nomenclatura en Robertson *et al.* (2019) y Fricke *et al.* (2020). Los peces que no se pudieron identificar en campo fueron recolectados en bolsas plásticas de sello hermético y se transportaron al Invemar para su posterior identificación en el laboratorio.

Se registró un total de 10 114 individuos pertenecientes a 16 familias y 31 especies. Las familias Carangidae y Sciaenidae fueron las de mayor representación (Tabla 1). La riqueza encontrada en este estudio es más baja a lo registrado en aguas marinas adyacentes (59 especies; SEPEC, 2019), en aguas estuarinas (87 especies; Santos-Martínez y Acero, 1991), y en formaciones del Banco de las Ánimas (85 especies; Acero y García-Urueña, 2020). Estas diferencias pueden explicarse por la frecuencia y duración de los muestreos, así como por la metodología aplicada de acuerdo con los ecosistemas evaluados, demostrando la heterogeneidad ecosistémica en una parte del área marino-costera del departamento de Magdalena. Las mayores coincidencias se obtuvieron con registros realizados en la Ciénaga Grande de Santa Marta (26), evidenciando una diversidad importante, debido a variaciones temporales en abundancia y composición de especies objeto de pesca, ligadas a la variabilidad climática global y asociadas a cambios en la salinidad (Invemar, 2019).

Captured individuals were counted and identified using the guides of Cervigón *et al.* (1992) and Carpenter (2002) at the sampling site, and the taxonomy was later revised according to Robertson *et al.* (2019) and Fricke *et al.* (2020). The fish that could not be identified were collected in hermetic plastic bags and transported to Invemar for identification in the laboratory.

A total of 10 114 individuals were collected, belonging to 16 families and 31 species. Families Carangidae and Sciaenidae were the better represented (Table 1). The richness found in this study is lower than that reported in adjacent marine waters (59 species; SEPEC, 2019), from the estuarine area (87 species; Santos-Martínez and Acero, 1991), and from the Banco de las Ánimas (85 species; Acero and García-Urueña 2020). Differences may be explained by the frequency and time span of samplings, as well as by the methodology used in relation to the evaluated ecosystem, demonstrating the ecosystem heterogeneity in a part of coastal-marine area in the north of the Department of Magdalena. The greatest coincidences were with the Ciénaga Grande de Santa Marta (26), evidencing an important diversity, due to temporary variations in abundance and composition of species targeted by fishing, linked to global climate variability, and associated with changes in salinity (Invemar, 2019).

Seven fished species are included in the Colombian Red Book of Marine Fishes (Chasqui *et al.*, 2017); five of them with some category of threat, and only one of them considered Vulnerable globally (IUCN, 2020; Table 2).

Tabla 1. Especies de peces registradas en el área marina de la VP Isla Salamanca y comparación con otros estudios adyacentes al área de estudio: **A)** SEPEC (2019). **B)** Zubiría *et al.* (2009). **C)** Rueda y Defeo (2003). **D)** Sánchez y Rueda (1999). **E)** Santos-Martínez y Acero (1991). **F)** Invemar (2019). **G)** Acero y García-Urueña (2020). **H)** Navas *et al.* (2017).

Table 1. Fish species registered in the marine area of the VP Isla Salamanca, and comparison with studies adjacent to the study area: **A)** SEPEC (2019). **B)** Zubiría *et al.* (2009). **C)** Rueda and Defeo (2003). **D)** Sánchez and Rueda (1999). **E)** Santos-Martínez and Acero (1991). **F)** Invemar (2019). **G)** Acero and García-Urueña (2020). **H)** Navas *et al.* (2017)..

	Marino/Marine		Estuarino/Estuarine					Formación coralina/Coral formation	
	VP Isla Salamanca	Pueblo Viejo	VP Isla Salamanca	Ciénaga Grande de Santa Marta				Banco de las Ánimas	
				C	D	E	F	G	H
	Este estudio/This study	A	B	C	D	E	F	G	H
N.º de especies/ Num. of species	31	59	37	39	57	87	76	85	69
Familia/Family	Especie/Species								
Rhinopterae	<i>Rhinoptera brasiliensis</i> (Mitchill, 1815)	X							
Elopidae	<i>Elops smithi</i> Mcbride, Rocha, Ruíz-Carus y Bowen, 2010	X	X	X	X	X	X		



	Marino/Marine	Estuarino/Estuarine						Formación coralina/Coral formation	
		VP Isla Salamanca	Pueblo Viejo	VP Isla Salamanca	Ciénaga Grande de Santa Marta			Banco de las Ánimas	
		Este estudio/This study	A	B	C	D	E	F	G
Megalopidae	<i>Megalops atlanticus</i> Valenciennes, 1847	X	X	X	X	X	X		
Clupeidae	<i>Opisthonema oglinum</i> (Lesueur, 1818)	X		X	X	X	X		
Engraulidae	<i>Anchovia clupeoides</i> (Swainson, 1839)		X	X	X	X	X		
Ariidae	<i>Bagre marinus</i> (Mitchill, 1815)					X	X		
	<i>Sciades proops</i> (Valenciennes, 1840)	X				X	X		
Scombridae	<i>Scomberomorus brasiliensis</i> Collette, Russo y Zavala-Camin, 1978	X		X		X			
	<i>Scomberomorus cavalla</i> (Cuvier, 1829)	X							
Centropomidae	<i>Centropomus undecimalis</i> (Bloch, 1792)	X	X	X	X	X	X		
Sphyraenidae	<i>Sphyraena barracuda</i> (Edwards, 1771)						X	X	
	<i>Sphyraena guachancho</i> Cuvier, 1829	X							
Achiridae	<i>Achirus lineatus</i> (Linnaeus, 1758)		X	X	X	X	X		
Carangidae	<i>Caranx crysos</i> (Mitchill, 1815)	X					X		
	<i>Caranx hippos</i> (Linnaeus, 1766)	X	X	X	X	X	X		
	<i>Oligoplites saurus</i> (Bloch y Schneider, 1801)		X	X	X	X	X		
	<i>Selene setapinnis</i> (Mitchill, 1815)						X		
	<i>Selene vomer</i> (Linnaeus, 1758)					X	X		
	<i>Trachinotus carolinus</i> (Linnaeus, 1766)	X				X	X		
Mugilidae	<i>Mugil incilis</i> Hancock, 1830	X	X	X	X	X	X		
	<i>Mugil liza</i> Valenciennes, 1836	X	X	X	X	X	X		
Ephippidae	<i>Chaetodipterus faber</i> (Broussonet, 1782)		X	X	X	X	X		
Gerreidae	<i>Diapterus rhombeus</i> (Cuvier, 1829)	X	X	X	X	X	X		
Haemulidae	<i>Conodon nobilis</i> (Linnaeus, 1758)	X				X	X		
	<i>Haemulon bonariense</i> Cuvier, 1830	X							
Sciaenidae	<i>Larimus breviceps</i> Cuvier, 1830	X		X		X	X		
	<i>Menticirrhus littoralis</i> (Holbrook, 1847)	X				X	X		
	<i>Micropogonias furnieri</i> (Desmarest, 1823)	X		X	X	X	X		
	<i>Paralichthys brasiliensis</i> (Steindachner, 1875)					X	X		
	<i>Stellifer venezuelae</i> (Schultz, 1945)		X	X	X	X	X		
	<i>Umbrina coroides</i> Cuvier, 1830	X				X	X		
Total de coincidencias/Total matches		21	12	16	14	24	26	1	0

Siete especies están incluidas en el *Libro rojo de peces marinos de Colombia* (Chasqui *et al.*, 2017), cinco de ellas con alguna categoría de amenaza, solo una de ellas considerada como Vulnerable en el ámbito global (IUCN, 2020; Tabla 2). Los criterios de identificación de amenazas varían según la escala regional, nacional y global que se esté manejando, teniendo en cuenta los factores antropogénicos a los cuales estén siendo sometidas las poblaciones. Para el caso de las especies marinas, presentan diferentes presiones como la sobreexplotación de los recursos, uso de artes de pesca inadecuadas, desarrollo desordenado de actividades en zonas costeras, contaminación por vertimientos de aguas servidas al mar, aumento en el tráfico marítimo, actividad turística desmedida e insostenible, falta de legislación clara en temas marino costeros, entre otros (Chasqui *et al.*, 2017).

Tabla 2. Especies registradas en el área marina de la VP Isla Salamanca e incluidas en el Libro Rojo nacional (Chasqui *et al.*, 2017) y en la lista roja global (IUCN, 2020).

Especie/Species	Categoría nacional/Nacional status Chasqui <i>et al.</i> (2017)	Categoría global/Global status IUCN (2020)
<i>Megalops atlanticus</i>	CR En Peligro Crítico/Critically endangered	VU Vulnerable
<i>Caranx hippos</i>	VU Vulnerable	LC Preocupación Menor/Least concern
<i>Centropomus undecimalis</i>	VU Vulnerable	LC Preocupación Menor/Least concern
<i>Mugil incilis</i>	VU Vulnerable	LC Preocupación Menor/Least concern
<i>Sciades proops</i>	VU Vulnerable	NE No Evaluado/Not evaluated
<i>Sphyrna barracuda</i>	NT Casi Amenazada/Near threatened	LC Preocupación Menor/Least concern
<i>Mugil liza</i>	NT Casi Amenazada/Near threatened	DD Datos Insuficientes/Data deficient

Con estos resultados es posible realizar propuestas de manejo hacia la protección de los recursos hidrobiológicos en el área marina de la Vía Parque; entre ellas articular medidas de conservación de las áreas de manglar adyacentes al área marina del Parque, proponer estudios de distribución, biología y ecología de las especies ícticas, establecimiento de vedas y de las tallas mínimas de captura para las especies ícticas no comerciales, y gestión interinstitucional para realizar educación ambiental, para cumplir con la misión y gestión de conservación para la cual ha sido creada esta área protegida.

Threat identification criteria vary in regional, national and global scales, taking into account anthropogenic factors to which fish populations are being exposed. In the case of marine species, different pressures have been mentioned, such as resource overexploitation, use of inappropriate fishing gear, chaotic developments in coastal areas, direct sewage discharge into the sea, increase in maritime traffic, excessive and unsustainable tourist activity, and lack of clear legislation on coastal marine issues, among others (Chasqui *et al.*, 2017).

These results contribute to take management proposals towards the protection of hydrobiological resources in the marine area of the Vía Parque. Some of them are articulate conservation measures for mangrove areas adjacent to the marine area of the Park, proposing

Table 2. Species registered in the marine area of the VP Isla Salamanca and included in the National Red Book (Chasqui *et al.*, 2017) and the global Red List (IUCN, 2020).

studies of distribution, biology and ecology of fish species, establishing closures and minimum catch sizes for non-commercial fish species, and developing interinstitutional management to carry out environmental education; the mission and conservation management for which this protected area has been created will be then fulfilled.

ACKNOWLEDGMENTS

This work was part of the first author thesis to obtain the degree of Biologist at the University of Tolima, and had the support of the Administrative Unit of National Parks. The authors thank Professors Jacobo Blanco (RIP),



AGRADECIMIENTOS

Este trabajo hizo parte del proyecto de grado de la primera autora para obtener el título de Bióloga en la Universidad del Tolima, y contó con el apoyo de la Unidad Administrativa de Parques Nacionales Naturales de Colombia. Los autores agradecen a los profesores Jacobo Blanco (q. e. p. d.), Juan Carlos Narváez y Héctor Fabio Sáenz por sus aportes; a los pescadores de Tasajera, Magdalena, por su colaboración en el uso del chinchorro, y a los evaluadores anónimos por sus correcciones y sugerencias. Contribución 507 del Cecimar y 1287 del Invemar.

Juan Carlos Narváez, and Héctor Fabio Sáenz for their help, the fishermen of Tasajera-Magdalena for their collaboration in the using the chinchorro, and the anonymous reviewers for their corrections and suggestions. Contribution 507 from Cecimar and 1287 from Invemar.

BIBLIOGRAFÍA/LITERATURE CITED

- Acero P, A. y R. García-Urueña. 2020. Peces del Banco de las Ánimas. 25-40. En: García-Urueña, R. (Ed.). El Banco de las Ánimas: valoración de su biodiversidad. Univ. Magdalena, Santa Marta. 136 p.
- Carpenter, K.E. (Ed.). 2002. Species identification guide for fishery purposes the living marine resources of the western central Atlantic. FAO, Rome. 2127 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. Fichas FAO de identificación de especies para los fines de pesca. Guía de campo de las especies comerciales marinas y de aguas salobres de la costa septentrional de Sur América. FAO, Roma. 513 p.
- Chasqui V, L., A. Polanco F., A. Acero P., P.A. Mejía-Falla, A. Navia, L.A. Zapata, y J.P. Caldas. (Eds.). 2017. Libro rojo de peces marinos de Colombia. Ser. Publ. Gen. Invemar, (93), 552 p.
- Duarte, L y D. von Schiller. 1997. Comunidad de peces demersales del Golfo de Salamanca (Caribe colombiano): estructura espacio-temporal y caracterización trófica con énfasis en los hábitos alimenticios de *Lutjanus analis* (Cuvier, 1828), *Lutjanus synagris* (Linnaeus, 1758), *Balistes capricus* (Gmelin, 1788) y *Balistes vetula* (Linnaeus, 1758). Tesis Biol. Mar., Univ. de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta. 184 p.
- Eichbaum, W.M., M.P. Crosby, M.T. Agardy, and S.A. Laskin. 1996. The role of marine and coastal protected areas in the conservation and sustainable use of biological diversity. *Oceanography*, 9(1): 60-70.
- Fricke, R., W.N. Eschmeyer, and R. Van der Laan (Eds.). 2020. Eschmeyer's catalog of fishes: genera, species, references. <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>. 12/09/2020.
- Invemar. 2019. Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe técnico final. Invemar, Santa Marta. 214 p.
- IUCN. 2020. The IUCN red list of threatened species. Version 2020-2. <https://www.iucnredlist.org>. 17/10/2020.
- Manjarrés, L. 2004. Estadísticas pesqueras artesanales de los departamentos de Magdalena y La Guajira, con aplicación de herramientas informáticas para su sistematización y procesamiento. Universidad Magdalena-INPA-Colciencias, Santa Marta. 72 p.
- Navas, R., A. Acosta, L. Sánchez, J. González, M. Ontiveros, J.A. Rodríguez-Rodríguez y P. Obando. 2017. Caracterización del ecosistema asociado al sector de las Ánimas, departamento del Magdalena. Anexo 4. Convenio de cooperación n.º 005-2016-PNSA-Invemar, Santa Marta.
- Polanco F., A. y A. Acero P. 2020. Biodiversidad de peces marinos del Caribe colombiano. 23-27. En: Conservación Internacional Colombia y WWF. La pesca en Colombia: del agua a la mesa. Conservación Internacional Colombia y WWF, Envigado. 98 p.
- Robertson, D.R., E.A. Peña, J.M. Posada y R. Claro. 2019. Peces costeros del Gran Caribe: sistema de información en línea. Version 2.0. Inst. Smithsonian Invest. Trop., Balboa, Panamá. <https://biogeodb.stri.si.edu/caribbean>
- Rueda, M. and O. Defeo. 2003. Spatial structure of fish assemblages in a tropical estuarine lagoon: combining multivariate and geostatistical techniques. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 93-112.
- Sánchez, C. y Rueda, M. 1999. Variación de la diversidad y abundancia de especies ícticas dominantes en el delta del río Magdalena, Colombia. *Rev. Biol. Trop.*, 47(4): 1067-1079.

- Santos-Martínez, A. and A. Acero P. 1991. Fish community of the Ciénaga Grande de Santa Marta (Colombia) composición and zoogeography. *Ichthyol. Explor. Freshwaters*, 2(3): 247-263.
- SEPEC. 2019. Servicio estadístico pesquero colombiano. <http://sepec.aunap.gov.co/>. 13/09/2020.
- UAESPNN. 2004. Plan de manejo Vía Parque Isla de Salamanca 2005-2009. Parques Nacionales Naturales de Colombia, Barranquilla. 136 p.
- Zubiria, W., A. Lacayo, A. Acero P. y J. Narváez. 2009. Diversidad y abundancia de la ictiofauna de un complejo de lagunas costeras en una reserva natural del Caribe colombiano. *Mem. Fund. La Salle Cienc. Nat.*, 170: 125-139.

RECIBIDO/RECEIVED: 01/08/2020

ACEPTADO/ACCEPTED: 08/11/2020



NOTA/NOTE

Aporte de las Áreas Marinas Protegidas del Sistema de Parques Nacionales Naturales a la representatividad de ecosistemas en Colombia

Contribution of the Marine Protected Areas of the National Natural Park System to the ecosystems representativeness of Colombia

David Alonso C.* e Ivonne Corredor-Rubiano

0000-0002-1461-3401

0000-0002-3404-5261

1. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (Invemar), Santa Marta, Colombia. david.alonso@invemar.org.co, ivocorredor@gmail.com

* Autor de correspondencia.

RESUMEN

Se llevó a cabo un análisis de representatividad de ecosistemas marinos y costeros en las 18 Áreas Marinas Protegidas (AMP) administradas por el Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia (SPNN) y sus cambios a 2020 con respecto a 2010. Para el Caribe, aumentó la representatividad de manglares, pastos marinos, fondos sedimentarios y playones salinos, mientras para el Pacífico, aumentó la representatividad de estuarios, fondos sedimentarios, manglares, planos intermareales de lodo, playas arenosas y montañas submarinas. Se incluyeron los corales de profundidad como un nuevo ecosistema para el SPNN. A partir de clases de representatividad determinados para este análisis, se encontró que el único ecosistema sin representatividad (0 %) (corales de profundidad) pasó a ser sobrerrepresentado (≥ 60 %). El número de ecosistemas en representatividad baja disminuyó de 8 a 7 (< 10 %) mientras los ecosistemas en representatividad media aumentaron de 9 a 10 (10-29 %). En la última década, ecosistemas de importancia ecológica como los estuarios (0,55 %) en el Caribe y los bosques mixtos de guandal (0,22 %) para el Pacífico no presentaron ningún cambio en su representatividad. Se evidencia la necesidad de incrementar la investigación y conocimiento de los hábitats bentónicos profundos para incluirlos dentro del sistema, y aprovechar el escenario de diálogo internacional para contribuir y comprometerse con metas ambiciosas de conservación en marco pos-2020 del Convenio de Diversidad Biológica.

PALABRAS CLAVE: vacíos de representatividad, conservación marina, planificación de la conservación, meta Aichi 11, Convenio de Diversidad Biológica

ABSTRACT

An analysis of representativeness of marine and coastal ecosystems was carried out in the 18 Marine Protected Areas (MPAs) administered by the System of National Natural Parks of Colombia (SPNN) and their changes in 2020 compared to 2010. The Caribbean increased the representativeness of mangroves, seagrasses, sedimentary bottoms, and saline beaches. In the Pacific, estuaries representativeness, sedimentary bottoms, mangroves, intertidal mudflats, sandy beaches, and seamounts increased. Deep-sea corals were included as a new ecosystem for the SPNN. From the representativeness ranges determined for this analysis, it was found that the only ecosystem with no representativeness (0 %) (Deep-sea corals) became overrepresented (≥ 60 %). The number of low representative ecosystems decreased from 8 to 7 (< 10 %), while the medium representative ecosystems increased from 9 to 10 (10-29 %). In the last decade, ecosystems of ecological importance such as estuaries (0.55 %) in the Caribbean and mixed guandal forests (0.22 %) for the Pacific did not change their representativeness. There is evidence of the need to increase research and knowledge of deep benthic habitats to include them within the System and take advantage of the international dialogue scenario to contribute to ambitious conservation goals within the post-2020 framework of the Convention on Biological Diversity.

KEY WORDS: representativeness gaps, marine conservation, conservation planning, Aichi target 11, Convention of Biological Diversity

DOI: <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2020.49.SuplEsp.1064>

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

Con el fin de reducir significativamente el ritmo actual de pérdida de la diversidad biológica, la Conferencia de las Partes del Convenio de Diversidad Biológica (CDB) propuso en 2010 el Plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2011-2020, denominado Metas Aichi, estableciendo como Meta 11 alcanzar, con áreas protegidas y otras medidas eficaces basadas en áreas, una superficie de 17 % de las aguas terrestres y continentales y 10 % de las áreas costeras y marinas, a través de sistemas gestionados de manera efectiva y equitativa, ecológicamente representativos y bien conectados, e integrados en paisajes terrestres y marinos más amplios (CBD, 2010).

La representatividad ecológica de un sistema de áreas protegidas está dada si existe una muestra adecuada de biodiversidad a diferentes niveles de organización biológica (genes, especies, comunidades y ecosistemas), que garanticen los procesos ecológicos y su viabilidad a largo plazo (Stevens, 2002; Dudley and Parish, 2006; Barr *et al.*, 2011). La representatividad se reconoce como un atributo clave para la planificación de la conservación (Margules and Pressey, 2000). Aunque no hay un consenso sobre cuál debe ser el porcentaje que cada elemento de biodiversidad marina debe estar representado dentro de un sistema, existe evidencia científica con diversos modelos y estudios empíricos que sugiere que debería garantizarse entre 20 % y 50 % de cada ecosistema o hábitat para cumplir múltiples objetivos de conservación en las Áreas Marinas Protegidas (AMP) (Sala *et al.*, 2002; Aírame *et al.*, 2003; Gell y Roberts, 2003; Gaines *et al.*, 2010; O'Leary *et al.*, 2016).

Colombia tiene un Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SINAP) con 35 AMP que hacen parte del Subsistema de AMP (SAMP). Este subsistema, contiene 17 AMP de gestión regional, administradas por las Corporaciones Autónomas Regionales y/o de Desarrollo Sostenible del Caribe y Pacífico colombiano. Así mismo, cuenta con 16 AMP del Sistema de Parques Nacionales Naturales (SPNN), el cual es el conjunto de áreas con valores excepcionales para el patrimonio nacional que, debido a sus características naturales, culturales o históricas, se reservan y declaran en cualquiera de las categorías existentes (Decreto 2811, 1974). En la actualidad, las AMP del SPNN se distribuyen en tres categorías de manejo: 1) Parque Nacional Natural (PNN); 2) Vía Parque (VP); y 3) Santuario de Fauna y/o Flora (SFF). Adicionalmente, existen dos Distritos Nacionales

In 2010, the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity (CBD) proposed the Strategic Plan for Biological Diversity 2011-2020 to significantly reduce the current rate of loss of biological diversity, called Aichi Targets. This Plan, established as Target 11, achieve with protected areas and other effective area-based measures an area 17 % of terrestrial and continental waters, and 10 % of coastal and marine areas; the areas should be systems managed effectively and equitably, ecologically representative and well- connected, and integrated into broader landscapes and seascapes (CBD, 2010).

The ecological representativeness of a system of protected areas is given if there is an adequate sample of biodiversity at different levels of biological organization (genes, species, communities, and ecosystems), which guarantees ecological processes and their long-term viability (Stevens, 2002; Dudley and Parish, 2006; Barr *et al.*, 2011). The representativeness is recognized as a key attribute for conservation planning (Margules and Pressey, 2000). Although there is no consensus on what percentage each element of marine biodiversity should be represented within a system, scientific evidence from different models and empirical studies suggests that between 20 % and 50 % of each ecosystem or habitat should be guaranteed to meet multiple objectives for the conservation of MPA (Sala *et al.*, 2002; Aírame *et al.*, 2003; Gell and Roberts, 2003; Gaines *et al.*, 2010; O'Leary *et al.*, 2016).

Colombia has a National System of Protected Areas (SINAP, in its Spanish acronym) with 35 Marine Protected Areas (MPAs) that are part of the MPA Subsystem (SAMP). This subsystem contains 17 sub-national MPAs, administered by subnational environmental authorities of the Caribbean and the Colombian Pacific. Likewise, it has 16 MPAs of the System of National Natural Parks (SPNN, in its Spanish acronym), which is the set of areas with exceptional values for the national heritage that, due to their natural, cultural, or historical characteristics, are reserved and designated in any of the existing categories (Decree 2811, 1974), and administered by National Natural Parks of Colombia (PNNC, in its Spanish acronym). Currently, the MPAs of the SPNN is divided into three management categories: 1) National Natural Park (NNP), 2) Via Park (VP), and 3) Sanctuary of Fauna and Flora (SFF). Besides, two National District of Integrated Management (NDIM) are not part of the SPNN. However, the delegation of the Ministry of Environment and Sustainable Development

de Manejo Integrado (DNMI) que no son parte del SPNN pero que, por delegación del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS), son administrados por Parques Nacionales Naturales de Colombia (PNNC) y que para el presente estudio se incluyen dentro del sistema, dado el esfuerzo en la planificación y gestión que realiza PNNC.

En 2010 se realizó un análisis de vacíos de representatividad ecológica a nivel de ecosistemas marinos y costeros para 13 áreas del SPNN (Segura-Quintero *et al.*, 2012). El objetivo de este estudio fue evaluar, una década después, los avances y la contribución de las AMP administradas por PNNC (Tabla 1), a la representatividad del SAMP y a la meta 11 de Aichi, con el fin de sugerir futuros esfuerzos de conservación de país y aportar en la discusión de la construcción de las nuevas metas para Colombia en el marco de CDB pos-2020.

Tabla 1. Áreas marinas protegidas administradas por Parques Nacionales Naturales Colombia con sus correspondientes categorías de manejo y equivalencia con las categorías de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN). **PNN:** Parque Nacional Natural. **VP:** Vía Parque. **SFF:** Santuario de Fauna y/o Flora. **DNMI:** Distrito Nacional de Manejo Integrado. Las áreas de cobertura corresponden a los valores oficiales designados en el acto administrativo (resolución de declaratoria).

(MADS, in its Spanish acronym) is administered by PNNC. This study includes the two NDIM within the SPNN, given the planning and management effort carried out by the PNNC.

In 2010, an analysis of ecological representativeness gaps was carried out at the marine and coastal ecosystems for 13 areas of the SPNN (Segura-Quintero *et al.*, 2012). The objective of this study is to evaluate a decade later the progress and contribution made by the MPAs managed by PNNC (Table 1), to the representativeness of the SAMP and Aichi Target 11, within order to suggest future conservation efforts of the country and contribute to the discussion of the construction of the new goals for Colombia in the post-2020 CBD framework.

Five of the evaluated MPAs do not have marine coverage (SFF Los Flamencos, NNP Sierra Nevada de

Table 1. Marine protected areas managed by National Natural Parks of Colombia with their corresponding management categories and equivalence with the categories of the International Union for Conservation of Nature (IUCN). **NPN:** National Natural Park. **VP:** Via Park. **SFF:** Sanctuary of Fauna and/or Flora. **NDIM:** National District of Integrated Management. The coverage areas correspond to the official values designated in the administrative Act (Designation Resolution).

N.º	Año de creación/ Creation year	Nombre/Name	Categoría IUCN/ IUCN Category	Región/ Region	Área de cobertura terrestre/Land coverage área (ha)	Área de cobertura marina/Marine coverage area (ha)	Área de cobertura total/Total coverage area (ha)
1	1964	PNN/NNP Sierra Nevada de Santa Marta	II	Caribe continental/ Continental Caribbean	383 000	0	383 000
2	1969	PNN/NNP Tayrona	II		8056	6943	15 000
3	1969	VP Isla de Salamanca	III		27 315	28 884	56 200
4	1977	SFF Los Flamencos	Ib		7000	0	7000
5	1977	SFF Ciénaga Grande de Santa Marta	Ib		26 810	0	26 810
6	1977	PNN/NNP Corales del Rosario y San Bernardo	II		19 506	100 494	120 000
7	1977	PNN/NNP Sanquianga	II	Pacífico continental/ Continental Pacific	80 000	0	80 000
8	1984	PNN/NNP Gorgona	II		1850	60 125	61 975
9	1987	PNN/NNP Utría	II		41 106	13 193	54 300
10	1995	PNN/NNP Old Providence-McBean Lagoon	II	Caribe insular/Insular Caribbean	89	1526	1615
11	1995	SFF Malpelo	Ib	Pacífico insular/ Insular Pacific	350	2 667 558	2 667 908

N.º	Año de creación/ Creation year	Nombre/Name	Categoría UICN/ IUCN Category	Región/ Region	Área de cobertura terrestre/Land coverage área (ha)	Área de cobertura marina/Marine coverage area (ha)	Área de cobertura total/Total coverage area (ha)
12	2002	PNN/NNP El Corchal Mono Hernández	II	Caribe continental/ Continental Caribbean	3850	0	3850
13	2010	PNN/ NNP Uramba Bahía Málaga	II	Pacifico continental/ Continental Pacific	0	47 094	47 094
14	2013	PNN/NNP Corales de Profundidad	II	Caribe continental/ Continental Caribbean	0	142 192	142 192
15	2013	SF Acandí, Playón y Playona	Ib		0	26 232	26 232
16	2014	PNN/NNP Bahía Portete – Kaurrele	II		2692	11 387	14 080
17	2017	DNMI/NDIM Yurupari – Malpelo	VI	Pacifico insular/ Insular Pacific	0	2 691 981	2 691 981
18	2017	DNMI/NDIM Cabo Manglares, Bajo Mira y Frontera	VI	Pacifico continental/ Continental Pacific	10 088	180 193	190 282

Cinco de las AMP evaluadas no tienen cobertura marina (SFF Los Flamencos, PNN Sierra Nevada de Santa Marta, SFF Ciénaga Grande de Santa Marta, PNN El Corchal Mono Hernández y PNN Sanquianga), pero se tuvieron en cuenta en el análisis al contener ecosistemas costeros como playas, acantilados, estuarios, manglares, entre otros.

En la Figura 1 se observa que hasta 2010, cuando se declaran 13 AMP, la cobertura de área marina protegida correspondía a 1 216 414 ha, equivalente a 1,4 % de la cobertura marina total del país. Con la posterior declaración de cinco nuevas AMP y la ampliación del SFF Malpelo en el 2017 (Tabla 1), se alcanzó una cobertura de 5 977 804 ha, equivalente a 6,7 % de la cobertura marina total actual del país. Este incremento de cobertura marina protegida, junto con las 17 AMP del ámbito regional (12 612 213 ha), le permitieron a Colombia cumplir y sobrepasar la meta 11 Aichi del CDB, logrando 14 % de la superficie marina en AMP (MADS y PNUD, 2019).

Para llevar a cabo el análisis de representatividad se utilizó una aplicación web geográfica denominada Sistema de Soporte de Decisiones del SAMP de Colombia (SSD-SAMP) (<http://gis.invemar.org.co/ssdsamp>), teniendo como principal proveedor de información el Sistema de Información Ambiental Marino (SIAM) (<https://siam.invemar.org.co>) y el Registro Único Nacional de Áreas

Santa Marta, SFF Ciénaga Grande de Santa Marta, NNP El Corchal Mono Hernández, and NNP Sanquianga). Still, they are taken into account in the analysis as they contain coastal ecosystems such as beaches, cliffs, estuaries, and mangroves.

Figure 1 shows how until 2010, when 13 MPAs were designated, the marine protected area coverage corresponded to 1 216 414 ha, equivalent to 1.4 % of the country's total marine coverage. With the subsequent designation of five new MPAs and the expansion of the SFF Malpelo in 2017 (Table 1) a coverage of 5 977 804 ha was achieved, equivalent to 6.7 % of the country's current total marine coverage. This increase in protected marine coverage, together with the 17 MPAs at the sub-national level (12 612 213 ha), allowed Colombia to meet and exceed the 11 Aichi Target of the CBD, achieving 14 % the marine area in MPAs (MADS and UNDP, 2019).

The tool used to make the analysis was a geographic web application called the Colombian SAMP Decision Support System (DSS-SAMP) (<http://gis.invemar.org.co/ssdsamp>) having the Marine Environmental Information System (SIAM) (<https://siam.invemar.org.co/>) and the National Single Registry of Protected Areas (RUNAP) (<https://runap.parquesnacionales.gov.co/>) as the primary information providers. It is supported by a heterogeneous technological environment with Linux

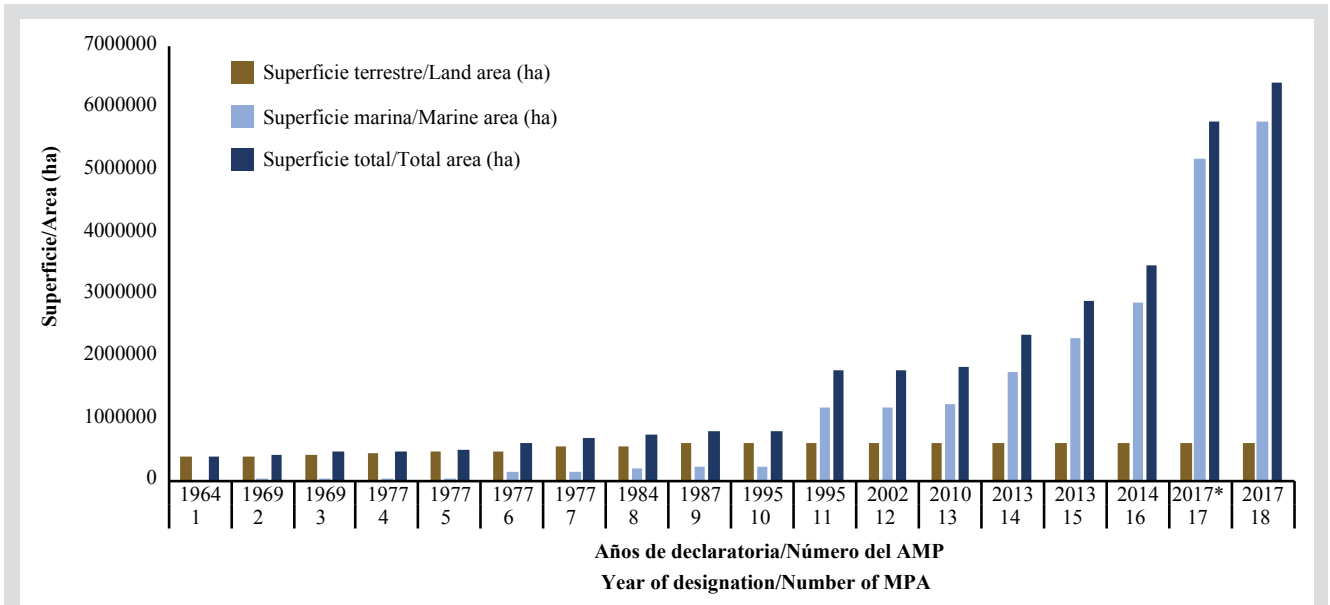


Figura 1. Línea de tiempo en la declaración de las 18 Áreas Marinas Protegidas administradas por Parques Nacionales Naturales de Colombia. Sumatoria de la superficie terrestre, marina y total de las áreas marinas protegidas. *Se incluye la ampliación en superficie del área marina del SFF Malpelo (1 709 404 ha), aprobada en el 2017 (Resolución del MADS 1907 de 2017). El número de cada AMP corresponde a la Tabla 1.

Figure 1. Timeline in the designation of the 18 Marine Protected Areas managed by National Natural Parks of Colombia. Sum of the land, marine, and total surface of the areas. *Extending surface of the marine area of the SFF Malpelo (1 709 404 ha), it was approved in 2017 (MADS Resolution 1907, 2017). The number of MPA corresponds to Table 1.

Protegidas (RUNAP) (<https://runap.parquesnacionales.gov.co>). El SSD-SAMP es soportado por un ambiente tecnológico heterogéneo con sistemas operativos Linux y Windows (Centos 6 y Windows server 2018R2), servidor de cartografía ArcGISServer (v. 10.3.1), lenguajes de programación Python (v. 2.7), Java (v. 1.7.0_21-b11), y Javascript (v. JQuery 2.1.4 y ArcGIS API for Javascript 3.16), motor de base de datos Oracle (v. Oracle Database 11g Release 11.2.0.4.0 - 64bit Production) y Geodatabase (v. 10.3.1) (Bohórquez *et al.*, 2010; Segura-Quintero, 2019). Este SSD permite evaluar la representatividad del SAMP, de manera jerárquica entre las AMP del ámbito de gestión nacional y regional. La herramienta registra cuánto de la superficie de cada ecosistema marino y costero se encuentra bajo protección en cada AMP, asumiendo la precisión de acuerdo con la escala en la que cada uno se encuentra representado cartográficamente (Segura-Quintero, 2019).

Para el análisis se seleccionaron 11 ecosistemas marinos y costeros para el Caribe y 11 para el Pacífico. La fuente de información cartográfica de cada ecosistema utilizada por el SSD-SAMP puede ser consultada directamente en el SIAM y se encuentra a escala de 1:5000 a 1:100000, a excepción de las geformas del fondo marino que se encuentran a escala 1:500000. Las

and Windows operating systems (Centos 6 and Windows Server 2018R2), ArcGISServer mapping server (v. 10.3.1), Python programming languages (v. 2.7), Java (v. 1.7.0_21-b11), and Javascript (v. JQuery 2.1.4 and ArcGIS API for Javascript 3.16), Oracle Database Engine (v. Oracle Database 11g Release 11.2.0.4.0 - 64bit Production) and Geodatabase (v. 10.3.1) (Bohórquez *et al.*, 2010; Segura-Quintero, 2019). This DSS makes it possible to evaluate the SAMP's representativeness hierarchically between the MPAs of the national and sub-national management. The tool records how much of each marine and coastal ecosystem's surface is under protection in each MPA, assuming precision according to the scale on which each one is mapped (Segura-Quintero, 2019).

For the analysis, 11 marine and coastal ecosystems were selected for the Caribbean and 11 for the Pacific. The source of cartographic information for the ecosystem used by DSS-SAMP can be consulted directly from SIAM and is at a scale of 1:5000 to 1:100000, except the seabed geforms scale 1:500000. The representativeness ranges were used equivalent to those used in the 2010 analysis (Segura-Quintero *et al.*, 2012), adjusting the names according to the last analysis performed for SINAP in the land component (SINAP, 2019). The ranges are expressed as a percentage of the extension or

clases de representatividad utilizadas fueron equivalentes a las usadas en el análisis de 2010 (Segura-Quintero *et al.* 2012), ajustando los nombres de acuerdo con el último análisis realizado para el SINAP en el componente terrestre (SINAP, 2019). Las clases se expresan como un porcentaje de la extensión o cobertura del ecosistema dentro del SPNN, así: Sobrerrepresentado o Sr (≥ 60 %), Representatividad alta o Ra (30-59 %), Representatividad media o Rm (10-29 %), Representatividad baja o Rb (< 10 %) y Sin representatividad o SinR (0 %).

En la Figura 2A se observa que en los últimos diez años el Caribe presentó un aumento en la representatividad de ecosistemas como manglares (1,5 %), pastos marinos (2,3 %), fondos sedimentarios (2,9 %), playas arenosas (4,3 %), playones salinos (5,6 %) y formaciones coralinas de profundidad (64,7 %). Se advierte como la representatividad de lagunas costeras y estuarios permanece estática, y continúan categorizados como Rb, a pesar de ser considerados ecosistemas de sala cuna, críticos para el ciclo de vida de muchas especies de peces e invertebrados al proveerlos de hábitat, refugio y alimentación (Beck *et al.*, 2001; Sheaves, 2009; Nagelkerken *et al.*, 2015), además su función y valor es conferida por el mosaico de hábitats con los que interactúan (pastos marinos, manglares y corales) (Sheaves *et al.*, 2015). Para el ecosistema de estuarios también se observa una Rb al incluir AMP de ámbito regional en el análisis de SINAP (SINAP, 2019). Se destaca la inclusión al SPNN de un nuevo ecosistema como son las formaciones coralinas de profundidad, al designarse una nueva AMP en el 2013 (PNN Corales de Profundidad), identificada por ejercicios de selección de prioridades de conservación (Alonso *et al.*, 2007, 2008, 2010) y como un vacío de representatividad en el 2010 (Segura-Quintero *et al.*, 2012).

Para el Pacífico colombiano aumentó la representatividad en los ecosistemas como los estuarios (2,7 %), fondos sedimentarios (3 %), manglares (3,1 %), planos intermareales de lodo (3,2 %), playas arenosas (8 %) y montañas submarinas (8,5 %) (Figura 2B). Se observa cómo en la última década no mejora la representatividad en el bosque mixto de guandal (0,5 %), considerado un ecosistema importante por la gran riqueza de especies vegetales que se encuentran en estrecha asociación con la franja de bosque de manglar en el Pacífico de Colombia (del Valle, 2000; Álvarez-Dávila *et al.*, 2016); esta tendencia del bosque mixto de guandal también se observó en el análisis de SINAP que tuvo en cuenta las AMP del ámbito regional

coverage of the ecosystem within the SPNN, as follows: Overrepresented or Or (≥ 60 %), High representativeness or Hr (30-59 %), Medium representativeness or Mr (10-29 %), Low representativeness or Lr (< 10 %) and No representativeness or Nr (0 %).

In Figure 2A it is observed how in the last ten years, the Caribbean presented an increase in the representativeness of ecosystems such as mangroves (1.5 %), seagrasses (2.3 %), sedimentary bottoms (2.9 %), sandy beaches (4.3 %), saline beaches (5.6 %) and deep-sea coral formations (64.7 %). However, the representativeness of coastal lagoons and estuaries remains static. They continue to be categorized as Lr, despite being considered nursery ecosystems, critical for the life cycle of many species of fish and invertebrates by providing them with habitat, shelter, and food (Beck *et al.*, 2001; Sheaves, 2009; Nagelkerken *et al.*, 2015), also their function and value is conferred by the mosaic of habitats with which they interact (seagrasses, mangroves, and corals) (Sheaves *et al.*, 2015). An Lr is also observed for the estuarine ecosystem when including sub-national MPAs in the SINAP analysis (SINAP, 2019). The inclusion to the SPNN of a new ecosystem such as the deep-sea coral formations is highlighted when a new MPA was designated in 2013 (NNP Corales de Profundidad), identified by selection exercises of conservation priorities (Alonso *et al.*, 2007, 2008, 2010) and gap analysis for representativeness in 2010 (Segura-Quintero *et al.*, 2012).

For the Colombian Pacific, the representativeness of ecosystems such as estuaries (2.7 %), sedimentary bottoms (3 %), mangroves (3.1 %), intertidal mudflats (3.2 %), sandy beaches (8 %), and seamounts (8.5 %) increased (Figure 2B). It is observed that in the last decade, the representativeness in the mixed guandal forest has not improved (0.5 %), considered an essential ecosystem due to the great richness of plant species that are in close association with the mangrove forest strip in the Pacific of Colombia (del Valle, 2000; Álvarez-Dávila *et al.*, 2016). This mixed guandal forest trend was also observed in the SINAP analysis that considered the sub-national MPAs (SINAP, 2019). The increase in the seamounts (Malpelo and Yuruparí ridges) as a conservation target or a substitute for biodiversity within the SAMP is highlighted (Codechocó *et al.*, 2014; Alonso *et al.*, 2015). Recent global evaluations show that although geofoms such as submarine mountains and canyons, escarpments and abyssal hills have high biodiversity values (Morato

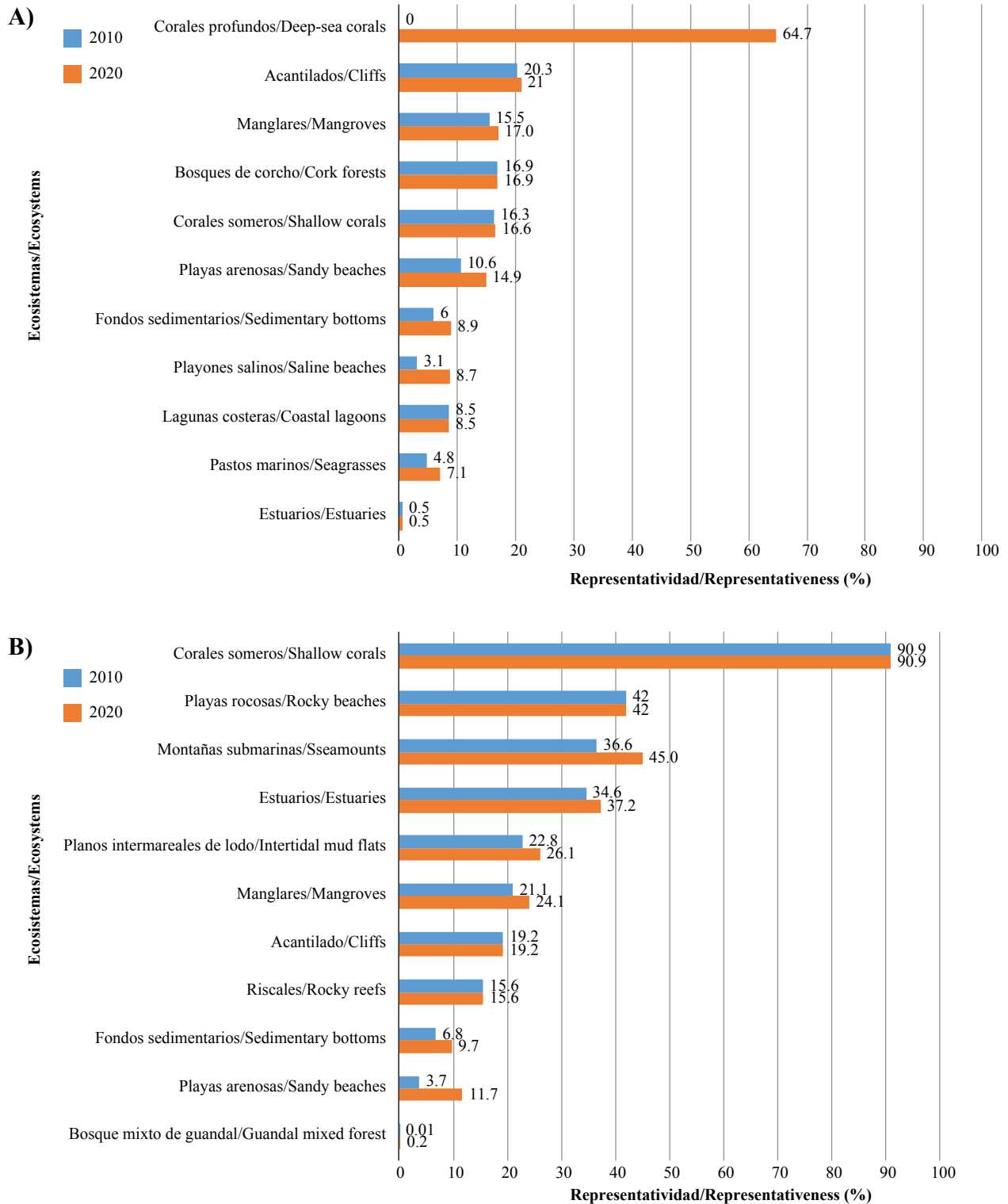


Figura 2. Cambios en la representatividad de los ecosistemas marinos y costeros en las áreas marinas protegidas administradas por Parques Nacionales Naturales de Colombia del año 2010 a 2020. **A)** Colombiano Caribeño. **B)** Pacífico colombiano. Clases de representatividad: sobrerrepresentado -Sr ($\geq 60\%$), representatividad alta -Ra (30-59%), representatividad media -Rm (10-29%), representatividad baja -Rb ($< 10\%$) y sin representatividad -SinR (0%).

Figure 2. Changes in the representativeness of marine and coastal ecosystems in marine protected areas managed by National Natural Parks of Colombia from 2010 to 2020. **A)** Colombian Caribbean. **B)** Colombian Pacific. Representativeness ranges: Overrepresented -Or ($\geq 60\%$), High representativeness -Hr (30-59%), Medium representativeness -Mr (10-29%), Low representativeness -Lr ($< 10\%$) and No representativeness -Nr (0%).

(SINAP, 2019). Por otra parte, se destaca el aumento en la representatividad de las montañas submarinas (dorsales de Malpelo y Yuruparí) como un objeto de conservación o sustituto de biodiversidad dentro del SAMP (Codechocó *et al.*, 2014; Alonso *et al.*, 2015). Recientes evaluaciones globales demuestran que aunque geoformas como montes y cañones submarinos, escarpes y colinas abisales poseen altos valores de biodiversidad (Morato *et al.*, 2010; Kvile *et al.*, 2014; Durden *et al.*, 2015; Huang *et al.*, 2018), no se encuentran bien representados en sistemas de AMP nacionales (Fischer *et al.*, 2019).

En general se observa a 2020 una mejora en las clases de representatividad de ecosistemas en el SPNN (Tabla 2), al cambiar el único ecosistema SinR (corales de profundidad) a Sr, disminuir el número de ecosistemas en Rb y aumentar el número a Rm. Lo anterior se traduce en un incremento de representatividad de los ecosistemas, donde la sumatoria de Rm, Ra y Sr pasó de 59,1 % en 2010 a 68,2 % en 2020. Sin embargo, estos resultados no pretenden dejar la responsabilidad del cumplimiento de las metas de representatividad de los ecosistemas marinos y costeros del país exclusivamente al SPNN, sino por el contrario, permiten identificar cuánto es el aporte al SAMP y cómo complementan las metas con las AMP del ámbito regional, las cuales no fueron objeto de este estudio.

Tabla 2. Clases de representatividad de ecosistemas marinos y costeros en el Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia y su variación entre 2010 y 2020.

Representatividad/Representativeness		Ecosistemas/Ecosystems			
Clases/Ranges	%	N.º		%	
		2010	2020	2010	2020
Sin representatividad (SinR)/No representativeness (Nr)	0	1	0	4.5	0
Representatividad baja (Rb)/Low representativeness (Lr)	< 10	8	7	36.4	31.8
Representatividad media (Rm)/Medium representativeness (Mr)	10-29	9	10	40.9	45.5
Representatividad alta (Ra)/High representativeness (Hr)	30-59	3	3	13.6	13.6
Sobrerrepresentado (Sr)/Overrepresented (Or)	≥ 60 %	1	2	4.5	9.1
TOTAL		22	22	100	100

El mayor esfuerzo de conservación en AMP del SPNN y en general del Subsistema se ha concentrado sobre la plataforma continental (≤ 200 m), que sólo equivale a 6 % de las aguas jurisdiccionales del país

et al., 2010; Kvile *et al.*, 2014; Durden *et al.*, 2015; Huang *et al.*, 2018), they are not well represented in national MPA systems (Fischer *et al.*, 2019).

By 2020, an improvement is observed in the representativeness ranges of ecosystems in the SPNN (Table 2). The only Nr ecosystem (deep-sea corals) change to Or, decrease the number of ecosystems in Lr, and increased the number to Mr. The representativeness increased when the sum of Mr, Hr, and Or went from 59.1 % in 2010 to 68.2 % in 2020. However, these results do not pretend to fulfill the representativeness's target exclusively to the SPNN, but rather to identify how much the contribution to SAMP and complement the goals with sub-national MPAs, which were not the subject of this study.

The most significant conservation effort in MPAs of the SPNN and general of the SAMP has been concentrated on the continental shelf (≤ 200 m), which is only equivalent to 6 % of the jurisdictional waters of Colombia (Exclusive Economic Zone) (Invemar, 2020), but is in these environments where the greater scientific knowledge of biodiversity has been gathered (Costello *et al.*, 2010; Miloslavich *et al.*, 2011). Therefore, Colombia must incorporate the high biodiversity values

Table 2. Representativeness ranges of marine and coastal ecosystems in the System of National Natural Parks and their variation between 2010 and 2020 in Colombia.

associated with deep benthic habitats (Harris and Baker, 2012), without creating large MPAs with low biodiversity and little threat, as has happened in other regions of the world to meet commitments to the CBD (Williams

(Zona Económica Exclusiva) (Invemar, 2020), lo cual va en concordancia con el mayor conocimiento científico de biodiversidad que existe en estos ambientes (Costello *et al.*, 2010; Miloslavich *et al.*, 2011). Por lo anterior, es importante que Colombia incorpore los altos valores de biodiversidad que se encuentran asociados a hábitats bentónicos profundos (Harris y Baker, 2012), sin crear grandes AMP con baja biodiversidad y poco amenazadas, como ha sucedido en otras regiones del mundo, para cumplir con los compromisos con el CDB (Williams *et al.*, 2009; Devillers *et al.*, 2015). El reto de mejorar esta representatividad debería recaer sobre el MADS como autoridad ambiental nacional, quien podría delegar su administración a PNNC por su experiencia con áreas remotas u oceánicas. De acuerdo con Fisher *et al.* (2019), la inclusión de hábitats bentónicos profundos en AMP ha comenzado a reconocerse globalmente, al encontrar que, de 230 países evaluados, 74 incluyeron cañones submarinos y 38 incluyeron montes submarinos. Dado el crecimiento de las actividades productivas mar afuera como la extracción de minerales, pesca de arrastre, explotación de petróleo y gas (Davies *et al.*, 2007; Ramírez-Llodra *et al.*, 2011; Cordes *et al.*, 2016), entre otras, Colombia debe explorar la aplicación de nuevas categorías de manejo como Reserva Natural y Área Natural Única propuestas por la IUCN (Categorías I y III, respectivamente; Dudley, 2008). Estas categorías se han designado en la última década en países como EE. UU., Canadá y Francia para este tipo de ambientes profundos (Fernández-Arcaya *et al.*, 2017); un caso reciente fue la designación en EE. UU. del Northeast Canyons and Seamounts Marine National Monument (Categoría III-IUCN) (Costello, 2019; Auster *et al.*, 2020). Un próximo desafío para avanzar en la planificación para la conservación marina del país es incluir en los análisis de representatividad el nivel de organización biológica de especies e incorporar como atributo del SAMP el criterio de conectividad (funcional y estructural) (Balbar y Metaxas, 2019), tomando como áreas núcleo las AMP del SPNN; sin embargo es importante conceptualizar aún más sobre este aspecto (SINAP, 2019).

En el proceso de construcción del marco global para la biodiversidad posterior a 2020, el CBD propone aumentar 30 % de la superficie terrestre y marina en áreas protegidas y otras medidas de conservación eficaces basadas en áreas para el 2030 (CBD, 2018). Esta nueva meta global parece ser una ruta de trabajo correcta (O'Leary *et al.*, 2016; Woodley *et al.*, 2019), luego del reciente

et al., 2009; Devillers *et al.*, 2015). The challenge of improving this representativeness should fall on MADS as a National Environmental Authority, which could delegate its administration to PNNC for its experience with remote or oceanic areas. According to Fisher *et al.* (2019), the inclusion of deep benthic habitats in MPAs has begun to be recognized globally, finding that of 230 countries evaluated, 74 included submarine canyons, and 38 included seamounts. Given the growth of offshore productive activities such as mineral extraction, trawling, oil, and gas exploitation (Davies *et al.*, 2007; Ramírez-Llodra *et al.*, 2011; Cordes *et al.*, 2016), among others, Colombia should explore the application of new management categories such as Natural Reserve and Unique Natural Area proposed by the IUCN (Categories I and III, respectively, Dudley, 2008). Those categories have been designated in the last decade in countries such as the USA, Canada, and France for this type of deep habitats environment (Fernández-Arcaya *et al.*, 2017). A recent case was the designation in USA of the Northeast Canyons and Seamounts Marine National Monument (Category III-IUCN) (Costello, 2019; Auster *et al.*, 2020). A next challenge to advance in planning for the country's marine conservation is to include in the representativeness analyzes the level of biological organization of species and to incorporate as an attribute of the SAMP the connectivity criteria (functional and structural) (Balbar and Metaxas, 2019), taking as core the MPAs of the SPNN. However, it is crucial to conceptualize even more about this aspect (SINAP, 2019).

In the process of building the global framework for biodiversity post-2020, the CBD proposes to increase to 30 % the protected land and sea surface by 2030, either by protected areas or other effective area-based conservation measures (CBD, 2018). This new global goal seems to be a correct work path (O'Leary *et al.*, 2016; Woodley *et al.*, 2019), after the recent diagnosis of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services (IPBES, 2019). It was identified that the most important direct drivers of biodiversity loss are habitat fragmentation and loss (changes in the use of land and sea) and direct exploitation, with the overexploitation of fishery resources being the most important in marine systems. Moreover, the assessment reported that 66 % of the ocean surface experiences an increasing cumulative impact, and more than 85 % of the wetlands have disappeared (IPBES, 2019). Additionally, a recent multisector financial analysis

diagnóstico de la evaluación global sobre la biodiversidad y los servicios de los ecosistemas (IPBES, 2019), donde se identificó que los impulsores directos más importantes de la pérdida de biodiversidad son la fragmentación y pérdida del hábitat (cambios en el uso de la tierra y el mar) y la explotación directa, siendo la sobreexplotación de recursos pesqueros más importante en los sistemas marinos. Por otro lado, la evaluación registró que 66 % de la superficie del océano experimenta un impacto acumulativo creciente y más de 85 % de los humedales han desaparecido (IPBES, 2019). Adicionalmente, un reciente análisis financiero multisectorial (incluyendo agricultura, silvicultura, pesca y conservación) estimó una mayor producción (ingresos) al expandir las áreas protegidas a 30 % en el planeta, pudiendo generarse, entre \$ 64 y \$ 454 billones de dólares por año para 2050, incluso luego de los posibles efectos económicos que está generando la COVID-19 (Waldron *et al.*, 2020).

Es importante para Colombia, con una cobertura de 50 % de territorio marino (Invemar, 2019), aprovechar los diferentes escenarios internacionales frente a la futura conservación de los océanos, como son: 1) La construcción del nuevo marco pos-2020 del CDB, en donde el país debe apoyar la meta de 30 % a 2030, garantizando de forma eficiente un balance entre cobertura y representatividad del SAMP; 2) Colombia por su experiencia puede nutrir el debate y las definiciones que se desarrollen en el proyecto de “Acuerdo Marco de la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar, relativo a la conservación y el uso sostenible de la diversidad biológica marina en Áreas Fuera de la Jurisdicción Nacional” (UN, 2019), donde uno de los principales puntos es el manejo de herramientas de gestión de áreas, incluidas las áreas marinas protegidas, y 3) La proclamación del Decenio de las Ciencias Oceánicas para el Desarrollo Sostenible de las Naciones Unidas (2021-2030) por parte de la Asamblea General de las Naciones Unidas (UN, 2020), al reconocer la ciencia como un prerrequisito para gestionar el océano de manera sostenible, y un pilar fundamental para la implementación de todos los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) de la Agenda 2030 y específicamente el ODS 14 Vida Submarina.

Basado en lo anterior, se puede concluir que: 1) la contribución de las AMP administradas por PNNC a la representatividad de ecosistemas marinos y costeros del SAMP mejoró a 2020, en algunos ecosistemas estratégicos como pastos marinos, manglares, playas arenosas y

(including agriculture, forestry, fishing, and conservation) estimated a higher production (income) by expanding protected areas to 30 % on the planet, being able to generate between \$ 64 to \$ 454 billion dollars per year by 2050, even after the possible economic effects that it is generating to recovery from the effects of COVID-19 (Waldron *et al.*, 2020).

It is essential for Colombia, with her coverage of 50 % of marine territory (Invemar, 2019), to take advantage of the different international scenarios, facing the future conservation of the oceans, such as: 1) The construction of the new post-2020 framework of the CBD, where Colombia should support the target of 30 % to 2030, but efficiently guaranteeing a balance between coverage and representativeness of the SAMP; 2) Colombia, through its experience, can support the debate and the definitions that are developed in the draft “Framework Agreement of the United Nations Convention on the Law of the Sea, relative to the conservation and sustainable use of marine biological diversity in Areas Beyond National Jurisdiction” (ABNJ) (UN, 2019), where one of the main points is the management of area management tools, including MPAs; and 3) The proclamation of the United Nations Decade of Ocean Sciences for Sustainable Development (2021-2030), by the United Nations General Assembly (UN, 2020), recognizing science as a pre-requisite for sustainable managing of the ocean, and a fundamental pillar for the implementation of the Sustainable Development Goals (SDGs) of the 2030 Agenda and mainly the SDG 14 Life Below Water.

Based on the above, it can be concluded that: 1) the contribution of the MPAs managed by PNNC to the representativeness of marine and coastal ecosystems of the SAMP improved by 2020, in some strategic ecosystems such as seagrasses, mangroves, sandy beaches, and the inclusion of a new ecosystem such as deep-sea corals, specifically in the Caribbean. The opposite was for mixed guandal forest in the Pacific and coastal lagoons and estuaries in the Caribbean. However, meeting the goals does not lie exclusively with the SPNN since there are 17 sub-national MPAs. This analysis only allows us to understand the 18 MPAs of the national management scope. 2) The need to increase research and knowledge of deep benthic habitats is noted to include them in conservation priorities and the analysis of gaps in SAMP representativeness. 3) Colombia should take advantage of international dialogue scenarios to contribute and commit



la inclusión de un nuevo ecosistema como los corales profundos, específicamente en el Caribe. Caso contrario para ecosistemas como bosque mixto de guandal en el Pacífico y lagunas costeras y estuarios en el Caribe. No obstante, la responsabilidad del cumplimiento de las metas no es exclusivamente del SPNN, ya que existen 17 AMP del ámbito de gestión regional; este análisis solo permite comprender la contribución de las 18 áreas del ámbito de gestión nacional. 2) Se advierte la necesidad de incrementar la investigación y conocimiento de los hábitats bentónicos profundos para incluirlos dentro de ejercicios de prioridades de conservación y en los análisis de vacíos de representatividad del SAMP. 3) Colombia debe aprovechar los escenarios de diálogo internacional para contribuir y comprometerse con metas ambiciosas de conservación del CBD (30 % al 2030) y apoyar la declaratoria de posibles AMP en áreas fuera de la jurisdicción nacional, basado en su experiencia con la declaratoria y manejo de AMP oceánicas (SFF Malpelo y PNN Corales de Profundidad).

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés” (Invemar) por su apoyo institucional, en especial a Julián Pizarro y a Felipe Valencia del Laboratorio de Servicios de Información (Labsis). Por último, al evaluador anónimo y al editor encargado quienes contribuyeron con sus comentarios y observaciones a la mejora de este trabajo. Contribución 1289 del Invemar.

to ambitious CBD conservation goals (30 % by 2030) and support the declaration of possible MPAs in ABNJ based on their experience with the designation and management of oceanic MPAs (SFF Malpelo and NNP Deep-sea Corals).

ACKNOWLEDGMENTS

The authors would like to thank the Institute of Marine and Coastal Research “José Benito Vives de Andrés” (Invemar) for its institutional support, especially Julián Pizarro and Felipe Valencia from the Laboratory of Information Services (Labsis). Finally, the anonymous reviewer and the editor in charge who contributed with their comments and observations to the improvement of this work. Contribution 1289 of Invemar.

BIBLIOGRAFÍA/LITERATURE CITED

- Airamé, S., J.E. Dugan, K.D. Lafferty, H. Leslie, D.A. McArdle, and R.R. Warner. 2003. Applying ecological criteria to marine reserve design: A case study from the California Channel Islands. *Ecol. Appl.*, 13: 170-184. <https://doi.org/10.1890/1051-0761>
- Alonso, D., L. Ramírez, J.M. Díaz, C. Segura-Quintero, P. Castillo, and A. Chatwin. 2007. Coastal and marine conservation priorities in Colombia. 30-39. In: Chatwin, A. (Ed.). *Priorities for coastal and marine conservation in South America*. The Nature Conservancy-TNC, Arlington. 63 p.
- Alonso, D., C. Segura-Quintero, P. Castillo-Torres, and J. Gerhantz-Muro. 2008. Marine protected areas network design: conservation strategy for the Colombian northern continental Caribbean. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 37: 129-156.
- Alonso, D., C. Segura-Quintero, P. Torres, D. Rozo-Garzón, J. Espriella, J. Bolaños y A. Lopez. 2010. Áreas significativas para la biodiversidad. 393-419. En: Invemar. (Ed.). *Biodiversidad del margen continental del Caribe colombiano*. Invemar, Santa Marta. 457 p.
- Alonso, D., H. Barbosa, M. Duque, I. Gil, M. Morales, S. Navarrete, M. Nieto, A. Ramírez, G. Sanclemente y J. Vásquez. 2015. Conceptualización del Subsistema de Áreas Marinas Protegidas en Colombia. *Ser. Publ. Gener. Invemar*, (88), 80 p.
- Álvarez-Dávila, E., G. Jaramillo-Giraldo, C. Cogollo-Rivera, H. Martínez-Higuera, E. Rojas, and F. Fernández-Méndez. 2016. Structure and diversity of the three plant associations in the San Juan River delta, Chocó, Colombia. *Árvore*, 40: 833-843. doi.org/10.1590/0100-67622016000500007
- Auster, P.J., B.C. Hodge, M.P. McKee, and S.D. Kraus. 2020. A scientific basis for designation of the northeast canyons and seamounts marine national monument. *Front. Mar. Sci.*, 7: 566. doi.org/10.3389/fmars.2020.00566

- Balbar, A.C. and A. Metaxas. 2019. The current application of ecological connectivity in the design of marine protected areas. *Glob. Ecol. Conserv.*, 17: e00569. doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00569
- Barr, L.M., R.L. Pressey, R.A. Fuller, D.B. Segan, E. McDonald-Madden, and H.P. Possingham. 2011. A new way to measure the world's protected area coverage. *PLoS One*, 6: 9. doi.org/10.1371/journal.pone.0024707
- Beck, M.W., K.L. Heck, K.W. Able, D.L. Childers, D.B. Eggleston, B.M. Gillanders, B. Halpern, C.G. Hays, K. Hoshino, T.J. Minello, R.J. Orth, P.F. Sheridan, and M.P. Weinstein. 2001. The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. *Bioscience*, 51: 633-641. doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0633:TICAMO]2.0.CO;2
- Bohórquez, J.C., C. Segura-Quintero y P. Lozano. 2010. Diseño del sistema de soporte a la toma de decisiones para el subsistema de Áreas Marinas Protegidas. Informe técnico final. Invemar, Santa Marta. 13 p.
- CDB. 2004. Decision COP 7/12. <https://www.cbd.int/decisions/cop/7/28>. 14/07/2020.
- CDB. 2010. The Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020 and the Aichi Biodiversity Targets. <https://www.cbd.int/decisions/cop/10/2>. 19/07/2020.
- CDB. 2018. Decision adopted by the conference of the parties to the Convention on Biological Diversity 14/8. Protected areas and other effective area-based conservation measures. <https://www.cbd.int/doc/decisions/cop-14/cop-14-dec-08-en.pdf>. 25/07/2020.
- Codechocó, Carder, Corponariño, CRC, CVC, IIAP, Invemar, PNN y WWF. 2014. Prioridades de conservación costeras y oceánicas del SIRAP Pacífico. Informe técnico final. WWF, Cali. 146 p.
- Cordes, E.E., D.O.B. Jones, T.A. Schlacher, D.J. Amon, A.F. Bernardino, S. Brooke, R. Carney, D.M. DeLeo, K.M. Dunlop, E.G. Escobar-Briones, A.R. Gates, L. Génio, J. Gobin, L.A. Henry, S. Herrera, S. Hoyt, M. Joye, S. Kark, N.C. Mestre, A. Metaxas, S. Pfeifer, K. Sink, A.K. Sweetman, and U. Witte. 2016. Environmental impacts of the deep-water oil and gas industry: a review to guide management strategies. *Front. Environ. Sci.*, 4: 58. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2016.00058>
- Costello, M.J., M. Coll, R. Danovaro, P. Halpin, H. Ojaveer, and P. Miloslavich. 2010. A census of marine biodiversity knowledge, resources, and future challenges. *PLoS One*, 5:8. doi.org/10.1371/journal.pone.0012110
- Costello, T. 2019. Are marine national monuments “situated on lands owned or controlled by the Government of the United States?” *Oc. Coast. Law J.*, 24:2. <https://digitalcommons.maine.gov/oclj/vol24/iss2/5>
- Davies, A.J., J.M. Roberts, and J. Hall-Spencer. 2007. Preserving deep-sea natural heritage: Emerging issues in offshore conservation and management. *Biol. Conserv.*, 138: 299-312. doi.org/10.1016/j.biocon.2007.05.011
- Decreto 2811. 1974. Diario oficial de la Republica de Colombia. Presidencia de la República de Colombia. https://www.minambiente.gov.co/images/GestionIntegraldelRecursoHidrico/pdf/normativa/Decreto_2811_de_1974.pdf. 12/07/2020.
- Del Valle, J.I. 2000. Consideraciones estructurales de los bosques de guandal del Pacifico sur colombiano. *Rev. Fac. Nat. Agr. Medellín*, 53: 1011-1042.
- Devillers, R., R.L. Pressey, A. Grech, J.N. Kittinger, G.J. Edgar, T. Ward, and R. Watson. 2015. Reinventing residual reserves in the sea: are we favouring ease of establishment over need for protection? *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.*, 25: 480-504. doi.org/10.1002/aqc.2445
- Dudley, N. (Ed). 2008. Guidelines for applying protected area management categories. IUCN, Gland, Switzerland. 143 p.
- Dudley, B.Y. and J. Parish. 2006. Closing the gap. Creating ecologically representative protected area systems: a guide to conducting the gap assessments of protected area systems for the Convention on Biological Diversity. *CBD Tech. Ser.*, (24). 108 p. doi.org/10.1111/j.1469-7610.2010.02316.x
- Durden, J.M., B.J. Bett, D.O.B. Jones, V.A.I. Huvenne, and H.A. Ruhl. 2015. Abyssal hills-hidden source of increased habitat heterogeneity, benthic megafaunal biomass and diversity in the deep sea. *Prog. Oceanogr.*, 137: 209-218. doi.org/10.1016/j.pocean.2015.06.006
- Fernández-Arcaya, U., E. Ramírez-Llodra, J. Aguzzi, A.L. Allcock, J.S. Davies, A. Dissanayake, P. Harris, K. Howell, V.A.I. Huvenne, M. Macmillan-Lawler, J. Martín, L. Menot, M. Nizinski, P. Puig, A.A. Rowden, F. Sánchez, and I.M.J. den Beld. 2017. Ecological role of submarine canyons and need for canyon conservation: a review. *Front. Mar. Sci.*, 4: 5. doi.org/10.3389/fmars.2017.00005
- Fischer, A., D. Bhakta, M. Macmillan-Lawler, and P. Harris. 2019. Existing global marine protected area network is not representative or comprehensive measured against seafloor geomorphic features and benthic habitats. *Oc. Coast. Manag.*, 167: 176-187. doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.10.001
- Gaines, S.D., C. White, M.H. Carr, and S.R. Palumbi. 2010. Designing marine reserve networks for both conservation and fisheries management. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, 107(43): 18286-18293. doi.org/10.1073/pnas.0906473107
- Gell, F.R. and C.M. Roberts. 2003. Benefits beyond boundaries: the fishery effects of marine reserves. *Trends Ecol. Evol.*, 18: 448-455. doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00189-7



- Harris, P.T. and E.K. Baker. 2012. Geohab atlas of seafloor geomorphic features and benthic habitats: synthesis and lessons learned. 871-890. In: Harris, P. and E. Baker (Eds.). *Seafloor geomorphology as benthic habitat*. Elsevier, CIUDAD???. 936 p. doi.org/10.1016/B978-0-12-385140-6.00064-5
- Huang, Z., T.A. Schlacher, S. Nichol, A. Williams, F. Althaus, and R. Kloser. 2018. A conceptual surrogacy framework to evaluate the habitat potential of submarine canyons. *Prog. Oceanogr.*, 169: 199-213. doi.org/10.1016/j.pocean.2017.11.007
- Invenmar. 2020. Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia 2019. Ser. Publ. Periód. Invenmar, (3), 183 p.
- IPBES, 2019. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. doi.org/https://doi.org/10.5281/zenodo.3553579
- Kvile, K.O., G.H. Taranto, T.J. Pitcher, and T. Morato. 2014. A global assessment of seamount ecosystems knowledge using an ecosystem evaluation framework. *Biol. Conserv.*, 173: 108-120. doi.org/10.1016/j.biocon.2013.10.002
- MADS-PNUD. 2019. Sexto informe de Colombia ante el Convenio de Diversidad Biológica. <https://www.cbd.int/doc/nr/nr-06/co-nr-06-es.pdf>. 18/07/2020.
- Margules, C.R. and R.L. Pressey. 2000. Systematic conservation planning. *Nature*, 405: 243-253. doi.org/10.1038/35012251
- Miloslavich, P., E. Klein, J.M. Díaz, C.E. Hernández, G. Bigatti, L. Campos, F. Artigas, J. Castillo, P.E. Penchaszadeh, P.E. Neill, A. Carranza, M.V. Retana, J.M. Díaz de Astarloa, M. Lewis, P. Yorio, M.L. Piriz, D. Rodríguez, Y. Yoneshigue-Valentin, L. Gamboa, and A. Martín. 2011. Marine biodiversity in the Atlantic and Pacific Coasts of South America: knowledge and gaps. *PLoS One*, 6: 1. doi.org/10.1371/journal.pone.0014631
- Morato, T., S.D. Hoyle, V. Allain, and S. J. Nicol. 2010. Seamounts are hotspots of pelagic biodiversity in the open ocean. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, 107(21): 9707-9711. doi.org/10.1073/pnas.0910290107
- Nagelkerken, I., M. Sheaves, R. Baker, and R.M. Connolly. 2015. The seascape nursery: a novel spatial approach to identify and manage nurseries for coastal marine fauna. *Fish Fish.*, 16: 362-371. doi.org/10.1111/faf.12057
- O'Leary, B.C., M. Winther-Janson, J.M. Bainbridge, J. Aitken, J.P. Hawkins, and C.M. Roberts. 2016. Effective coverage targets for ocean protection. *Conserv. Lett.*, 9(6): 398-404. doi.org/10.1111/conl.12247
- Ramírez-Llodra, E., P.A. Tyler, M.C. Baker, O.A. Bergstad, M.R. Clark, E. Escobar, L.A. Levin, L. Menot, A.A. Rowden, C.R. Smith, and C.L. Van Dover. 2011. Man and the last great wilderness: human impact on the deep sea. *PLoS One* 6: e22588. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0022588>
- Sala, E., O. Aburto-Oropeza, G. Paredes, I. Parra, J.C. Barrera, and P.K. Dayton. 2002. A general model for designing networks of marine reserves. *Science*, 298: 1991-1993. <https://doi.org/10.1126/science.1075284>
- Segura-Quintero, C. 2019. Geoservicio web para el análisis de la representatividad ecosistémica: aporte al diseño y gestión del subsistema de Áreas Marinas Protegidas de Colombia. Univ. Salzburg, Bogotá. 103 p.
- Segura-Quintero, C., D. Alonso y L. Ramírez. 2012. Análisis de vacíos de representatividad en las Áreas Marinas Protegidas del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 41: 299-322.
- Sheaves, M. 2009. Consequences of ecological connectivity: the coastal ecosystem mosaic. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 391: 107-115. doi.org/10.3354/meps08121
- Sheaves, M., R. Baker, I. Nagelkerken, and R.M. Connolly. 2015. True value of estuarine and coastal nurseries for fish: incorporating complexity and dynamics. *Estuaries Coast.*, 38: 401-414. doi.org/10.1007/s12237-014-9846-x
- SINAP, 2019. Hacia una política para el Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Colombia 2021-2030. Informe técnico, PNN, WWF, GEF y BID, Bogotá D.C. 84 p. <https://www.parquesnacionales.gov.co/portal/es/sistema-nacional-de-areas- protegidas-sinap/representatividad-y-prioridades-de-conservacion/13/10/2020>
- Stevens, T. 2002. Rigor and representativeness in marine protected area design. *Coast. Manag.*, 30(3): 237-248. doi.org/10.1080/08920750290042183
- UN. 2019. Proyecto de texto de un acuerdo en el marco de la Convención de las Naciones Unidas sobre el derecho del mar relativo a la conservación y el uso sostenible de la diversidad biológica marina de las zonas situadas fuera de la jurisdicción nacional. <https://undocs.org/es/A/CONF.232/2019/6.20/07/2020>
- UN. 2020. United Nations Decade of Ocean Science for Sustainable Development (2021-2030). Zero Draft- Implementation Plan, United Nations, New York. 48 p.
- Waldron, A., A. Vanessa, A. James, A. Arnell, G. Asner, S. Atkinson, *et al.* 2020. Protecting 30 % of the planet for nature: costs, benefits and economic implications. Working paper analyzing the economic implications of the proposed 30 % target for areal protection in the draft post-2020 Global Biodiversity Framework. Campaign for Nature. https://www.conservation.cam.ac.uk/files/waldron_report_30_by_30_publish.pdf. 24/07/2020.

Williams, A., N.J Bax, R.J. Kloser, F. Althaus, B. Barker, and G. Keith. 2009. Australia's deep-water reserve network: implications of false homogeneity for classifying abiotic surrogates of biodiversity. *ICES J. Mar. Sci.*, 66(1): 214-224. doi.org/10.1093/icesjms/fsn189

Woodley, S., H. Locke, D. Laffoley, K. MacKinnon, T. Sandwith, and J. Smart. 2019. A review of evidence for area-based conservation targets for the post-2020 global biodiversity framework. *PARKS*, 25(2): 31-46. doi.org/10.2305/iucn.ch.2019.parks-25-2sw2.en

RECIBIDO/RECEIVED: 26/07/2020

ACEPTADO/ACCEPTED: 08/11/2020



NOTA/NOTE

Primer registro de una hembra de tortuga carey, *Eretmochelys imbricata*, en el Mosaico de Conservación Bahía Málaga, Pacífico colombiano

First report of a female hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricata*, in the Conservation Mosaic Bahía Málaga, Colombian Pacific

Karla G. Barrientos-Muñoz^{1,2,3*}, Miller Valencia Díaz^{4,5}, Carlos Andrés Hinojosa Romero⁶, Santiago Valencia-González^{4,5}

0000-0003-3963-5727

0000-0003-3877-1006

0000-0001-9260-4263

0000-0002-0549-8958

María Claudia Diazgranados⁷, Edward Leonardo Sevilla Dueñas⁸ y Cristian Ramírez-Gallego^{1,2}

0000-0001-8237-9840

0000-0002-8319-7333

0000-0001-9485-5736

1. Fundación Tortugas del Mar (FTM), Envigado, Colombia. karla.barrientos@udea.edu.co*, cristian.ramirez@udea.edu.co
 2. Iniciativa Carey del Pacífico Oriental (ICAPO).
 3. Wider Caribbean Sea Turtle Conservation Network (Widecast), Colombia.
 4. Consejo Comunitario de las Comunidades Negras de La Plata-Bahía Málaga, Colombia. santiago1986@hotmail.com; consejobahiamalaga@gmail.com
 5. Asociación Comunitaria de Bahía Málaga (Ecomanglar), Buenaventura, Colombia. ecomanglarpacifico@gmail.com
 6. Asociación de Pescadores Tradicionales de Bahía Málaga Los Esteros, Buenaventura, Colombia. carlosa1989@hotmail.es
 7. Conservación Internacional, Colombia. mdiazgranados@conservation.org
 8. Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca (CVC), Buenaventura, Colombia. biologosevilla@gmail.com
- * Autora de correspondencia.

RESUMEN

La tortuga carey del Pacífico oriental es una de las unidades regionales de manejo más amenazadas del mundo. En el Pacífico colombiano ha sido avistada en áreas de alimentación y en estadios juveniles y/o subadultos. Sus zonas y temporada de anidación son desconocidas para el país. El 24 de febrero de 2020, se registra la primera hembra de tortuga carey para el Pacífico colombiano, en el Mosaico de Conservación Bahía Málaga. El largo curvo mínimo del caparazón fue de 90 cm, el largo curvo del caparazón nuchal-supracaudal fue de 90,5 cm, el ancho curvo del caparazón fue de 73,6 cm y su peso fue de 69 kg. La presencia de una hembra y ser la principal zona de alimentación y residencia de juveniles y subadultos de la especie en el Pacífico de Colombia hace indispensable continuar con el monitoreo sistemático en agua e identificar y monitorear potenciales sitios de anidación para aportar a la conservación de la tortuga carey del Pacífico oriental.

PALABRAS CLAVE: tortuga carey, En Peligro Crítico, Pacífico colombiano, Pacífico oriental

ABSTRACT

The Eastern Pacific hawksbill turtle is one of the most threatened management units in the world. In the Colombian Pacific it has been detected in feeding areas and in juvenile and / or sub adult's stages. Its nesting areas and season are unknown to the country. On February 24th, 2020, the first female hawksbill turtle for the Colombian Pacific was reported, in the Conservation Mosaic of Bahía Málaga. The minimum curved carapace length was 90 cm, the curved carapace length nuchal-tip was 90.5 cm, the curved carapace width was 73.6 cm and its weight was 69 kg. The presence of a female and being the main feeding and residence area for juvenile and sub adult of the species in the Pacific of Colombia makes it essential to continue systematic monitoring in-water and identify and monitor potential nesting sites to contribute to the conservation of the hawksbill turtle at Eastern Pacific.

KEYWORDS: hawksbill turtle, Critically Endangered, Colombian Pacific, Eastern Pacific

DOI: <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2020.49.SuplEsp.1073>

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

La tortuga carey (*Eretmochelys imbricata*) es considerada la especie de tortuga marina con mayor sobreexplotación antropogénica, con una disminución > 80 % de su población mundial (Meylan y Donnelly, 1999; Mortimer y Donnelly, 2008; Barrientos *et al.*, 2015; Ramírez-Gallego y Barrientos-Muñoz, 2020). Se encuentra categorizada En Peligro Crítico (CR) de extinción en la lista roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) (Mortimer y Donnelly, 2008) y bajo la misma categoría a nivel nacional en el *Libro rojo de reptiles de Colombia* (Barrientos *et al.*, 2015). Además, listada en la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES) (Rhodin *et al.*, 2018), la Convención sobre la Conservación de las Especies Migratorias de Animales Silvestres (CMS) y el Protocolo Relativo a las Áreas y Flora y Fauna Silvestres Especialmente Protegidas (SPAW) (Barrientos *et al.*, 2015).

La tortuga carey en el Océano Pacífico Oriental (OPO) es una de las unidades regionales de manejo (URM) más amenazadas en el mundo (Wallace *et al.*, 2011). Era considerada casi ausente en la región (Mortimer y Donnelly, 2008), y Colombia no era la excepción (Gaos *et al.*, 2010; Trujillo-Arias *et al.*, 2014). Desde 2007 se empiezan a registrar playas de anidación y zonas de alimentación a lo largo del OPO (Alfaro-Shiqueto *et al.*, 2010; Gaos *et al.*, 2010, 2012, 2017; Liles *et al.*, 2011; Quiñones *et al.*, 2011; Brittain *et al.*, 2012; Carrión-Cortez *et al.*, 2013; Chacón-Chaverri *et al.*, 2014; Heidemeyer *et al.*, 2014; Tobón-López y Amorocho, 2014; Barrientos *et al.*, 2015). Se estiman menos de 700 hembras anidantes entre México y Perú (Gaos *et al.*, 2017).

En el Pacífico colombiano, se desconoce su época y áreas de anidación, siendo avistada exclusivamente en áreas de alimentación y en estadios juveniles y/o subadultos (Gaos *et al.*, 2010, Tobón-López y Amorocho, 2014; Barrientos-Muñoz *et al.*, 2015). En 2006 durante la caracterización de las formaciones coralinas en la ensenada del Parque Nacional Natural (PNN) Utría se evidenciaron juveniles alrededor de los parches del Coral de la Aguada, Punta Diego y Playa Blanca (Ramírez-Gallego, com. pers.), y ocasionalmente son capturados en redes de pesca por la comunidad local del corregimiento de El Valle, Bahía Solano (Barrientos-Muñoz y Ramírez-Gallego, datos inéditos). En el Santuario de Flora y Fauna (SFF) Malpelo hay avistamiento esporádico de juveniles, mientras se realiza el monitoreo de los tiburones, al

The hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) is considered the species of sea turtle with the greatest anthropogenic overexploitation, with a > 80 % decrease in its world population (Meylan and Donnelly, 1999; Mortimer and Donnelly, 2008; Barrientos *et al.*, 2015; Ramírez-Gallego and Barrientos-Muñoz, 2020). The hawksbill turtle is classified as Critically Endangered (CR) on the Red List of the International Union for Conservation of Nature (IUCN) (Mortimer and Donnelly, 2008) and under the same category at the national level in the Red Book of Reptiles of Colombia (Barrientos *et al.*, 2015). In addition, listed in the Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora (CITES) (Rhodin *et al.*, 2018), the Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals (CMS), and the Protocol Relating to Areas and Specially Protected Wild Fauna Flora (SPAW) (Barrientos *et al.*, 2015).

The hawksbill turtle in the Eastern Pacific Ocean (EPO) is one of the most threatened regional management units (RMUs) worldwide (Wallace *et al.*, 2011). It was considered almost absent in the region (Mortimer and Donnelly, 2008), and Colombia was no exception (Gaos *et al.*, 2010; Trujillo-Arias *et al.*, 2014). Since 2007, nesting beaches and feeding areas have been reported throughout the EPO (Alfaro-Shiqueto *et al.*, 2010; Gaos *et al.*, 2010, 2012, 2017; Liles *et al.*, 2011; Quiñones *et al.*, 2011; Brittain *et al.*, 2012; Carrión-Cortez *et al.*, 2013; Chacón-Chaverri *et al.*, 2014; Heidemeyer *et al.*, 2014; Tobón-López and Amorocho, 2014; Barrientos *et al.*, 2015). Less than 700 nesting females are estimated between Mexico and Peru (Gaos *et al.*, 2017).

In the Colombian Pacific, its season and nesting areas are unknown, being sighted exclusively in feeding areas and in juvenile and/or subadult stages (Gaos *et al.*, 2010, Tobón-López and Amorocho, 2014; Barrientos-Muñoz *et al.*, 2015). In 2006, during the characterization of the coral formations in the Utria National Natural Park (NNP) cove, juveniles were evident around the Coral de la Aguada, Punta Diego and Playa Blanca patches (Ramírez-Gallego, unpublished data) and occasionally they were caught in fishing nets by the local community of the township of El Valle, Bahía Solano (Barrientos-Muñoz and Ramírez-Gallego, pers. comm.). In the Malpelo Flora and Fauna Sanctuary (FFS), there is sporadic sighting of juveniles, while monitoring sharks, as well as for the Gulf of Tribugá (Fundación Malpelo, pers. comm.). In the Gorgona NNP, 41 individuals were reported between 1982-

igual que para el golfo de Tribugá (Fundación Malpelo, com. pers). En el PNN Gorgona, 41 individuos fueron registrados entre 1982-2007 (Gaos *et al.*, 2010; Tobón-López y Amorocho, 2014). Entre 2008-2019, 84 individuos fueron capturados y 38 de estos recapturados. El 100 % son individuos juveniles, asociados a los arrecifes de coral de la isla donde se encuentra una pequeña población residente (Payán y Zorrilla, com. pers).

El Mosaico de Conservación Bahía Málaga incluye el PNN Uramba-Bahía Málaga, el Parque Regional Natural (PNR) de La Sierpe, el Distrito de Manejo Integrado (DMI) La Plata, bahía Málaga, territorios colectivos de comunidades negras y resguardos indígenas. El mosaico proporciona una gran cantidad de hábitats siendo uno de los lugares de mayor biodiversidad en el mundo. Desde el 2016, monitoreos participativos e interinstitucionales terrestres y acuáticos, han sido llevados a cabo para identificar potenciales áreas de anidación y de alimentación. Igualmente se han desarrollado encuestas y proyectos de educación ambiental para contribuir a los esfuerzos actuales en el mosaico, enfocados en la recuperación de la especie en el ámbito local y regional y en la reducción de sus amenazas locales.

El 24 de febrero de 2020, bajo el proyecto de “Valoración biológica, ecológica y cultural en el territorio marino-costero del área de influencia del Consejo Comunitario de La Plata” en el PNR La Sierpe y el DMI La Plata, se registra la primera hembra de tortuga Carey para el Pacífico colombiano. La hembra fue capturada (4,04485° N-77,26756° O) usando una red de enmalle elaborada en multifilamento de *nylon* torsionado (calibre 18), de 100 m de longitud por 8 m de fondo y luz de malla de 50 cm, durante el monitoreo acuático estandarizado para el área. Posteriormente fueron registrados sus datos biométricos, se realizó marcaje, revisión general y liberación con miembros de la comunidad.

El largo curvo mínimo del caparazón (LCCmin) fue de 90 cm, el largo curvo del caparazón nuchal-supracaudal (LCCn-s) fue de 90,5 cm y el ancho curvo del caparazón (ACC) fue de 73,6 cm, medidos con una cinta métrica ($\pm 0,1$ cm). El peso fue de 69 kg, registrado con balanza mecánica (0,01 kg). Dos marcas metálicas tipo Inconel 681C (National Band & Tag, Newport, KY, EE. UU.) fueron puestas en sus aletas delanteras con numeración ME761 (derecha) y ME762 (izquierda), así como una etiqueta interna Transmisor Pasivo Integrado (PIT por sus siglas en inglés) tipo DNACHIP ISO (AVID Identification

2007 (Gaos *et al.*, 2010; Tobón-López and Amorocho, 2014). Between 2008-2019, 84 individuals were captured and 38 of these were recaptured. The 100 % are juvenile individuals, associated with the island’s coral reefs where a small resident population is found (Payán and Zorrilla, pers. comm.).

The Conservation Mosaic Bahía Málaga includes the Uramba NNP-Bahía Málaga, the La Sierpe Natural Regional Park (NRP), the La Plata Integrated Management District (IMD), bahía Málaga, collective territories of Afro-Colombian communities and indigenous reservations. The mosaic provides a large number of habitats, being one of the most biodiverse places in the world. Since 2016, participatory and inter-institutional terrestrial and aquatic monitoring has been carried out to identify potential nesting and feeding areas. Likewise, surveys and environmental education projects have been developed to contribute to the current efforts in the mosaic focused on the recovery of the species at the local and regional level and the reduction of its local threats.

On February 24th, 2020, under the “Biological, Ecological and Cultural Assessment project in the coastal marine territory of the area of influence of the La Plata Community Council” in La Sierpe NRP and La Plata IMD, the first female hawksbill turtle was reported for the Colombian Pacific. The female was captured (4.04485° N-77.26756° W) using a gill net made of twisted nylon multifilament (18 gauge), 100 m long by 8 m deep and 50 cm mesh size, during standardized aquatic monitoring for the area. Biometric data, tagging, and general examination were recorded and subsequently the hawksbill turtle was released with members of the community.

The minimum curved carapace length (CCLmin) was 90 cm, the curved carapace length nuchal-tip (CCLn-t) was 90.5 cm and the curved carapace width (CCW) was 73.6 cm, taken with a tape measure (± 0.1 cm). The weight was 69 kg, recorded with a mechanical weight scale (0.01 kg). Two Inconel metal tag 681C type (National Band & Tag, Newport, KY) were applied to its front flipper with numbering ME761 (right) and ME762 (left), as well as an internal Passive Integrated Transponder (PIT) tag type DNACHIP ISO (AVID Identification Systems, Inc, Norco, CA) on its right front flipper numbered 977200008546271. The external physical condition of the female was checked and 20 barnacles, *Chelonibia testudinaria*, were removed: 13 from the shell, three from the head and four from the plastron.

Systems, Inc, Norco, CA, EE. UU.) en su aleta delantera derecha con numeración 977200008546271. La condición física externa de la hembra fue revisada y fueron retirados 20 balanos *Chelonibia testudinaria*: 13 del caparazón, tres de la cabeza y cuatro del plastrón.

La fecha del hallazgo de la hembra concuerda con el pico de anidación (enero y febrero) para la especie en Suramérica (Gaos *et al.*, 2017). El LCCn-s 90,5 cm está por encima del promedio ($84,6 \pm 7,3$ cm; $n = 691$) registrado para la región (El Salvador, Nicaragua y Ecuador) (Gaos *et al.*, 2017). Por otra parte, las hembras de la tortuga carey en Suramérica parecen evidenciar un mayor tamaño promedio. El tamaño de la hembra es muy cercano a lo registrado para Machalilla, Ecuador (LCCn-s: $91,2 \pm 6,9$ cm; $n = 158$), coincidiendo con la colonia anidante más cercana identificada.

Además de la presencia de juveniles de la tortuga carey en el Mosaico de Conservación Bahía Málaga y ser el área más importante para la especie en el Pacífico colombiano, es prioritario continuar con el monitoreo sistemático en agua e identificar y monitorear potenciales sitios de anidación, para aportar a la conservación de la especie en la región y ayudar a llenar vacíos de información para la tortuga carey en el Pacífico oriental.

AGRADECIMIENTOS

El proyecto fue posible gracias al trabajo en campo de los investigadores locales Edgar López, Vanessa Moreno, Otoniel Angulo, Vicente González, Yoselín Sinisterra, Maicol Valencia, Isabelino Valencia, Eddie Rebolledo, Jeiler Caicedo y Rubén Canga. Un especial agradecimiento a las comunidades de La Plata, Miramar, Mangaña y La Sierpe y a sus pescadores, quienes han participado activamente del proyecto. A la Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca (CVC), en la Dirección Ambiental Regional Pacífico Oeste en Buenaventura, por su apoyo logístico. A Jeffrey Seminoff del National Marine Fisheries Service (NOAA), bajo el Marine Turtle Research Program, que provee las marcas metálicas en el marco del Pacific Sea Turtle Flipper Tagging Program. El proyecto fue financiado en el marco de La Minga, el esquema de sostenibilidad financiera de las áreas protegidas regionales del Pacífico colombiano, liderado por Fondo Acción y Conservación Internacional Colombia, la Corporación del Valle del Cauca (CVC), los consejos comunitarios de La Plata-Bahía Málaga y Chucheros, con fondos y capital

The date of the female finding is consistent with the nesting peak (January and February) for the species in South America (Gaos *et al.*, 2017). The CCLn-t 90.5 cm is above the average (84.6 ± 7.3 cm; $n = 691$) reported for the region (El Salvador, Nicaragua and Ecuador) (Gaos *et al.*, 2017). On the other hand, female hawksbill turtles in South America seem to show a larger average size. The size of the female is very close to that reported for Machalilla, Ecuador (CCLn-t: 91.2 ± 6.9 cm; $n = 158$), coinciding with the closest nesting colony identified.

In addition, due to the presence of juvenile hawksbill turtles in the Conservation Mosaic Bahía Málaga and being the most important area for the species in the Colombian Pacific, it is a priority to continue systematic monitoring in-water and identify and monitor potential nesting sites, to contribute to the conservation of the species in the region and help fill information gaps for the hawksbill turtle in the Eastern Pacific.

ACKNOWLEDGMENTS

The project was possible thanks to the field work of local volunteers: Edgar López, Vanessa Moreno, Otoniel Angulo, Vicente González, Yoselín Sinisterra, Maicol Valencia, Isabelino Valencia, Eddie Rebolledo, Jeiler Caicedo, and Rubén Canga. A special thanks to the communities of La Plata, Miramar, Mangaña and La Sierpe and their fishermen, who have actively participated in the project. To the Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca (CVC), in the West Pacific Regional Environmental Directorate in Buenaventura, for their logistical support. To Jeffrey Seminoff of National Marine Fisheries Service (NOAA) under the Marine Turtle Research Program who provides the metal marks under the Pacific Sea Turtle Flipper Tagging Program. The project was financed within the framework of La Minga, the financial sustainability scheme of the regional protected areas of the Colombian Pacific, led by Fondo Acción and Conservación Internacional Colombia, la Corporación del Valle del Cauca (CVC), La Plata-Bahía Málaga and Chucheros Community Councils, and with funds and human capital from Fundación Tortugas del Mar, the Association of Traditional Fishermen of Bahía Málaga Los Esteros, La Plata-Bahía Málaga Black Communities Community Council and the Community Association of Bahía Málaga (Ecomanglar).



humano de la Fundación Tortugas del Mar, la Asociación de Pescadores Tradicionales de Bahía Málaga Los Esteros, el Consejo Comunitario de las Comunidades Negras de La Plata-Bahía Málaga y la Asociación Comunitaria de Bahía Málaga (Ecomanglar).

BIBLIOGRAFÍA/LITERATURE CITED

- Alfaro-Shigueto, J., J.C. Mangel, C. Cáceres, J.A. Seminoff, A.R. Gaos, and I. Yáñez. 2010. Hawksbill turtles in Peruvian coastal fisheries. *Mar. Turtle Newslett.*, 129: 19-21.
- Barrientos-Muñoz, K., C. Ramírez-Gallego y V.P. Páez. 2015. *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766). 127-131. En: Morales-Betancourt, M.A., C.A. Lasso, V.P. Páez y B.C. Bock (Eds.). Libro rojo de reptiles de Colombia. 2015. Inst. Invest. Rec. Biol. Alexander von Humboldt (IAvH), Universidad de Antioquia. Bogotá, D.C. 258 p.
- Brittain, R., S. Handy, and S. Lucas. 2012. Two reports of juvenile Hawksbill sea turtles (*Eretmochelys imbricata*) on the southeast coast of Guatemala. *Mar. Turtle Newslett.*, 133: 20-22.
- Carrión-Cortez, J., C. Canales-Cerro, R. Arauz, and R. Ríosmena-Rodríguez. 2013. Habitat use and diet of juvenile Eastern Pacific hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) in the North Pacific coast of Costa Rica. *Chelonian Conserv. Biol.*, 12(2): 235-245.
- Chacón-Chaverri, D., D.A. Martínez-Cascante, D. Rojas y L.G. Fonseca. 2014. Golfo Dulce, Costa Rica, un área importante de alimentación para la tortuga Carey del Pacífico Oriental (*Eretmochelys imbricata*). *Rev. Biol. Trop.*, 63: 351-362.
- Gaos, A.R., F.A. Abreu-Grobois, J. Alfaro-Shigueto, D. Amorocho, R. Arauz, A. Baquero, R. Briseno, D. Chacón, C. Dueñas, C. Hasbún, M. Liles, G. Mariona, C. Muccio, J.P. Muñoz, W.J. Nichols, M. Peña, J.A. Seminoff, M. Vásquez, J. Urteaga, B. Wallace, I.L. Yáñez, and P. Zárate. 2010. Signs of hope in the Eastern Pacific: international collaboration reveals encouraging status for a severely depleted population of hawksbill turtles *Eretmochelys imbricata*. *Oryx*, 44(4): 595-601.
- Gaos, A.R., M. Liles, V. Gadea, A. Peña de Niz, F. Vallejo, M. Cristina, J. Darquea, A. Henríquez, A. Rivera, S. Chavarría, D. Melero, J. Urteaga, C. Pacheco, D. Chacón, C. LeMarie, J. Alfaro-Sigueto, J. Mangle, I. Yáñez, and J. Seminoff. 2017. Living on the edge: hawksbill turtle nesting and conservation along the Eastern Pacific rim. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 45(3): 572-584.
- Gaos, A.R., R.L. Lewison, B.P. Wallace, I.L. Yáñez, M.J. Liles, W.J. Nichols, A. Baquero, C.R. Hasbún, M. Vásquez, J. Urteaga, and J.A. Seminoff. 2012. Spatial ecology of Critically Endangered hawksbill turtles *Eretmochelys imbricata*: implications for management and conservation. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 450: 181-198.
- Heidemeyer, M., R. Arauz-Vargas, and E. López-Agüero. 2014. New foraging grounds for hawksbill (*Eretmochelys imbricata*) and green turtles (*Chelonia mydas*) along the northern Pacific coast of Costa Rica, Central America. *Rev. Biol. Trop.*, 62: 109-118.
- Liles, M.J., M.V. Jandres, W.A. López, G.I. Mariona, C.R. Hasbún, and J.A. Seminoff. 2011. Hawksbill turtles *Eretmochelys imbricata* in El Salvador: nesting distribution and mortality at the largest remaining nesting aggregation in the Eastern Pacific Ocean. *Endang. Species Res.*, 14: 23-30.
- Meylan, A.B. and M. Donnelly. 1999. Status justification for listing the hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) as Critically Endangered on the 1996 IUCN Red List of Threatened Animals. *Chelonian Conserv. Biol.*, 3(2): 200-224.
- Mortimer, J.A. and M. Donnelly (IUCN SSC Marine Turtle Specialist Group). 2008. *Eretmochelys imbricata*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008. Version 2014.3.1 www.iucnredlist.org. 06/12/2020.
- Quiñones, J., J. Zeballos, S. Quispe, and L. Delgado. 2011. Southernmost records of hawksbill turtles along the east Pacific coast of South America. *Mar. Turtle Newslett.*, 130: 16-21
- Ramírez-Gallego, C. and K.G. Barrientos-Muñoz. 2020. Illegal hawksbill trafficking: five years of records of the handicrafts and meat trades of the hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) in Cartagena de Indias, Colombia. *J. Aquacult. Mar. Biol.*, 9(3): 101-105. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00817>
- Rhodin, A.G., C.B. Stanford, P.P. Van Dijk, C. Eisemberg, L. Luiselli, R.A. Mittermeier, *et al.* 2018. Global conservation status of turtles and tortoises (order Testudines). *Chel. Cons. Biol.*, 17(2): 135-161. <https://doi.org/10.2744/CCB-1348.1>

- Tobón-López, A. and D.F. Amorocho. 2014. Population study of the hawksbill turtle *Eretmochelys imbricata* (Cheloniidae) in the southern Pacific region of Colombia. *Acta Biol. Colomb.*, 19(3): 447-457.
- Trujillo-Arias, N., D.F. Amorocho, D. López-Álvarez, and L.M. Mejía-Ladino. 2014. Phylogeographic relations of some feeding and nesting of hawksbill turtle rookeries (*Eretmochelys imbricata*) in the Caribbean and Pacific of Colombia. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 43(1): 159-182.
- Wallace, B.P., A.D. DiMatteo, A.B. Bolten, M.Y. Chaloupka, B.J. Hutchinson, F.A. Abreu-Grobois, *et al.* 2011. Global conservation priorities for marine turtles. *PLoS ONE*, 6(9): e24510.

RECIBIDO/RECEIVED: 28/07/2020

ACEPTADO/ACCEPTED: 18/11/2020



Guía de autores/Author's guide

El *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* (título abreviado: Bol. Investig. Mar. Costeras) 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” (INVMAR). 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.invmar.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 (INVMAR). 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.invmar.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 6000 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 1500 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

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 6000 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 1500 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



numeradas 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. Viloría. 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. Viloría. 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, añádalo.

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 - Palaeontological 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

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 - Palaeontological 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



electrónico y 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 fungen 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 tardan 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. Investig. Mar. Costeras)

Vol. 49 (Supl. Esp.) Santa Marta, Colombia, 2020

TABLA DE CONTENIDO/CONTENTS

ARTÍCULOS/ARTICLES

Mariana Cañas-Uribe, Luis F. Payán, Diego F. Amorocho y Vivian P. Páez

Tasas de crecimiento somático de tortuga Carey, *Eretmochelys imbricata*, en el Parque Nacional Natural Gorgona, Colombia, entre 2004 y 2018
Somatic growth rates of the Hawksbill Turtle, *Eretmochelys imbricata*, in Gorgona National Natural Park, Colombia, between 2004 and 2018 . . . 13

Alejandro Perlaza-Gamboa, Alan Giraldo, Luis Fernando Payán y Felipe A. Estela

Asociación de la temperatura superficial del mar y la abundancia del Piquero Café (*Sula leucogaster*) según el estado de desarrollo en el Parque Nacional Natural Gorgona
Association of Sea Surface Temperature and the abundance of the Brown Booby (*Sula leucogaster*) according to the state of development in the Gorgona National Natural Park 31

Catalina Gómez-Cubillos, Brigitte Gavio y Sven Zea

Estructura de la comunidad de céspedes algales en interacciones con corales masivos en arrecifes del Parque Nacional Natural Tayrona, Caribe colombiano
Community structure of turf algae in interactions with massive corals in Tayrona National Natural Park, Colombian Caribbean 45

Richard Johnston-González, Diana Eusse-González y Natasha Valencia-Martínez

Distribución y abundancia de las aves playeras en planos intermareales del Parque Nacional Natural Sanquianga y la bocana de Iscuandé, Nariño (Colombia), entre 2009 y 2020
Distribution and abundance of shorebirds tidal flats of Sanquianga National Natural Park and the mouth of Iscuandé, Nariño (Colombia), between 2009 and 2020 73

Natalia Uribe-Castañeda, Carlos Andrés Satizabal, Leonardo Herrera Orozco y Jaime Ricardo Cantera Kintz

Vulnerabilidad de los servicios ecosistémicos del área marina protegida Uramba
Ecosystems services vulnerability of Uramba Marine Protected Area 95

Gustavo Adolfo Castellanos-Galindo, Diana Medina-Contreras, Juan Felipe Lazarus y Jaime Ricardo Cantera-Kintz

Peces criptobentónicos en el Parque Nacional Natural Uramba Bahía Málaga (Colombia), Pacífico Oriental Tropical
Cryptobenthic fishes in the Uramba National Natural Park Bahía Málaga (Colombia), Tropical Eastern Pacific 119

Rocío García-Urueña, Marco Garzón-Machado y Silvia Sierra-Escrigas

Valoración actual de las poblaciones de *Acropora palmata* y *Acropora cervicornis* en el Parque Nacional Natural Tayrona, Caribe colombiano
Current assessment of the *Acropora palmata* and *Acropora cervicornis* populations in Tayrona National Natural Park, Colombian Caribbean . . . 137

Johanna Vega-Sequeda, Claudia Agudelo-Ramírez, Álvaro Mendoza-Mazzeo y Adolfo Sanjuan-Muñoz

Dinámica de la estructura de la comunidad bentónica en las formaciones coralinas someras del archipiélago de San Bernardo, Caribe colombiano
Dynamics of the benthic community structure on the shallow coral formations of the San Bernardo Archipelago, Colombian Caribbean 167

Aliano Tette-Pomarico, Arístides López-Peña, Rebeca Franke-Ante y Luis Orlando Duarte

Dieta y amplitud del nicho trófico del cormorán neotropical [*Nannopterum brasilianus* (Gmelin, 1789)] en el Santuario de Flora y Fauna Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe de Colombia
Diet and trophic niche breadth of the neotropical cormorant [*Nannopterum brasilianus* (Gmelin, 1789)] in the Flora and Fauna Sanctuary Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribbean Colombia 193

Jairo Altamar, Juan Wong-Lubo, Javier de la Hoz-M. e Iván Martínez-Dallos

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
Evaluation of the selectivity of gillnets and handlines for the capture of the blue runner (*Caranx crysos*) in areas of marine influence of the Tayrona National Natural Park 209

NOTAS/NOTES

Edgardo Londoño-Cruz

Llenando un vacío: primer registro del gastrópodo nerítaceo sin concha *Titiscania limacina* Bergh, 1890 en Colombia
Filling a gap: first record of the shell-less neritacean gastropod *Titiscania limacina* Bergh, 1890 in Colombia 223

Edgardo Londoño-Cruz

Primer registro del pepino de mar garra de león *Euapta godeffroyi* Semper, 1868 (Holothuroidea: Apodida: Synaptidae) en la isla Gorgona, Pacífico colombiano
First record of the lion's paw sea-cucumber *Euapta godeffroyi* Semper, 1868 (Holothuroidea: Apodida: Synaptidae) in Gorgona Island, Colombian Pacific 229

Melina Rodríguez-Moreno y Diego F. Lozano-Cortés

Primer registro del lenguado de Herre, *Aseraggodes herrei* (Pleuronectiformes: Soleidae), en la isla Malpelo, Pacífico colombiano
First record of the Herre's sole, *Aseraggodes herrei* (Pleuronectiformes: Soleidae), at Malpelo Island, Colombian Pacific 237

Laura Contreras-Vega, Alejandro Henao-Castro, Gabriel R. Navas-S., María Isabel Criales y Milena Marrugo Pascuales

Dispositivo de recolección para zooplancton asociado a arrecifes de corales mesofóticos
Collecting device for zooplankton associated with mesophotic coral ecosystems 243

Stephania Palacios-Narváez, Bellineth Valencia y Alan Giraldo

Aproximación a la dieta de *Thalassoma lucasanum* (familia Labridae) en el arrecife coralino de La Azufrada, isla Gorgona, Pacífico Oriental Tropical
Approximation to the diet of *Thalassoma lucasanum* (family Labridae) in the coral reef of La Azufrada, Gorgona Island, Eastern Tropical Pacific 251

Natalia Botero-Acosta, Karina Bohrer do Amaral, Dalia C. Barragán-Barrera, Nohelia Fariás-Curtidor, Jorge H. Moreno-Sotomayor, Heidys M. Macías-Campo, Alejandro Álzate-Montoya y Karla G. Barrientos-Muñoz

Primer registro de ballena de aleta (*Balaenoptera physalus*) en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo, Caribe colombiano
First record of a Fin whale (*Balaenoptera physalus*) in the Rosario and San Bernardo Corals National Natural Park, Colombian Caribbean. 259

Diana C. Sánchez-Rodríguez, Arturo Acero P., Efraín Vilorio-Maestre, Francisco A. Villa-Navarro y Patricia Saldaña

La ictiofauna del área marina de la Vía Parque Isla Salamanca, Magdalena, Colombia
Ichthyofauna of the marine area of Vía Parque Isla Salamanca, Magdalena, Colombia. 267

David Alonso C. e Ivonne Corredor-Rubiano

Aporte de las Áreas Marinas Protegidas del Sistema de Parques Nacionales Naturales a la representatividad de ecosistemas en Colombia
Contribution of the Marine Protected Areas of the National Natural Park System to the ecosystems representativeness of Colombia 275

Karla G. Barrientos-Muñoz, Miller Valencia Díaz, Carlos Andrés Hinojosa Romero, Santiago Valencia-González, María Claudia Diazgranados, Edward Leonardo Sevilla Dueñas y Cristian Ramírez-Gallego

Primer registro de una hembra de tortuga carey, *Eretmochelys imbricata*, en el Mosaico de Conservación Bahía Málaga, Pacífico colombiano
First report of a female hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricata*, in the Conservation Mosaic Bahía Málaga, Colombian Pacific 289

Guía de autores/Author's guide 295

Ética de publicación/Publication ethics 300

Este suplemento especial contó con el apoyo de:



invemar

www.invemar.org.co/boletin



**PARQUES NACIONALES
NATURALES DE COLOMBIA**

