

Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras

Since 1967

Bulletin of Marine and Coastal Research



Serie de Publicaciones Periódicas

Año 2021 • Volumen 50 (1)



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)

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

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

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

.....

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

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

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

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

Director general / General Director

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

Director de la revista / Journal Director

Jesús A. Garay, *M. Sc.*

Editor general / Editor-in-Chief


Arturo Acero Pizarro, *Ph.D.*

Universidad Nacional de Colombia sede Caribe (Cecimar), Colombia

Comité editorial / Editorial Board


Antonio Baeza, *Ph.D.*

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

 0000-0002-2573-6773


Arturo Acero Pizarro, *Ph.D.*

Universidad Nacional de Colombia sede Caribe (Cecimar), Colombia

 0000-0002-6637-9901


Diego L. Gil Agudelo, *Ph.D.*

Texas A&M University at Galveston, EE. UU.

 0000-0001-7873-4694


Gabriel R. Navas S., *Ph.D.*

Universidad de Cartagena, Colombia

 0000-0001-9554-6345


Gladys Bernal, *Ph.D.*

Universidad Nacional de Colombia sede Medellín, Colombia

 0000-0001-6333-6028


Guillermo Díaz Pulido, *Ph.D.*

Griffith University, Australia

 0000-0002-0901-3727


Javier A. Díaz Ochoa, *Ph.D.*

Universidad de Magallanes, Chile

 0000-0002-1911-0467


Jorge Enrique Páramo, *Ph.D.*

Universidad del Magdalena, Colombia

 0000-0002-8380-2716


José Horrillo Caraballo, *Ph.D.*

Swansea University, Reino Unido

 0000-0001-7694-3812


José Julián Tavera, *Ph.D.*

Universidad del Valle, Colombia

 0000-0003-4517-9238


Luisa Villamil, *Ph.D.*

Universidad de La Sabana, Colombia

 0000-0003-2188-5453


Marco Alejandro Correa, *Ph.D.*

INVEMAR, Colombia

 0000-0002-4714-9553


María del Pilar Blanco Parra, *Ph.D.*

Universidad de Quintana Roo, México

 0000-0003-2492-2168


Maribeb Castro, *Ph.D.*

Universidad Militar Nueva Granada, Colombia

 0000-0001-6353-1018


Mateo López Victoria, *Dr.rer.nat.*

Pontificia Universidad Javeriana Cali, Colombia

 0000-0002-7307-8680

Nikita Gaibor, *Ph.D.*

Instituto Nacional de Pesca, Ecuador

 0000-0002-4773-3434

Jefe de Comunicación Científica / Head of Scientific Communication Team


Isabela Katime Arroyave INVEMAR, Colombia

Asistente del comité editorial / Editorial Board Professional

Tatiana Gómez Orguloso INVEMAR, Colombia


Comité científico / Scientific Board

Adolfo Sanjuan Muñoz, *M. Sc.*

 0000-0002-4786-862X


Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Colombia

Alfredo Gómez Gaspar, *M. Sc.*

 0000-0002-2430-2738

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

Efraín Rodríguez Rubio, *Ph. D.*


 0000-0002-1150-3194

Centro de Innovación y Tecnología-ICP y Ecopetrol, Colombia

Gloria E. Sánchez, *Ph. D.*


Universidad de Magallanes, Chile

Juan Manuel Díaz, *Dr.rer.nat.*

 0000-0002-2026-6522

Fundación Marviva, Colombia

Klaudia Hernández, *Ph. D.*


 0000-0002-8490-2882

Universidad Andrés Bello, Chile

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


Justus-Liebig-Universität Gießen, Alemania

Mónica Puyana, *Ph. D.*

 0000-0001-7600-3118

Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Colombia

Yves François Thomas, *Ph. D.*

 0000-0003-1896-0774

Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne, Francia

Evaluadores de este número / Reviewers for this issue

Jaime H Polanía, *Ph. D.*

Universidad Nacional de Colombia, Colombia

José Ernesto Mancera Pineda, *Ph. D.*

Universidad Nacional de Colombia, Colombia

Oscar Enrique Murillo García, *Ph. D.*

Universidad del Valle, Colombia

Francisco Antonio Villa Navarro,

Universidad del Tolima, Colombia

Arturo Acero, *Ph. D.*

Universidad Nacional de Colombia, Colombia

Jair Mendoza Aldana, *M. Sc.*

Parques Nacionales, Colombia

Paola Alejandra Puentes Sayo, *M. Sc.*

Universidad Nacional de Colombia, Colombia

Juan Manuel Díaz Merlano, *Ph. D.*

Fundación MARVIVA, Colombia

Marco Correa, *Ph. D.*

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras – Invemar, Colombia

Jorge E. Corredor, *Ph. D.*

Universidad de Puerto Rico, Puerto Rico

Sergio Alberto Acevedo Corredor, *Ph. D.*

Universidad Nacional de Colombia, Colombia

Yudith González Díaz, *Ph. D.*

Universidad de Oriente, Cuba

Juan Pablo Lozoya Azcárate, *Ph. D.*

Universidad de la Republica, Uruguay

Brigitte Gavio, *Ph. D.*

Universidad Nacional de Colombia, Colombia

José Manuel Gutierrez, *M. Sc.*

Universidad de Cartagena, Colombia

Luis Alfredo Flores, *Ph. D.*

Universidad de Guayaquil, Ecuador

Máximo Frangópulos, *Ph. D.*

Universidad de Magallanes, Chile

Pablo Salgado, *Ph. D.*

Instituto de Fomento Pesquero, Chile

Juan Pablo Lozoya Azcárate, *Ph. D.*

Universidad de la República de Uruguay, Uruguay

Adrian González, *Ph. D.*

Instituto Politécnico Nacional, México

Foto portada / Cover Photo

Lepidonectes bimaculatus - Isla Malpelo (Foto: Stephania Rojas-Velez)

Traducción / Translation

José Daniel Gutiérrez-Mendoza

Diagramación y montaje / Layout and Assembly

John Khatib (Ediprint SAS)

Impresión / Print

Ediprint SAS, Bogotá D.C., Colombia

Canje / Exchange

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

Distribución / Distribution

Asistente del comité editorial / Editorial Board Professional • E-mail: boletin@invemar.org.co

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés” (INVEMAR)

Calle 25 No. 2-55, Playa Salguero • Santa Marta, Colombia

Boletín en línea / Online Bulletin

www.invemar.org.co/boletin

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

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



Citar los artículos / Citation Style:
Autores. 2021. Título del artículo. Bol. Invest. Mar. Costeras, 50(1): rango de páginas.
Authors. 2021. Title of article or note. Bull. Cost. Mar. Res., 50(1): page range.

BOLETÍN DE INVESTIGACIONES MARINAS Y COSTERAS

Bulletin of Marine and Coastal Research

(Bol. Investig. Mar. Costeras)

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

50 (1)



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

Vinculado al Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible

Santa Marta, Colombia, 2021

OBITUARIO

Luis Alfonso Vidal Velásquez

(1950 – 2020)

El Mágister Luis Alfonso Vidal Velásquez nació en Palmira, Valle del Cauca en el año de 1950. Conocido entre colegas y estudiantes como el mejor fitoplanctólogo del país y el Maestro del Fitoplancton, por su dedicación a la investigación de estos organismos marinos en Colombia. Era un gran apasionado de su profesión, de la fotografía, del estricto seguimiento, del trabajo sistemático y de la microscópica vida que existía en las gotas de agua que investigaba, razones que sumadas a su siempre buena disposición para enseñar y compartir los conocimientos, le hicieron merecedor de una profunda admiración en el campo de las ciencias marinas.

Luis Alfonso inició estudiando ingeniería mecánica, pero pronto pasó a la biología marina en la Universidad Jorge Tadeo Lozano, y realizó su maestría en Ciencias, en la Universidad Nacional de Colombia, donde obtuvo una tesis meritoria por el estudio del fitoplancton marino en la Ciénaga Grande de Santa Marta, investigación que posteriormente dio como resultado el libro “Manual del fitoplancton hallado en la Ciénaga Grande de Santa Marta y cuerpos de agua aledaños”, que se convirtió en un texto guía en muchas universidades del país.

Reconocido por su conocimiento, y siendo la primera autoridad en Colombia en el fitoplancton marino, estuarino y dulceacuícola, se desempeñó como docente en la Universidad Nacional de Colombia, Universidad del Atlántico,

Universidad Jorge Tadeo Lozano y la Universidad del Magdalena. Dirigió e hizo parte de comités de evaluación como jurado de más de diez trabajos de grado, en las diferentes instituciones con las que tuvo vinculación.

En su vida profesional, Luis Alfonso fue parte del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andreis Invemar, del Centro De Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas – CIOH, y universidades como la Jorge Tadeo Lozano, Universidad Nacional de Colombia, Universidad del Atlántico y Universidad del Magdalena, donde estuvo vinculado en sus últimos años. Organizador de eventos científicos, docente de cursos de extensión extracurricular, autor de cerca de 20 publicaciones, entre artículos de investigación y manuales, enfocados en el florecimiento de microalgas, la mortandad masiva de peces, del libro “Biodiversidad Del Margen Continental Del Caribe Colombiano”, y del capítulo “La comunidad fitoplanctónica en el Mar Caribe colombiano”, su eterno legado en el conocimiento del fitoplancton para los futuros biólogos.

Entre sus últimos artículos científicos, se encuentra: “Diatomeas asociadas a macroalgas en placas permanentes de la colección del profesor Germán Bula Meyer, Universidad del Magdalena, Colombia”, publicado en 2017 en esta revista científica, el Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras, y en cuyas líneas se describieron nuevos

registros de 40 taxa para el Caribe colombiano, identificadas de placas permanentes de hace 35 años.

Su calidad humana, la honestidad de su ser, la bondad, sencillez y humildad, lo caracterizaban. Sus conocimientos y aportes científicos, perdurarán imborrable e invaluablemente en la investigación marina del país. Fue ejemplo de entrega para sus estudiantes, colegas y en general para toda la comunidad científica de Colombia. En este número queremos hacer un homenaje a su memoria.

Algunos de sus artículos

- Cristian Ayala, Paola Andrea Martínez, Aristides Méndez y Luis Alfonso Vidal Velásquez. "Primer registro del dinoflagelado *Neoceratium digitatum* (Schütt) Gómez, Moreira y López-García 2009 (Dinophyceae), en aguas del Caribe colombiano". *Biota Colombiana*. ISSN: 0124-5376. Ed: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt. Vol. 12. Fasc. 1. p. 145 – 147. 2011.
- Luis Rangel y Luis Alfonso Vidal. "Registro de *Stephanopyxis nipponica* Gran y Yendo, 1914 (Bacillariophyceae, Melosiraceae) en las aguas de lastre de la Bahía de Santa Marta, Caribe Colombiano". *Revista Intropica*. ISSN: 1794-161X. Vol.5. p.104 – 107. 2010.
- Yesid Lozano, Luis Alfonso Vidal y Gabriel Navas. "Lista de especies de dinoflagelados (Dinophyta) registrados en el Mar Caribe colombiano". *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras Invemar*. ISSN: 0122-9761. Vol. 40. fasc.2. p.361 – 380. 2011.
- Luis Alfonso Vidal Velásquez y Yesid Lozano-Duque. "Revisión de los taxones del género *Neoceratium* F. Gómez, D. Moreira et P. López-García (Dinophyceae) y primer registro de *N. dens* en el Mar Caribe colombiano". *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras Invemar*. ISSN: 0122-9761. Vol. 40. Fasc.1. p.143 – 183. 2011.
- Lina María Ramos, Luis Vidal, Sandra Vilardy y Lina Saavedra. "Análisis de la contaminación microbiológica (coliformes totales y fecales) en la Bahía de Santa Marta, Caribe colombiano". *Acta Biológica Colombiana*. ISSN: 0120-548X. Vol. 13. Fasc. 3. p.85 – 96. 2008.
- Olga Camacho y Luis Alfonso Vidal. "Nuevos registros de diatomeas marinas formadoras de tubos en el Caribe colombiano". *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras Invemar*. ISSN: 0122-9761. Vol. 40. Fasc. 2. p.437 – 444. 2011.
- Luis Rangel y Luis Vidal. "Fitoplancton nocivo y tóxico presente en las aguas de lastre de los buques que arriban al puerto de Santa Marta, Caribe colombiano". *Boletín Científico CIOH*. ISSN: 2215-9045. Vol. 26. p.179 – 186. 2008.
- Luis Alfonso Vidal, Carolina Noguera Segura, Olga Camacho Hadad, Daniel Bohórquez. "Primer registro de *Nitzschia martiana* Van Heurck (Bacillariophyceae) viviendo en tubos en la costa Caribe Colombiana". *Revista De La Academia Colombiana De Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*. ISSN: 0370-3908. Vol. 33. p. 331 – 338. 2009.
- Lina Ramos y Luis Vidal. "Primer registro del género *Heterodinium* (Dinophyceae) en aguas costeras del Caribe Colombiano". *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras Invemar*. ISSN: 0122-9761. Vol. 37. Fasc. 1. p. 203 – 209. 2008.
- Yesid Lozano, Luis Alfonso Vidal y Gabriel Navas. "Listado de diatomeas (Bacillariophyta) registradas para el Mar Caribe Colombiano". *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras Invemar*. ISSN: 0122-9761. Vol. 39. Fasc. 1. p.83 – 116. 2010.
- Luis Alfonso Vidal Velásquez. "Diatomeas y dinoflagelados en las Islas del Rosario (arrecife coralino) y alrededores". *Boletín Científico CIOH*. ISSN: 2215-9045. Vol. 3. p. 75 – 133. 1981.
- José Ernesto Mancera y Luis Alfonso Vidal. "Florecimiento de microalgas relacionado con mortandad masiva de peces en el complejo lagunar Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe Colombiano". *Revista De Investigaciones Marinas Invemar*. ISSN: 0122-9761. Vol. 23. p. 103 – 117. 1994.
- Gocke Klaus, Mancera José Ernesto, Vidal Luis Alfonso and Fonseca Diana. "Planktonic primary production and community respiration in several coastal lagoons of the outer delta of the Rio Magdalena, Colombia". *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras Invemar*. ISSN: 0122-9761. Vol. 32. Fasc. 125 – 144. 2003.
- Gocke Klaus, Meyerhofer Michael, Mancera José and Vidal Luis Alfonso. "Phytoplankton composition in coastal lagoons of different trophic status in northern Colombia determined by microscope and HPLC-pigment analysis". *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras Invemar*. ISSN: 0122-9761. Vol. 32. p. 263 – 278. 2003.
- Gloria Sánchez, Ever Morales, Gabriel Guillot y Luis A. Vidal. "Respuesta de la diatomea *Actinocyclus normanii* Hustedt, a las variaciones en la densidad celular inicial, concentración de salinidad, silicato y fosfato en condiciones de laboratorio". *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras Invemar*. ISSN: 0122-9761. Vol. 32. p. 169 – 181. 2003.
- Luis Alfonso Vidal, Sigmer Quiroga y Rocío García. "First record of the diatom *Chrysanthemodiscus floriatus* Mann 1925, (Chrysanthemodiscaceae) in the caribbean Coast of Colombia.". *Revista Intropica*. ISSN: 1794-161X. Vol. 10. p. 100 – 102. 2015.
- Vidal Luis Alfonso; Ospino Katya; Linares Katherin y García Rocío. "Diatomeas asociadas a macroalgas en placas permanentes de la colección del profesor Germán Bula Meyer, universidad del Magdalena, Colombia". *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras Invemar*. ISSN: 0122-9761. Vol. 46. p. 45 – 111. 2017.
- Luis Alfonso Vidal, Luis Eduardo Castro, Javier Rodríguez-Barrios y María Isabel Vélez. "Sizes of the centric diatom *Actinocyclus normanii* as salinity function, a new tool for the assessment of paleoenvironments". *Revista De La Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*. ISSN: 0370-3908. Vol. 42. Fasc. 165. p. 330 – 342. 2018.

TABLA DE CONTENIDO / CONTENTS

ARTÍCULOS / ARTICLES

Stephania Rojas-Vélez, Beatriz Susana Beltrán-León y José Tavera

Los peces triple aletas del Santuario de Fauna y Flora Malpelo, Pacífico colombiano

Triplefin fishes from the Malpelo Fauna and Flora Sanctuary, Colombian Pacific 11

Daniela Vásquez-Molano, Andres Molina y Guillermo Duque

Distribución espacial y aumento a través del tiempo de microplásticos en sedimentos de la Bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano

Spatial distribution and increase of microplastics over time in sediments of Buenaventura Bay, Colombian Pacific. 27

Liliana Gómez Luna, Alejandro Zapata Palanqué, Zelma Celia Corona Ochoa

Yailyn Álvarez Arencibia, José Antonio Bouza Alonso, Alberto Beyris Mazar

Implementación de un protocolo de gestión de riesgo por presencia de ficotoxinas en la laguna de Baconao, Santiago de Cuba

Implementation of a risk management protocol for phycotoxins occurrence in the Baconao Lagoon, Santiago de Cuba 43

Roy González G., Adriana Bermúdez Tobón y Gabriel R. Navas-S

Determinación de dimorfismo sexual usando técnicas morfométricas en *Rachycentron canadum* (Perciformes: Rachycentridae) cultivados en cautiverio

Determination of sexual dimorphism using morphometric techniques in *Rachycentron canadum* (Perciformes: Rachycentridae) cultivated in captivity . 79

Liliana Mesa Mesa; José Falcón Hernández; Alexander Mulet De los Reyes y Juan Ramón Castellanos González

Análisis cuantitativo y cualitativo de hidrocarburos contaminantes en la bahía de Santiago de Cuba por medio de cromatografía de gases

Quantitative and qualitative analysis of contaminating hydrocarbons in the Gulf of Santiago de Cuba by gas chromatography 91

Felipe Ladino Archila, Sandra Bibiana Martínez-Mondragón, María Alejandra Duarte-Fajardo, Natalia Vélez y Sandra Bessudo Lion

Seguimiento al estado de las poblaciones de once peces óseos y cartilagosos en el Santuario de Fauna y Flora Malpelo, Pacífico colombiano

Monitoring of the status of eleven bony and cartilaginous fish populations in the Malpelo Sanctuary of Fauna and Flora, Colombian Pacific 105

Santiago Millán, Jenny Alexandra Rodríguez-Rodríguez y Paula Sierra-Correa

Delimitación y tipificación de humedales costeros: implicaciones para la gestión ambiental del Caribe continental colombiano

Delimitation and classification of coastal wetlands: Implications for the environmental management of the Colombian Continental Caribbean 121

Margorie Alexandra Hernández Duarte, Nancy Liliana Villegas Bolaños y Ana Elena Concha Perdomo

Descripción general de algunas variables meteo-marinas de aguas superficiales adyacentes al archipiélago de Palmer, península Antártica, durante 1979-2018 con base en datos Era5

General description of some meteo-marine variables of surface waters adjacent to the Palmer Archipelago, Antarctic Peninsula, during 1979-2018 based on Era5 data 141

NOTAS / NOTES

Carlos H. Lucero Rincon, Jaime R. Cantera Kintz y Diego L. Gil-Agudelo

Hermafroditismo en los bivalvos *Anadara tuberculosa* y *Anadara similis* Sowerby 1883 (Arcidae) en los manglares del Pacífico colombiano
Hermaphroditism of bivalves *Anadara tuberculosa* and *Anadara similis* Sowerby 1883 (Arcidae) in Colombian Pacific mangroves. 163

Juan Sebastián Cortés^{1*}, Néstor Hernando Campos² y Maryela Bolaño-Lara

Primer registro del orden Tantulocarida Boxshall y Lincoln, 1983 (Crustacea) en aguas profundas del Caribe colombiano
First register of the Tantulocarida order Boxshall and Lincoln, 1983 (Crustacea) in deep waters of the Colombian Caribbean 171

Johann López Navarro y Andrea Contreras Araque

Esquema de pago por servicios ambientales como estrategia de gestión para regular la pesca artesanal del Distrito de Manejo Integrado Cispatá, Colombia
Payment scheme for environmental services as a management strategy to regulate artisanal fishing in the Integrated Management District Cispatá, Colombia. 179

Juergen Guerrero-Kommritz

Cefalópodos (Moluscos) del mar Caribe colombiano
Cephalopoda (Mollusca) of the Colombian Caribbean Sea 191

Santiago Millán y Carolina García-Valencia

Delimitación ecológica de fondos someros para los atolones Serrana, Roncador y Quitasueño de la Reserva de la Biosfera Seaflower, Caribe colombiano
Ecological shallow water delimitation of the Serrana, Roncador, and Quitasueño Atolls of the Seaflower Biosphere Reserve in the Colombian Caribbean. 197

Guía de autores / Author's guide 207

Ética de publicación / Publication ethics 212



Los peces triple aletas del Santuario de Fauna y Flora Malpelo, Pacífico colombiano

Triplefin fishes from the Malpelo Fauna and Flora Sanctuary, Colombian Pacific

Stephania Rojas-Vélez*, Beatriz Susana Beltrán-León y José Tavera

0000-0002-2648-2218

0000-0002-4399-3642

0000-0003-4517-9238

Universidad del Valle, Departamento de Biología, Grupo de Investigación en Sistemática, Evolución y Biogeografía Animal (SEyBA), AA 25360, Cali, Colombia. stephania.rojas@correounivalle.edu.co, bbeltranleon@yahoo.com, jose.tavera@correounivalle.edu.co.

* Autor de correspondencia

RESUMEN

La familia Tripterygiidae incluye a los peces conocidos como triple aletas por la división en tres segmentos que caracteriza la aleta dorsal de sus especies. De las 183 especies reconocidas como válidas para la familia solamente 16 se distribuyen en el Pacífico oriental, incluyendo dos endémicas y únicas representantes de la familia en el Santuario de Fauna y Flora Isla Malpelo: *Axoclinus rubinoffi* y *Lepidonectes bimaculatus*. El presente trabajo aporta datos morfológicos y ecológicos de la etapa larval y adulta para las dos especies de triple aletas del santuario. Con respecto a las larvas, la abundancia promedio fue de 1,88 individuos/m² para *A. rubinoffi* y 0,25 individuos/m² para *L. bimaculatus* en las estaciones nocturnas donde fueron recolectadas, a 0,8 y 1,61 km de distancia al occidente y en localidades muy cercanas a la isla como El Arrecife y La Nevera. Los adultos fueron recolectados alrededor de la isla entre 0-30 m de profundidad y su abundancia fue de 0,22 individuos/m² para *L. bimaculatus* y de 0,19 individuos/m² para *A. rubinoffi*. Se amplía el conocimiento de la variabilidad natural de los rangos morfológicos de ambas especies y se evidencian diferencias entre las densidades poblacionales encontradas en previos estudios. Para entender las dinámicas poblacionales de estas especies es necesario evaluar series de tiempo más largas e incluir otras metodologías de estudio como las evaluaciones genéticas.

PALABRAS CLAVE: Endémico, Peces arrecifales, Santuario de Fauna y Flora Malpelo, Tripterygiidae, POT.

ABSTRACT

The fishes of the family Tripterygiidae are commonly known as triplefins because its dorsal fin is divided into three segments. Of the 183 species recognized as valid only 16 are distributed in the eastern Pacific. Two endemic species and only members of the family are found in the FFS Malpelo Island: *Axoclinus rubinoffi* y *Lepidonectes bimaculatus*. In this work, additional data are provided on the adults and larvae of the triplefins of the sanctuary. The mean abundances of the larvae were 1,88 individuals/m² for *A. rubinoffi* and 0.25 individuals/m² for *L. bimaculatus* at the night stations where they were collected, 0.8 and 1.61 km to the west of the island and very close specifically on El Arrecife and La Nevera. The adults were collected around the island between 0-30 m depth and the abundance was 0.22 individuals/m² for *L. bimaculatus* and 0.19 individuals/m² for *A. rubinoffi*. The natural variability of the morphological traits of both species is extended and differences between the population densities with previous studies are found. To really understand the population dynamics of these species, it is necessary to evaluate long time series and include other methods such as genetic information.

KEY WORDS: Endemic, Malpelo Fauna and Flora Sanctuary, Reef fish, Tripterygiidae, TEP.

INTRODUCCIÓN

Tripterygiidae es una familia perteneciente al orden de los Blenniiformes que incluye 32 géneros y 183 especies válidas, 16 de las cuales han sido descritas en los últimos 10 años (Fricke *et al.*, 2020). Los llamados triple aletas se encuentran tanto en océanos templados como tropicales alrededor del mundo y viven asociados a fondos coralinos o rocosos. La mayoría de sus especies son de tamaño pequeño (< 6 cm), característica que junto a sus colores crípticos los hace difíciles de detectar (Robertson y Allen, 2015; Nelson *et al.*, 2016).

Se distinguen de otras familias por poseer la aleta dorsal dividida en tres segmentos distintivos, donde la primera y segunda porción están compuestas por espinas, mientras que la tercera presenta más de siete radios blandos. Carecen de cirros en la nuca, pero sí los presentan en las narinas y sobre los ojos; presentan escamas usualmente ctenoideas, membranas branquiales ampliamente unidas al istmo y los premaxilares protractiles (Nelson *et al.*, 2016). Poseen huevos bentónicos cuidados por el macho, unidos al sitio del nido a través de filamentos adhesivos (Ruck, 1973, 1980; Shioyaki y Dotsu, 1973; Wirtz, 1978), esféricos a ligeramente aplanados, de 0,7-1,4 mm de diámetro y con una yema incolora a rojónaranja con 10 o más gotas pequeñas de aceite. Las larvas son alargadas de 3 a 10 mm, sin espinas en la cabeza, pigmentadas en el borde ventral postanal y poseen un pequeño saco vitelino (Ruck, 1973, 1980; Shioyaki y Dotsu, 1973, 1988, Beltrán-León y Ríos, 2000).

En la región Neotropical, comprendida en el Pacífico americano desde la región sur de México hasta América del Sur (Sclater, 1858), se distribuyen cuatro géneros y 24 especies, de las cuales ocho de ellas han sido descritas en el presente siglo (Rosenblatt *et al.*, 2013; Victor, 2013). Para esta región, el género más diverso es *Enneanectes*, con 15 especies distribuidas entre el Pacífico oriental tropical (POT) y el Atlántico occidental (Rosenblatt, 1960; Robertson y Allen, 2015). Los tres géneros restantes son endémicos del POT: *Axoclinus* (seis especies), *Lepidonectes* (tres especies) y *Crocodilichthys* (una especie); de estas especies, cinco son únicas de las islas o archipiélagos que componen la provincia oceánica del POT (Clipperton, Revillagigedo, Galápagos, isla del Coco e isla Malpelo; Robertson y Cramer, 2009).

El Santuario de Fauna y Flora (SFF) Malpelo alberga dos de las cinco especies endémicas de la provincia oceánica del POT: *Axoclinus rubinoffi* Allen y Robertson, 1992 y *Lepidonectes bimaculatus* Allen y Robertson, 1992, las cuales viven en profundidades inferiores a 30 m y están asociadas

INTRODUCTION

Tripterygiidae is a family belonging to the order of Blenniiformes that includes 32 genera and 183 valid species, 16 of which have been described during the last 10 years (Fricke *et al.*, 2020). The so-called triplefins are found both in warm and tropical oceans around the world and they live associated with coral or rocky seabeds. Most of their species have small sizes (< 6 cm), feature that, along with their cryptic colors, make them hard to detect (Robertson y Allen, 2015; Nelson *et al.*, 2016).

They are distinguished from other families by having the dorsal fin divided into three distinct segments. The first and second parts are made of spines, and the third one has more than seven soft rays. They lack cirri on the nape, but they have them in the nostrils and over the eyes; they usually have ctenoid scales, branchial membranes broadly joined to the isthmus, and protractile premaxillaries (Nelson *et al.*, 2016). They have benthic eggs cared for by the male, joined to the nest site through adhesive filaments (Ruck, 1973, 1980; Shioyaki y Dotsu, 1973; Wirtz, 1978), spherical to slightly flattened, 0.7-1.4 mm in diameter, and with a colorless to red-orange yolk having 10 or more little oil drops. Larvae are 3-10 mm long, without scales on the head, pigmented in the ventral postanal rim and they have a little yolk sac (Ruck, 1973, 1980; Shioyaki and Dotsu, 1973, 1988, Beltrán-León and Ríos, 2000).

In the Neotropical region, from the southern region of Mexico to South America in the American Pacific (Sclater, 1858), four genus and 24 species are distributed, eight of them described in the current century (Rosenblatt *et al.*, 2013; Victor, 2013). For this region, the most diverse genus is *Enneanectes*, with 15 species distributed between the tropical eastern Pacific (TEP) and the western Atlantic (Rosenblatt, 1960; Robertson y Allen, 2015). The remaining three genera are endemic to the TEP: *Axoclinus* (six species), *Lepidonectes* (three species), and *Crocodilichthys* (one species); five of these species are unique to the islands or archipelagoes comprising the TEP oceanic province (Clipperton, Revillagigedo, Galápagos, Coco Island, and Malpelo Island; Robertson and Cramer, 2009).

Malpelo Fauna and Flora Sanctuary (FFS) harbors two of the five endemic species to the oceanic province of the TEP: *Axoclinus rubinoffi* Allen and Robertson, 1992 and *Lepidonectes bimaculatus* Allen and Robertson, 1992, which live in depths shallower than 30 m and are associated to rocky sea beds covered by encrusting coralline algae (Chasqui-Velasco *et al.*, 2011). Due to their reduced body

a fondos rocosos cubiertos por algas coralinas incrustantes (Chasqui-Velasco *et al.*, 2011). Debido a su longitud corporal reducida y baja capacidad de natación, se asume poseen un limitado potencial de dispersión (Rocha y Bowen, 2008), al menos en sus estados juvenil y adulto. Estas dos especies representan los peces endémicos más abundantes en la isla (Chasqui-Velasco *et al.*, 2011), en comparación con las otras tres especies endémicas: el chaenópsido *Acanthemblemaria stephensi* Rosenblatt y McCosker, 1988, el gobio *Chriolepis lepidota* Findley, 1975 y el lábrido *Halichoeres malpelo* Allen y Robertson, 1992.

Las especies endémicas han registrado altas tasas de extinción (Frankham, 1997) debido a sus características biológicas (dispersión limitada), ecológicas (poblaciones pequeñas, especialistas en hábitat) y genéticas (bajo flujo genético y baja diversidad genética) (Pimm y Pimm, 1991; Ellstrand y Elam, 1993) que las convierten en especialmente vulnerables a las perturbaciones y las sitúan en mayor riesgo de extinción que especies con amplias distribuciones (Hughes *et al.*, 2002). Dada a esta vulnerabilidad, múltiples investigaciones se han realizado para entender y conservar sus poblaciones (Ellstrand y Elam, 1993; Hamrick y Godt, 1996). A pesar que los endémicos del SFF Malpelo están catalogados como vulnerables en el Libro Rojo de Peces Marinos de Colombia (Zapata y Chasqui-Velasco, 2017a, 2017b) y por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) (Hastings *et al.*, 2010a, 2010b), es poca la información disponible de estas especies. Los trabajos realizados hasta la fecha responden a la abundancia, distribución, ecología (Quimbayo *et al.*, 2010; Chasqui-Velasco *et al.*, 2011). La descripción original de las especies proporciona los únicos datos morfológicos disponibles de la fase adulta, estando limitados a los pocos individuos colectados para este fin (Allen y Robertson, 1992). El presente trabajo complementa información sobre la morfología, abundancia y distribución de la fase adulta de *Axoclinus rubinoffi* y *Lepidonectes bimaculatus*, y documenta los primeros registros y descripciones de estadios larvales para estas dos especies endémicas del SFF Malpelo.

ÁREA DE ESTUDIO

La isla oceánica de Malpelo está ubicada en el POT y se encuentra separada por aproximadamente 500 km de la costa colombiana. Constituye la cúspide de la dorsal Malpelo, una cresta submarina volcánica solitaria emergida probablemente hace 16 – 17 ma (Hoernle *et al.*, 2002); y no ha estado conectada con la plataforma continental o alguna otra isla, ni siquiera en aguas poco profundas (Chase, 1968; Lonsdale y Klitgord, 1978). La isla Malpelo tiene paredes escarpadas y

length and low swimming capacity, it is assumed that they have a limited dispersion potential (Rocha y Bowen, 2008), at least during their young and adult stages. These two species represent the most abundant endemic fish in the island (Chasqui-Velasco *et al.*, 2011), compared to the other three endemic species: the chaenopsid *Acanthemblemaria stephensi* Rosenblatt and McCosker, 1988, the goby *Chriolepis lepidota* Findley, 1975 and the Labrid *Halichoeres malpelo* Allen and Robertson, 1992.

The endemic species have registered high extinction rates (Frankham, 1997) due to their biological (limited dispersion), ecological (small populations, habitat specialists), and genetic (low genetic flux and low genetic diversity) characteristics (Pimm and Pimm, 1991; Ellstrand and Elam, 1993) that make them especially vulnerable to perturbations and place them in a higher risk of extinction than broadly distributed species (Hughes *et al.*, 2002). Given this vulnerability, many studies have been conducted to understand and preserve their populations (Ellstrand and Elam, 1993; Hamrick and Godt, 1996). Despite the FFS Malpelo's endemic are cataloged as vulnerable in the Colombia Red Book of Marine Fish (Zapata and Chasqui-Velasco, 2017a, 2017b) and by the International Union for the Conservation of Nature (IUCN) (Hastings *et al.*, 2010a, 2010b), there is little available information about these species. Works carried out to date respond to the abundance, distribution, and ecology (Quimbayo *et al.*, 2010; Chasqui-Velasco *et al.*, 2011). The original description of the species provides the only available morphological data of the adult stage, limited to the few individuals collected for this purpose (Allen y Robertson, 1992). This work complements the information on morphology, abundance, and distribution of the adult stage of *Axoclinus rubinoffi* and *Lepidonectes bimaculatus*, and reports the first records and descriptions of larval stages for these two endemic species of the FFS Malpelo.

STUDY AREA

The oceanic island Malpelo is located in the TEP and is approximately 500 km away from the Colombian coast. It is the peak of the Malpelo dorsal, a solitary submarine volcanic ridge, which probably emerged 16-17 million years ago (Hoernle *et al.*, 2002); it has not been connected to the continental platform or any other island, not even in shallow waters (Chase, 1968; Lonsdale and Klitgord, 1978). Malpelo Island has sheer walls and small platforms with underdeveloped coral formations (Graham, 1975). Due to its geomorphological features and to a high

posee plataformas pequeñas con formación de corales poco desarrollados (Graham, 1975). Debido a sus características geomorfológicas y a una alta diversidad de especies marinas, la isla Malpelo junto con sus aguas circundantes fueron asignadas bajo la categoría de Santuario de Fauna y Flora desde 1995 (Rodríguez-Rubio y Giraldo, 2011). El SFF Malpelo hace parte de las 59 áreas protegidas del Sistema Nacional de Parques Nacionales Naturales de Colombia, fue reconocido en 2006 como Patrimonio Natural de la Humanidad por Unesco y recientemente integró la Lista Verde de Áreas Protegidas y Conservadas de la IUCN.

MATERIALES Y MÉTODOS

Entre 4 de julio y 20 de noviembre de 2018 se capturó un total de 11 individuos adultos para cada una de las especies alrededor de la isla, incluidos los islotes que se encuentran al norte y al sur (Figura 1). La colecta se realizó utilizando redes de mano y los individuos se trasladaron a un acuario de vidrio, en donde fueron anestesiados con dosis letal de metasulfonato de Tricaina, aprobado por la Administración de Alimentos y Medicamentos para el manejo de peces (Carter *et al.*, 2011). Los organismos se fijaron en etanol al 96 %, y fueron depositados en la Colección Ictiológica de la Universidad del Valle (CIR-UV) con los números de catálogo 18134-18146 para *L. bimaculatus* y 18148-18154 para *A. rubinoffi*.

Las mediciones, conteos y descripción fueron realizadas siguiendo a Allen y Robertson (1992). Se consideraron las mediciones de longitud total (LT), longitud estándar (LE), altura del cuerpo (AL), ancho del cuerpo (AN), longitud de la cabeza (LC), longitud del hocico (LH), diámetro del ojo (DO), longitud interorbital (LI), altura del pedúnculo caudal (APC), longitud del pedúnculo caudal (LPC) y longitud de las aletas pectorales (LAP). Las medidas fueron realizadas usando un calibrador con precisión de 0,1 mm. Adicionalmente se realizaron conteos referentes a los elementos (radios y espinas) de la aleta dorsal (AD), anal (AA), pectorales (AP), pélvicas (APV) y caudales (AC).

Para estimar la densidad de adultos y juveniles (individuos/m²) de cada una de las especies se utilizaron los datos del monitoreo de peces endémicos de la isla Malpelo realizado en julio de 2018 por el grupo de investigación Ecología de Arrecifes Coralinos de la Universidad del Valle. El monitoreo fue efectuado en cuatro localidades de la isla: La Nevera, El Arrecife, La Pared del Náufrago y El Bajo de Junior. Se siguió el protocolo diseñado por Chasqui-Velasco *et al.* (2011) que consiste en censos visuales, utilizando equipo de buceo autónomo, a lo largo de transectos-cinturón de

diversidad de marine species, Malpelo Island together with its surrounding waters was designated a Fauna and Flora Sanctuary since 1995 (Rodríguez-Rubio and Giraldo, 2011). The Malpelo FFS is one of the 59 protected areas of the Colombia National System of National Natural Parks, was recognized as Natural Heritage by UNESCO in 2006 and recently joined the IUCN's Green List of Protected and Conserved Areas.

MATERIALS AND METHODS

A total of 11 adult individuals of every species were captured around the island between July 4th and November 20th, 2018, including the islets found to the north and the south (Figure 1). The collection was carried out using hand nets, and individuals were taken to a glass aquarium where they were numbed with a lethal dose of Tricaine Metasulfonate approved by the Food and Drugs Administration for fish handling (Carter *et al.*, 2011). Organisms were fixed in 10 % ethanol and they were deposited in the Ichthyologic Collection of the Universidad del Valle (CIR-UV) under the catalog numbers 18134-18146 for *L. bimaculatus* and 18148-18154 for *A. rubinoffi*.

The measurements, counts, and descriptions were made following Allen and Robertson (1992). Measurements of total length (TL), standard length (SL), body height (BH), body width (BW), head length (HL), snout length (SNL), eye diameter (ED), interorbital distance (ID), caudal peduncle height (CPH), caudal peduncle length (CPL), and pectoral fins length (PFL) were considered. The measurements were made using a 0.1 mm precision caliper. Also, counts regarding the elements (spines and rays) of the dorsal (DF), anal (AF), pectoral (PF), pelvic (PVF), and caudal fins (CF) were made.

The density (individuals/m²) of each species were calculated using the data from a monitoring in July 2018 carried out by Ecology of Coral Reefs research group (Universidad del Valle). The monitoring was carried out in four locations in the island: La Nevera, El Arrecife, La Pared del Náufrago, and El Bajo de Junior. The protocol designed by Chasqui-Velasco *et al.* (2011) was followed, which consists of visual census using scuba diving equipment along 20 m x 2 m belt transects, which correspond to 40 m² and allows making a standardization to the number of individuals per square meter.

Individuals in early-stage (larvae) were collected in March 2015 in stations MW-N and MW1-N (schedule established by Project INPA – DIMAR 1993), located on

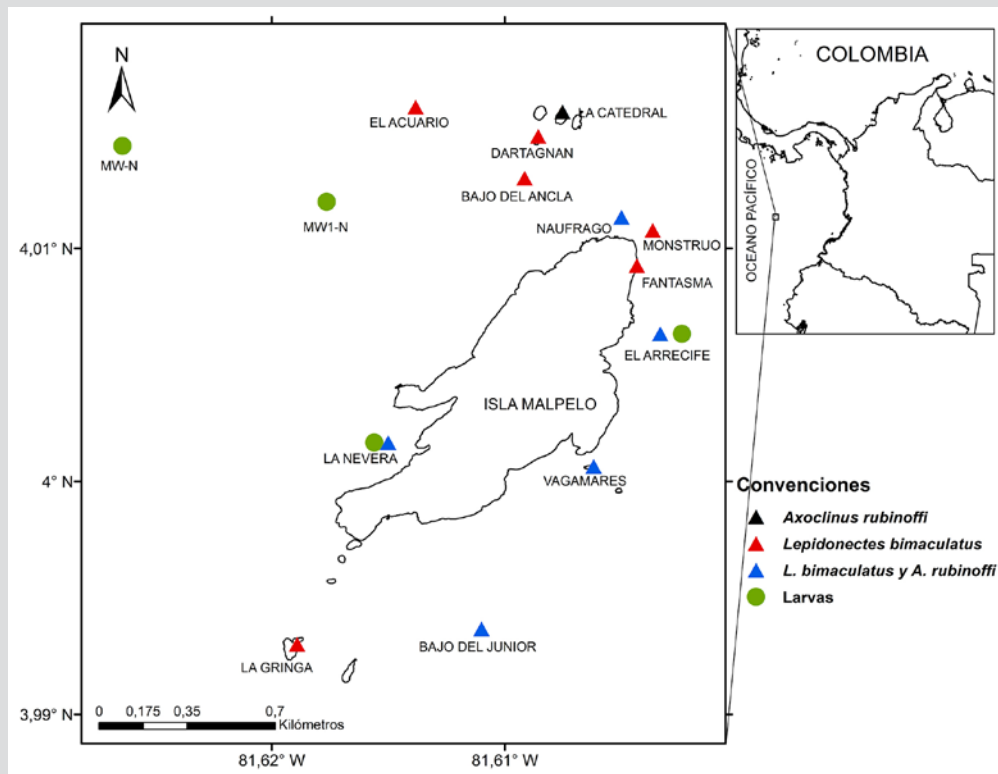


Figura 1. Distribución de larvas y adultos de *Axoclinus rubinoffi* y *Lepidonectes bimaculatus* recolectados durante 2015 y 2017-2019 en el SFF Malpelo. Los triángulos corresponden a organismos capturados en estado adulto y los círculos a estadios larvales.

Figure 1. Distribution of *Axoclinus rubinoffi* and *Lepidonectes bimaculatus* larvae and adults collected during 2015 and 2017-2019 in FFS Malpelo. Triangles correspond to organisms captured in the adult stage and circles to larval stages.

20 m x 2 m, los cuales corresponden a 40 m² y permiten realizar una estandarización con respecto al número de individuos por metro cuadrado.

Los individuos en estadio temprano (larvas) fueron recolectados durante marzo de 2015 en las estaciones MW-N y MW1-N (grilla establecida por Proyecto INPA – DIMAR 1993), ubicadas en el costado occidental a 0,8 y 1,61 km de Malpelo. Se capturaron también individuos durante septiembre de 2017 y mayo de 2019 en las localidades del Arrecife y la Nevera donde se realizaron arrastres superficiales muy cerca a la isla (Figura 1). Las muestras se obtuvieron mediante arrastres empleando redes bongo con mallas de 300 y 500 µm, copos colectores blandos y contadores de flujo análogos. Los arrastres fueron oblicuos hasta una profundidad máxima de 50 m en las estaciones MW-N y MW1-N y superficiales en las estaciones el Arrecife y La Nevera, siguiendo la metodología establecida por Smith y Richardson (1979). Posteriormente, las muestras se fijaron con formol al 10 % neutralizado con bórax en agua de mar. La descripción larvaria se realizó con cuatro ejemplares de *A. rubinoffi* y dos de *L. bimaculatus*.

La identificación de las larvas de *A. rubinoffi* y *L. bimaculatus* se realizó con base en los caracteres merísticos,

the west side at 0.8 and 1.61 km from Malpelo. During September 2017 and May, 2019 individuals were also captured in locations Arrecife and La Nevera, where superficial dragging was carried out very close to the island (Figure 1). Samples were obtained by dragging with bongo nets of 300 and 500 µm meshes, soft collecting flakes, and analogous flow counters. The dragging was oblique until a maximum depth of 50 m in stations MW-N and MW1-N, and superficial in stations El Arrecife and La Nevera, following the methodology by Smith and Richardson (1979). The samples were fixated with 10 % formaldehyde neutralized with borax in seawater. The larval description was made with four individuals of *A. rubinoffi* and two of *L. bimaculatus*.

The identification of de *A. rubinoffi* and *L. bimaculatus* larvae was carried out based on the meristic, morphometric, and pigmentation characters, following the identification keys of Tripterygiidae family by Moser (1996) and Beltrán-León And Ríos (2000). In all cases, the number of organisms was standardized to individuals/m². Finally, the larval stages were photographed in the Images Laboratory of the Universidad del Valle's postgraduate

morfológicos y de pigmentación, siguiendo las claves de identificación para la familia Tripterygiidae de Moser (1996) y Beltrán-León y Ríos (2000). Para todos los casos el número de organismos se estandarizó a individuos/m². Finalmente, los estadios larvales fueron fotografiados en el Laboratorio de Imágenes del Postgrado en Ciencias-Biología de la Universidad del Valle, utilizando un estereoscopio NIKON MNA43000 y una cámara NIKON MQA16050.

RESULTADOS

Triple aleta ojo negro

Axoclinus rubinoffi Allen y Robertson, 1992

Morfología.- La única larva encontrada en estado de flexión presentó una longitud total de 6,2 mm, longitud estándar de 5,3 mm, cuerpo alargado; longitud preanal (LpA) 43 % de LE; LC (20-33 % de LE) y DO (25-33 % de LC) moderados; durante este estadio se cuenta con la tercera aleta (radios blandos) formada con 10 radios, aleta anal con II espinas y 17 radios blandos. Durante esta etapa se inicia la formación de las dos primeras aletas dorsales (espinas) y de las pélvicas, hasta completar el desarrollo de todas las aletas; con 39 miómeros.

En la fase adulta el cuerpo es corto y robusto; cabeza con cirros en las narinas y sobre los ojos; tres aletas dorsales III-XII-10; aleta anal II-17; aletas pectorales con 15 radios, raramente 14; aleta pélvica I-2; línea lateral descende desde el borde superior del opérculo al eje medio lateral; cinco escamas por encima de la línea lateral a la base del primer radio caudal; cuatro escamas por debajo de la línea lateral a la base de los radios anales; aleta caudal convexa con 13 radios. Los datos morfológicos y merísticos se muestran en detalle en la Tabla 1.

Tabla 1. Caracteres morfológicos y merísticos de individuos bentónicos de *Axoclinus rubinoffi* y de *Lepidonectes bimaculatus*.

Medidas / Measurements (mm)	<i>Axoclinus rubinoffi</i> (n=11)			<i>Lepidonectes bimaculatus</i> (n=11)		
	Intervalo / Interval	Media / Mean	DS / SD	Intervalo / Interval	Media / Mean	DE / SD
LT / TL	17.0-30.3	23.4	4.2	29.5-57.3	38.0	8.2
LE / SL	14.8-24.5	18.9	3.6	24.9-47.7	32.1	6.4
LC / HL	4.7-6.7	5.5	0.6	7.5-13.7	9.6	1.7
AN en AL / BW in BH	0.8-1.6	1.1	0.2	0.8-1.2	0.9	0.1
LI en DO / ID in ED	2.0-3.7	2.7	0.6	1.9-4.0	2.7	0.6
En LE / In SL						
AL / BH	4.1-6.2	5.2	0.7	5.1-6.7	5.8	0.5
LC / HL	2.6-4.0	3.4	0.4	2.9-3.6	3.3	0.2

program in Science-Biology, using a NIKON MNA43000 stereoscope and a NIKON MQA16050 camera.

RESULTS

Rubinoff's triplefin

Axoclinus rubinoffi Allen and Robertson, 1992

Morphology.- The only larvae found in the flexion stage had 6.2 mm total length, 5.3 mm standard length, elongated body; moderate preanal length (LpA) 43 % SL; HL (20-33 % SL) and ED (25-33 % HL); during this stage, they have the third fin (soft rays) made of 10 rays, anal fin with II bones and 17 soft rays. During this stage begins the formation of the two first dorsal (spines) and pelvic fins, until completion of the development of all fins; with 39 myomeres.

In the adult stage, the body is short and robust; head with cirri in the nostrils and over the eyes; three dorsal fins III-XII-10; anal fin II-17; pectoral fins with 15 rays, rarely 14; pelvic fin I-2; a lateral line descends from the superior edge of the operculum to the middle lateral axis; five scales over the lateral line to the base of the first caudal ray; four scales below the lateral line to the base of the anal rays; convex caudal fin with 13 rays. Morphometric and meristic data are shown in detail in Table 1.

Table 1. Morphometric and meristic characters of *Axoclinus rubinoffi* and *Lepidonectes bimaculatus* benthic individuals.

Medidas / Measurements (mm)	<i>Axoclinus rubinoffi</i> (n=11)			<i>Lepidonectes bimaculatus</i> (n=11)		
	Intervalo / Interval	Media / Mean	DS / SD	Intervalo / Interval	Media / Mean	DE / SD
En LC / In HL						
LH / SNL	3.4-4.7	4.2	0.3	3.6-5.9	4.4	0.7
DO / ED	2.2-3.9	2.9	0.5	2.7-3.7	3.2	0.3
APC / CPH	3.0-4.0	3.3	0.3	3.0-4.8	4.1	0.5
LPC / CPL	-	-		2.2-3.0	2.5	0.2
LAP / PFL	0.7-1.1	0.8	0.1	0.8-1.1	1.0	0.1
Merística / Meristic						
AD / DF	III-XII-10			III-XII-10, raramente / rarely 11		
AA / AF	II-17			II-19-18		
AP / PF	15, raramente / rarely 14			16, raramente / rarely 17		
APV / PVF	I-2			I-2		
AC / CF	13			14		

Longitud total (LT), longitud estándar (LE), altura del cuerpo (AL), ancho del cuerpo (AN), longitud de la cabeza (LC), longitud del hocico (LH), diámetro del ojo (DO), longitud interorbital (LI), altura del pedúnculo caudal (APC) y longitud de las aletas pectorales (LAP). Conteos de radios y espinas de las aletas dorsales (AD), anal (AA), pectorales (AP), pélvicas (APV) y caudal (AC). Las medidas se presentan con respecto a LE o LC, a excepción de AN que es calculada en relación con AL y LI respecto a DO.

Total length (TL), standard length (SL), body height (BH), body width (BW), head length (HL), snout length (SNL), eye diameter (ED), interorbital distance (ID), caudal peduncle height (CPH) and pectoral fins length (PFL). Rays and spines count of dorsal (DF), anal (AF), pectoral (PF), and pelvic (PVF), and caudal (CF) fins. Measurements are shown with respect to SL or HL, except BW, which is calculated in relation to BH and ID with respect to ED.

Coloración.- Las larvas son transparentes y en estado de flexión presentan cromatóforos en la cabeza sobre el cráneo y la sínfisis cleitral, en el cuerpo cerca al ano, en serie ventral postanal (17), uno más fuerte entre la serie y el pedúnculo caudal, tres sobre el pedúnculo caudal y el borde hipural; pigmentos internos en la nuca y la parte anterior del intestino (Figura 2 A, B, C, y D). Los adultos se caracterizan por tener la superficie ventral de la cabeza y cuerpo blanquecino; cuatro barras anchas cafés entre la base de las aletas pectorales y caudal, las dos posteriores más conspicuas que las anteriores, todas las barras con bordes blancos, los espacios entre ellas de color café pálido; una barra corta con bordes blancos detrás del extremo inferior del ojo; aletas dorsal, anal y pectorales translúcidas, aleta pectoral con mancha blanca en su base, primeros radios blancos; existen diferencias en la coloración de la aleta caudal entre los sexos, los machos la presentan de color negro y las hembras con aleta de una coloración naranja (Figura 2 E, F, G, y H).

Hábitat.- Las larvas son planctónicas y se encuentran principalmente en aguas poco profundas y cercanas a la zona rocosa. Capturadas durante marzo de 2015, en MW-N y MW1-N (Figura 1), al oeste de Malpelo en la noche, con una temperatura superficial: 24,9 °C; salinidad superficial: 30,62-30,66 (media = 30,64); profundidad de muestreo: 27,9-29,3 m (media = 28,6 m); distancia de la isla: 0,8 y 1,61 km;

Coloration.- Larvae are transparent, and in the flexion stage they show chromatophores in the head over the skull and the cleithral symphysis, in the body close to the anus, in ventral post-anal series (17), a stronger one between the series and the caudal peduncle, three above the caudal peduncle and the hypural joint; internal pigments in the nape and the anterior intestine (Figure 2 A, B, C, and D). Adults distinguish by the white ventral surface of the head and their whitish body; four wide brown bars between the base of the pectoral and caudal fins, the two posterior ones more conspicuous than the two anterior ones, all the bars with white edges, pale brown color between them; a short bar with white edges behind the inferior end of the eye; translucent dorsal, anal, and pectoral fins, pectoral fin with a white stain on its base, white first rays; there are differences in the coloration of the caudal fin between sexes, males have them black, females fin with orange coloration (Figure 2 E, F, G, and H).

Habitat.- Larvae are planktonic and they are mainly found in shallow waters close to the rocky area. They were captured at night during March 2015, in MW-N and MW1-N (Figure 1), to the west of Malpelo, with 24.9 °C of surface temperature; superficial salinity: 30.62-30.66 (mean = 30.64); sampling depth: 27.9-29.3 m (mean = 8.6 m); distance from the island: 0.8 and 1.61 km;

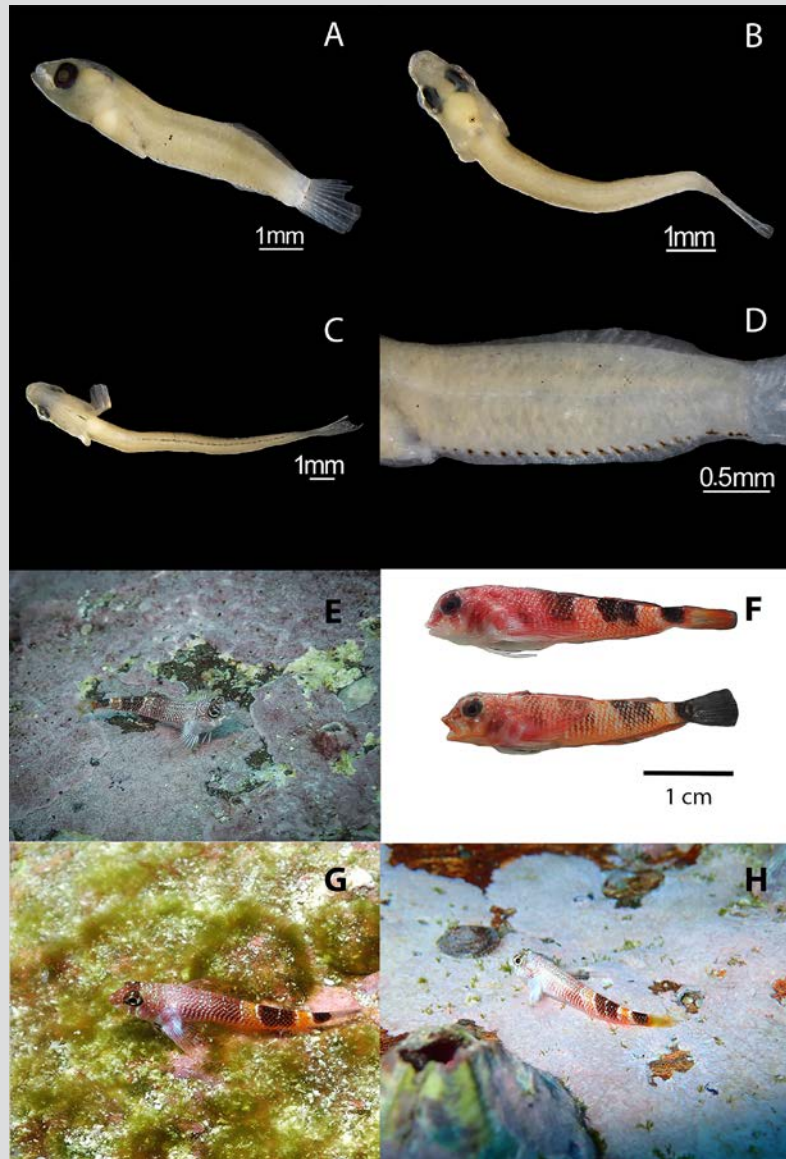


Figura 2. Fotografías de *Axoclinus rubinoffi* en isla Malpelo, Colombia. **A)** Estadio larval vista lateral **A).** **B)** Estadio larval vista dorsal. **C)** Estadio larval vista ventral. **D)** Acercamiento vista lateral. **E y H)** Adultos sobre algas coralinas incrustantes. **F)** Coloración de los dos sexos, macho (inferior). **G)** Adulto sobre algas filamentosas. Créditos de fotografías A, B, C y D: ©Laboratorio Imágenes Postgrado Biología Univalle-Ortega, Beltrán-León; E: ©Paola María Sánchez; G: ©B Guenard; H: ©Andrés Felipe Acosta.

Figure 2. Photographs of *Axoclinus rubinoffi* in Malpelo Island, Colombia. **A)** Larval stage, side view **A).** **B)** Larval stage, dorsal view. **C)** Larval stage, ventral view. **D)** Close up, side view. **E and H)** Adults on encrusting coralline algae. **F)** Coloring of two sexes, male (inferior). **G)** Adult on filamentous algae. Credits of photographs A, B, C and D: © Images Laboratory of the Universidad del Valle's postgraduate program in Biology-Ortega, Beltrán-León; E: ©Paola María Sánchez; G: ©B Guenard; H: ©Andrés Felipe Acosta.

hora: 21:12 – 21:55. Durante septiembre de 2017 capturadas en la noche en las localidades de El Arrecife y La Nevera,. Temperatura superficial: 26,1-26,2 °C (media = 26,15 °C); salinidad superficial: 31,2-31,3 (media = 31,25); profundidad de muestreo: 1 m; distancia de la isla: 20 m aproximadamente; hora: 19:34 – 20:13. Durante mayo de 2019 capturadas en la localidad La Nevera al oeste de la isla en la noche temperatura superficial: 28,05 °C; salinidad superficial: 32,98; profundidad de muestreo: 1 m; distancia de la isla: 20 m aproximadamente; hora: 18:35. Por el contrario, los adultos son bentónicos de

time: 21:12 – 21:55. During September 2017 they were captured at night in El Arrecife and La Nevera. Surface Temperature: 26.1-26.2 °C (mean = 26.15 °C); superficial salinity: 31.2-31.3 (mean = 31.25); sampling depth: 1 m; distance from the island: 20 m approximately; time: 19:34 – 20:13. Captured in May 2019 in La Nevera to the west of the island at night, superficial temperature: 28.05 °C; superficial salinity: 32.98; sampling depth: 1 m; distance from the island: 20 m approximately; time: 18:35. On the contrary, adults are benthonic inhabitants of rocky seabed



fondos rocosos cubiertos con algas coralinas incrustantes y algas filamentosas (Figura 2E, G y H). Fueron colectados entre 0-30 m de profundidad, durante horas del día y en las localidades mostradas en la figura 1.

Abundancia.- La densidad de las larvas fue baja en las estaciones donde se capturaron. Con 5,8 individuos/m² en MW-N y 2,7 individuos/m² en MW1-N durante marzo de 2015, donde la familia Tripterygiidae presentó una abundancia relativa de 1,03 % del total de larvas colectadas. En la localidad del Arrecife fue de 0,1 individuos/m² y en La Nevera de 0,3 individuos/m², con abundancia relativa de 0,70 % durante septiembre de 2017. Durante mayo de 2019, en la localidad de La Nevera se registraron 0,5 individuos/m², representando una abundancia relativa de 0,41 % del total de larvas colectadas.

La densidad de *A. rubinoffi* (adultos + juveniles) en la localidad del Arrecife (640 m² muestreados) fue de 0,02 individuos/m²; en La Nevera (600 m² muestreados) de 0,07 individuos/m², en La Pared del Náufrago (600 m² muestreados) de 0,10 individuos/m² y en el Bajo del Junior (560 m² muestreados) de 0,56 individuos/m². Para las cuatro localidades muestreadas (2 400 m²) la densidad promedio de la especie fue 0,19 individuos/m².

Estado de conservación.- Vulnerable D2 en la Lista Roja de la UICN de Especies Amenazadas y Libro Rojo de peces Marinos de Colombia la IUCN (Hastings *et al.* 2010a; Zapata y Chasqui-Velasco, 2017a).

Especies similares.- Las larvas de los tripterygiidos se parecen a las larvas de los labrisómidos pero generalmente se pueden distinguir por combinaciones de caracteres de pigmentación, merística y morfometría. Las tres aletas dorsales de las especies de esta familia las separan claramente de otras larvas de Blennioidei una vez alcanzan 10 mm de LT. *Axoclinus rubinoffi* (D III+XII+10; A II,17-18; Pc 15) es endémica de Malpelo y se puede separar de las otras especies similares por merística: *Lepidonectes bimaculatus* (D III+XIII,10-11; A II,19; Pc 17) y *A. lucillae* (D III+XII+9; A II, 17; Pc 15-16); esta última no se distribuye en la isla, pero si se encuentra en aguas someras de la costa del POT. En el estadio adulto, *A. cocosensis* Bussing (1991), endémico de isla del Coco, presenta una morfología y coloración similar; sin embargo, *A. rubinoffi* difiere de esta especie al no poseer una línea blanca que separa la barra del pedúnculo y la aleta caudales.

Triple aleta candela

Lepidonectes bimaculatus Allen y Robertson, 1992

Morfología.- La única larva encontrada en estado de flexión presentó una longitud total de 8,1 mm; longitud estándar

covered with encrusting coralline algae and filamentous algae (Figure 2E, G, and H). They were collected between 0-30 m depth, during daytime and in the locations shown in figure 1.

Abundance.- Larvae density was low in the stations where they were captured: 5.8 individuals/m² in MW-N and 2.7 individuals/m² in MW1-N during March 2015. Tripterygiidae family showed a relative abundance of 1.03 % of the total of collected larvae. In El Arrecife it was 0.1 individuals/m² and 0.3 individuals/m² in La Nevera, with a relative abundance of 0.70 % during September 2017. In May 2019, 0.5 individuals/m² in La Nevera, with a relative abundance of 0.41 % of the total of collected larvae.

A. rubinoffi (adults + young) density in El Arrecife (640 m² sampled) was 0.02 individuals/m²; in La Nevera (600 m² sampled) 0.07 individuals /m², in La Pared del Náufrago (600 m² sampled) 0.10 individuals/m² and in El Bajo del Junior (560 m² sampled) 0.56 individuals/m². The species average density was 0.19 individuals/m² for the four locations sampled (2,400 m²).

Conservation status.- Vulnerable D2 in the UICN's Red List of Endangered Species, and Colombia's Red Book of Marine Fish (Hastings *et al.* 2010a; Zapata and Chasqui-Velasco, 2017a).

Similar Species.- Tripterygiidae larvae resemble Labrisomidae but they generally distinguish by combinations of pigmentation, meristic and morphometric characters. The three dorsal fins of this species' family clearly distinguish them from other Blennioidei larvae once they reach 10 mm TL. *Axoclinus rubinoffi* (D III+XII+10; A II,17-18; Pc 15) is endemic to Malpelo and can be distinguished from other similar species by meristic: *Lepidonectes bimaculatus* (D III+XIII,10-11; A II,19; Pc 17) and *A. lucillae* (D III+XII+9; A II, 17; Pc 15-16); the latter is not distributed in the island, but it is found in shallow water along the TEP coast. In the adult stage, *A. cocosensis* Bussing (1991), endemic to Coco Island, shows similar morphology and coloring; however, *A. rubinoffi* differs from this species because it has no white line separating the peduncle bar and the caudal fins.

Twin-spot triple fin

Lepidonectes bimaculatus Allen and Robertson, 1992

Morphology.- The only larvae found in the flexion stage had 8.1 mm total length; 7.1 mm standard length; elongated body; LpA 45 % of SL; HL (20-33 % of SL) and eye (ED 25-33 % of HL) moderate; during this stage they have the third fin formed by 11 rays, anal fin with II spines

de 7,1 mm; cuerpo alargado; LpA 45 % de la LE; LC (20-33 % de LE) y ojo (DO 25-33 % de LC) moderados; durante este estadio se cuenta con la tercera aleta (radios blandos) formada por 11 radios, aleta anal con II espinas y 20 radios; se inicia la formación de las dos primeras aletas dorsales (radios duros o espinas) y las pélvicas hasta completar el desarrollo de todas las aletas; con 43 miómeros.

La fase adulta presentó un cuerpo moderadamente alargado; cirro grande sobre el ojo; espínulas en la cabeza y en la base de los primeros radios dorsales; tres aletas dorsales III-XII-11, raramente 10; aleta anal II-19, raramente 18; aletas pectorales con 16 radios; línea lateral en dos secciones; dos escamas por encima de la línea lateral a la base del primer radio caudal; seis escamas por debajo de la línea lateral a la base de los radios anales; aleta pélvica I-2 y aleta caudal convexa con 14 radios. Los datos morfométricos y merísticos se muestran en detalle en la Tabla 1.

Coloración.- Las larvas son transparentes y en estado de flexión no presentan pigmento en la cabeza. Por el contrario, si presentan pigmento cerca a la sínfisis cleitral, en el cuerpo cerca al ano, en serie ventral postanal 22 cromatóforos, tres y uno sobre el pedúnculo caudal, uno pequeño en el centro del pedúnculo caudal y pigmentos internos en la parte anterior del intestino y sobre la vejiga natatoria (Figura 3 A, B, C, y D). Los juveniles presentan la mitad superior de la cabeza con coloración gris a azul oscura y líneas irregulares iridiscentes, la mitad inferior de la cabeza blanquecina; cuerpo con barras café oscuras que forman una franja medio lateral ancha; barras delgadas con coloración rojiza en la mitad superior del cuerpo y la mitad inferior blanca; dos manchas de color blanco en la mitad superior del cuerpo; primera aleta dorsal blanca; segunda y tercera aleta dorsal transparentes; aleta caudal transparente; aletas pectorales y pélvicas amarillas; mancha negra en el pedúnculo caudal (Figura 3 E y F). Los adultos presentan una coloración naranja en la mitad superior del cuerpo; mitad inferior con coloración amarilla; borde de la aleta anal y caudal blanco; dos manchas de color blanco en la mitad posterior del cuerpo; hembras con aleta dorsal con coloración naranja en la base y margen exterior blanquecino; machos con aleta dorsal de base amarilla, radios y margen exterior negros; aletas pectorales y pélvicas amarillas; mancha café en el pedúnculo caudal, la cual es más evidente en los machos (Figura 3 G y H).

Hábitat.- Las larvas son planctónicas y se encontraron principalmente en aguas poco profundas sobre la zona rocosa, hábitat de los adultos. Capturadas en las localidades del Arrecife al este de la isla y La Nevera al oeste de la isla en la noche durante septiembre de 2017. Temperatura superficial:

and 20 rays; formation of the two first dorsal fins (hard rays or spines) and the pelvic ones starts, until completing the development of all fins; with 43 myomeres.

The adult stage showed a slightly elongated body; big cirrus over the eye; spinules on the head and on the base of the first dorsal ray; three dorsal fins III-XII-11, rarely 10; anal fin II-19, rarely 18; pectoral fins with 16 rays; lateral line in two sections; two scales over the lateral line to the base of the first caudal ray; six scales under the lateral line to the base of the anal ray; pelvic fin I-2 and convex caudal fin with 14 rays. Morphometric and meristic data are shown in detail in Table 1.

Coloration.- Larvae are translucent and in the flexion stage they have no pigment on the head. They have pigment close to the cleithral symphysis, in the body close to the anus, 22 chromatophores in postanal ventral series, three and one over the anal peduncle, a small one in the center of the caudal peduncle, and internal pigments in the anterior part of the intestine and over the swim bladder (Figure 3 A, B, C, and D). Young ones have the superior half of the head with grey to dark blue color and irregular iridescent lines, the inferior half of the head is whitish; body with dark brown bars that form a wide half-lateral strip; thin bars with reddish coloration in the superior half of the body and white inferior half; two white dots on the upper half of the body; white first dorsal fin; translucent second and third dorsal fins; translucent caudal fin; yellow pectoral and pelvic fins; black dot in the caudal peduncle (Figure 3 E, and F). Adults have an orange coloration in the superior half of the body; inferior half with yellow color; white edge in the anal and caudal fins; two white saddles on the posterior half of the body; females with orange coloring in the base of the dorsal fin and whitish exterior margin; males with yellowish dorsal fin base, black rays and black exterior margins; yellow pectoral and pelvic fins; brown blotch in the caudal peduncle, more evident in males (Figure 3G, and H).

Habitat.- Larvae are planktonic and they were mainly found in shallow waters on the rocky area, habitat of adults. They were captured in El Arrecife to the east of the island and La Nevera to the west of the island at night during September 2017. Superficial temperature: 26.1-26.2 °C (mean = 26.15 °C); superficial salinity: 31.2-31.3 (mean = 31.25); sampling depth: 1 m; distance from the island: 20 m approximately; time: 19:34-20:13. Captured in May 2019 in La Nevera to the west of the island at night, superficial temperature: 28.05 °C; superficial salinity: 32.98; sampling depth: 1 m; distance from the island: 20 m

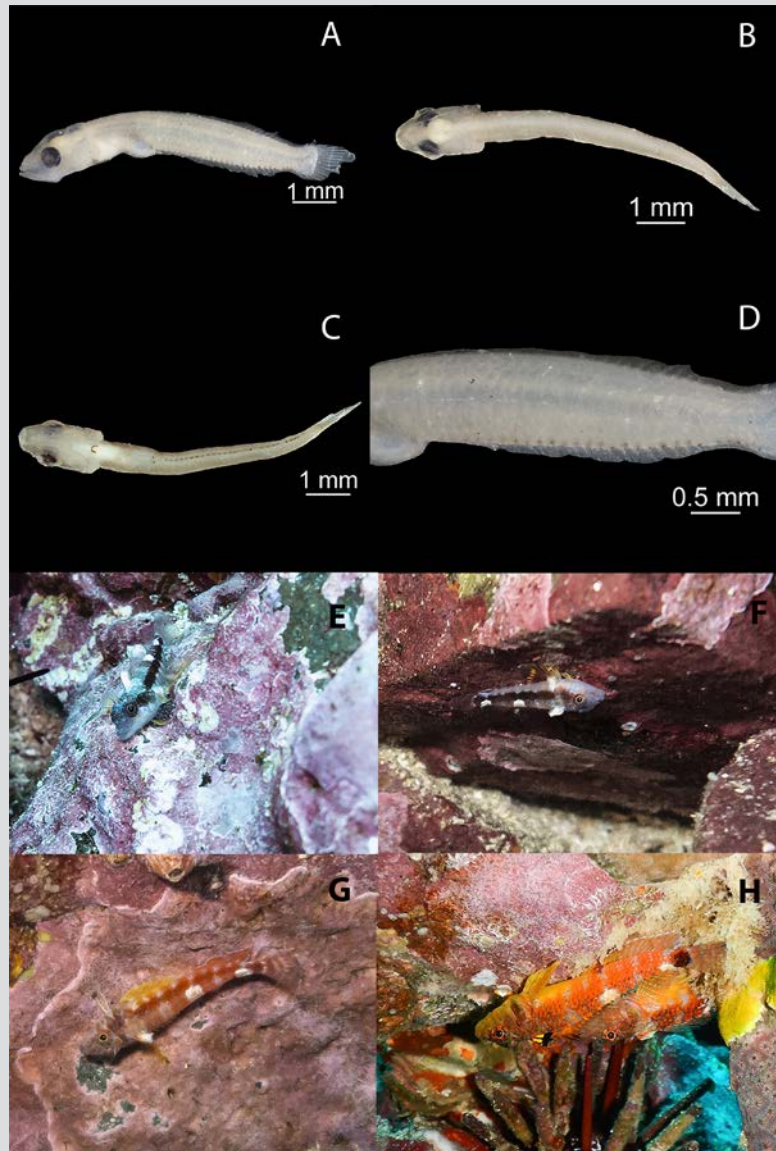


Figura 3. Fotografías de *Lepidonectes bimaculatus* en Isla Malpelo, Colombia. **A)** Estadio larval vista lateral. **B)** Estadio larval vista dorsal. **C)** Estadio larval vista ventral. **D)** Estadio larval acercamiento vista lateral. **E y F)** Juveniles. **G)** Fotografía de una hembra. **H)** Fotografía macho y hembra. Créditos de fotografías A, B, C y D: ©Laboratorio Imágenes Postgrado Biología Univalle-Ortega, Beltrán-León; E, F, G: ©Paola María Sánchez.

Figure 3. Photographs of *Lepidonectes bimaculatus* in Malpelo Island, Colombia. **A)** Side view of larval stage. **B)** Dorsal view of larval stage. **C)** Ventral view of larval stage. **D)** Side view close-up of larval stage. **E and F)** Young ones. **G)** Photograph of a female. **H)** Photograph of a male and a female. Photograph credits A, B, C and D: © Images Laboratory of the Universidad del Valle's postgraduate program in Biology-Ortega, Beltrán-León; E, F, G: ©Paola María Sánchez.

26,1-26,2 °C (media = 26,15 °C); salinidad superficial: 31,2-31,3 (media = 31,25); profundidad de muestreo: 1 m; distancia de la isla: 20 m aproximadamente; hora: 19:34–20:13. Durante mayo de 2019 capturadas en la localidad La Nevera al oeste de la isla en la noche temperatura superficial: 28,05 °C; salinidad superficial: 32,98; profundidad de muestreo: 1 m; distancia de la isla: 20 m aproximadamente; hora: 18:35. Los adultos son bentónicos de fondos rocosos cubiertos con algas coralinas incrustantes (Figura 3E, F, G y H). Fueron colectados entre 0-30 m de profundidad, durante horas del día y en las localidades

aproximadamente; time: 18:35. Adults are benthonic inhabitants of rocky seabed covered with encrusting coralline algae (Figure 3E, F, G, and H). They were collected between 0-30 m depth, during daytime and in locations shown in figure 1. It is usual to find the young ones on exposed rocks, while adults stay more time in crevices and the internal face of rocks, usually in an inverted position (Figure 3F, G, and H).

mostradas en la figura 1. Es común encontrarse a los juveniles en rocas expuestas, mientras que los adultos permanecen más tiempo en grietas y en las caras internas de las rocas, usualmente en posición invertida (Figure 3F, G y H).

Abundancia.- La densidad larval fue baja en las estaciones donde se capturaron individuos. En la localidad del Arrecife fue de 0,2 individuos/m² y en La Nevera 0,3 individuos/m². Donde la familia Tripterygiidae presento una abundancia relativa del 0,87 % del total de larvas colectadas durante septiembre de 2017.

En cuanto a los adultos y juveniles, la densidad de *L. bimaculatus* en la localidad de La Nevera (600 m² muestreados) fue de 0,12 individuos/m², en el Arrecife (640 m² muestreados) de 0,15 individuos/m²; en el Bajo del Junior (560 m² muestreados) de 0,17 individuos/m² y en La Pared del Náufrago (600 m² muestreados) de 0,45 individuos/m². Para las cuatro localidades muestreadas (2 400 m²) la densidad promedio de la especie fue de 0,22 individuos/m².

Estado de conservación. - Vulnerable D2 en la Lista Roja de la UICN de Especies Amenazadas y Libro Rojo de peces Marinos de Colombia la IUCN (Hastings *et al.*, 2010a; Zapata y Chasqui-Velasco, 2017a).

Especies similares.- Las larvas *Lepidonectes bimaculatus* (D III+XIII, 10-11 A II, 19 Pc 17) se pueden separar de las otras especies similares en la zona por merística: *A. rubinoffi* (D III+XII+10 A II, 17-18 Pc 15) y *A. lucillae* (D III+XII+9 A II, 17 Pc 15-16). *Lepidonectes bimaculatus* presenta forma y conteos similares a *L. clarkhubbsi* Bussing, 1991; sin embargo, difieren en cuanto a su coloración ya que los juveniles de *L. clarkhubbsi* presentan barras distintivas en la zona lateral del cuerpo y las hembras son de coloración blanquecina.

DISCUSIÓN

El presente trabajo aporta datos morfológicos de estadios larvales de las especies endémicas *A. rubinoffi* y *L. bimaculatus* en el Santuario de Fauna y Flora Malpelo. También proporciona información que complementa la abundancia, distribución y morfología de la fase adulta pues se incluyen mediciones de una serie mayor de individuos que aquella empleada en la descripción original realizada por Allen y Robertson (1992), lo cual permite conocer mejor la variabilidad morfológica y merística de estas especies endémicas.

Aunque se han realizado 27 expediciones científicas al SFF Malpelo en diferentes épocas del año para monitorear el ictioplancton desde 2006, solo en una (3,7%) de las expediciones realizadas (marzo de 2015) fueron capturadas larvas de la familia

Abundance.- Larvae density was low in the stations where individuals were captured. In El Arrecife, it was 0.2 individuals/m², and in La Nevera 0.3 individuals/m². Tripterygiidae family showed a relative abundance of 0.87 % of the total of collected larvae during September 2017.

Regarding adults and young ones, *L. bimaculatus* density in La Nevera (600 m² sampled) was 0.12 individuals/m², in El Arrecife (640 m² sampled) 0.15 individuals/m²; in El Bajo del Junior (560 m² sampled) 0.17 individuals/m² and in La Pared del Náufrago (600 m² sampled) 0.45 individuals/m². For the four locations sampled (2,400 m²) the average density of the species was 0.22 individuals/m².

Conservation status.- Vulnerable D2 in the UICN's Red List of Endangered Species, and Colombia's Red Book of Marine Fish (Hastings *et al.* 2010a; Zapata and Chasqui-Velasco, 2017a).

Similar Species.- *Lepidonectes bimaculatus* larvae (D III+XIII, 10-11 A II, 19 Pc 17) can be distinguished from other similar species in the area by meristic: *A. rubinoffi* (D III+XII+10 A II, 17-18 Pc 15) and *A. lucillae* (D III+XII+9 A II, 17 Pc 15-16). *Lepidonectes bimaculatus* shows similar shape and counts to *L. clarkhubbsi* Bussing, 1991; however, they differ in their coloration, because the *L. clarkhubbsi* young ones have distinctive bars in the lateral area of the body and females have whitish coloring.

DISCUSSION

This work provides morphological data of larval stages of the endemic species *A. rubinoffi* y *L. bimaculatus* in the Malpelo Flora and Fauna Sanctuary. It also provides information that complements the abundance, distribution, and morphology of the adult stage, adding measurements of a series of individuals greater than those employed in the original description made by Allen and Robertson (1992), which allows a better understanding of the morphologic and meristic variability of these endemic species.

Although 27 scientific expeditions since 2006 have taken place to monitor ichthyoplankton in FFS Malpelo in different seasons of the year, in only one (3.7 %) of the expeditions conducted (March 2015) larvae of the Tripterygiidae family were captured, corresponding to two of the six traditionally sampled stations. Besides, these species were captured in two (50 %) of the expeditions where new stations were involved on El Arrecife and La Nevera. This could indicate that larvae of this family are



Tripterygiidae, correspondiendo a dos de las seis estaciones tradicionalmente muestreadas. Adicionalmente, estas especies fueron capturadas en dos (50 %) de las expediciones donde se involucraron nuevas estaciones sobre El Arrecife y La Nevera. Lo anterior puede indicar que las larvas de esta familia son comúnmente encontradas en lugares cercanos a los sustratos duros, principalmente de roca en donde habitan los adultos.

Se resalta que los adultos de la especie *A. rubinoffi* fueron colectados en siete sitios, en dos de los cuales se encontró la especie a nivel larval. *L. bimaculatus* fue colectada en 11 sitios de los cuales en dos fueron encontradas sus larvas. Debido a la presencia de adultos en todos los sitios de colecta, se sugiere que la reproducción y por lo tanto las larvas, deben estar presentes en todos los lugares de la isla en donde se distribuyen los adultos, pero debido a la falta de muestreos larvales cercanos a la isla y asociados a los arrecifes y sustratos duros no habían sido colectadas antes. Realizar estos muestreos daría la oportunidad de obtener más estadios que permitan describir su desarrollo ontogénico completo, pues en los muestreos sólo se capturaron larvas en estado de flexión. A pesar de las pocas larvas encontradas, su estado de desarrollo indica que ha transcurrido poco tiempo desde su eclosión, por lo que se podría especular que los adultos presentan varios picos reproductivos al año durante los meses de marzo, mayo y septiembre.

El número de individuos examinados en este estudio permite ampliar el conocimiento que se tiene de la variabilidad natural de estas dos especies en cuanto a los rasgos morfológicos y merísticos. Los conteos de elementos en adultos de *A. rubinoffi* muestran valores similares en la aleta dorsal, anal, pélvica y caudal, pero algunas diferencias en los conteos de radios pectorales con respecto a la descripción original de Robertson y Allen (1992). La especie *L. bimaculatus* también presenta conteos similares en la aleta dorsal, pélvica y caudal, con leves diferencias en el número de radios de la aleta anal y pectoral. Las diferencias encontradas en la morfometría eran de esperarse debido al mayor número de individuos medidos en este trabajo, incluyendo un mayor rango de tamaño para ambas especies (14,8-24,5 mm LE en *A. rubinoffi* y 24,9-47,7 mm de LE en *L. bimaculatus*).

En cuanto a la abundancia de estas especies en Malpelo, se puede decir que la densidad promedio de *A. rubinoffi* (0,19 individuos/m²) y los valores obtenidos para la localidad de El Arrecife (0,02 individuos/m²) son similares a los encontrados hace casi una década por Chasqui-Velasco *et al.*, 2011 (0,18 individuos/m² y 0,024 individuos/m² respectivamente). En contraste, se registran densidades de casi la mitad para

comúnmente found in places close to hard substrates, mainly where adults live in.

It is highlighted that adults of the species *A. rubinoffi* were collected in seven sites, two of which the species was found in the larval stage. In the case of *L. bimaculatus*, it was collected in 11 sites, finding its larvae in two of them. Due to the presence of adults in all the collecting sites, it is suggested that reproduction and therefore larvae, must be present in all the island sites where the adults are distributed, but given the lack of plankton draggings close to the island and associated to the reef and hard substrates, they have not been collected before. Doing this sampling would give the opportunity of obtaining more stages that allow describing their entire ontogenic development, as only larvae in the flexion stage were captured. Despite the few larvae captured, their development stage indicates that little time has elapsed since their hatching, so it could be speculated that adults have reproductive peaks during March, May, and September.

The number of examined individuals in this research allows enlarging the current knowledge on the natural variability of these two species regarding their morphologic and meristic features. Counts of elements in *A. rubinoffi* adults show similar values in the dorsal, anal, pelvic, and caudal fins, but some differences in the counts of pectoral rays with respect to the original description by Robertson y Allen (1992). *L. bimaculatus* also shows similar counts in the dorsal, pelvic, and caudal fins, with slight differences in the number of rays in the anal and pectoral fins. Differences found in the morphometry were expected because of the greater number of individuals measured in this work, including a greater size range for both species (14.8-24.5 mm SL in *A. rubinoffi* and 24.9-47.7 mm SL in *L. bimaculatus*).

The average density of *A. rubinoffi* (0.19 individuals/m²) and the values obtained for El Arrecife (0.02 individuals/m²) are similar to those found almost a decade ago by Chasqui-Velasco *et al.*, 2011 (0.18 individuals/m² and 0.024 individuals/m² respectively). In contrast, densities of about a half are recorded for El Bajo de Junior (0.56 individuals/m²), La Nevera (0.07 individuals/m²) and La Pared del Náufrago (0.10 individuals/m²). Regarding *L. bimaculatus*, similar values were observed in both works for La Nevera. Chasqui-Velasco *et al.* (2011) report lower values in Bajo del Junior (0.09 individuals/m²), La Pared del Náufrago (0.084 individuals/m²) and El Arrecife (0.043 individuals/m²), as well as for the average

las localidades del Bajo de Junior (0,56 individuos/m²), La Nevera (0,07 individuos/m²) y La Pared del Náufrago (0,10 individuos/m²). Con respecto a *L. bimaculatus*, se observaron valores similares en ambos trabajos para la localidad de La Nevera. Chasqui-Velasco *et al.* (2011) registran valores menores en las localidades Bajo del Junior (0,09 individuos/m²), La Pared del Náufrago (0,084 individuos/m²) y El Arrecife (0,043 individuos/m²), así como para la densidad promedio de la especie (0,08 individuos/m²). Los valores obtenidos en este trabajo para las mismas localidades fueron (0,17 individuos/m²; 0,45 individuos/m²; 0,15 individuos/m² y 0,22 individuos/m², respectivamente).

Las diferencias encontradas entre las densidades de ambos trabajos pueden deberse al esfuerzo de muestreo empleado en cada uno de ellos y a las variaciones demográficas inherentes a las especies durante las diferentes épocas de monitoreo. Se requiere realizar estudios con una mayor serie de tiempo e incluir en análisis posteriores otras metodologías como evaluaciones genéticas, las cuales estimen la diversidad genética y el tamaño poblacional efectivo. Dichos indicadores han sido reconocidos como importantes ya que permiten hacer inferencias de la persistencia de las especies endémicas a largo plazo (Ellstrand and Elam, 1993) pues procesos como la deriva genética, endogamia, cuellos de botella y eventos fundadores tienen un efecto sobre su diversidad y diferenciación (Lammi *et al.*, 1999). Además han mostrado en algunos casos información que no es consistente con datos obtenidos en campo, por ejemplo, el tamaño poblacional efectivo puede ser menor que los tamaños poblacionales censuales (Turner *et al.* 2002). Es de suma importancia que la información existente pueda ser contrarestrada con indicadores genéticos, esto con el fin de comprender mejor las dinámicas de las especies e implementar medidas de conservación y manejo más eficientes.

CONCLUSIONES

Las larvas de las especies *A. rubinoffi* y *L. bimaculatus* se encontraron en la columna de agua sobre el hábitat de los adultos, sustratos duros como fondos rocosos o coralinos, ratificando la importancia de mantener los muestreos en las nuevas estaciones que permiten capturar especies asociadas a los arrecifes y que difícilmente se podrán capturar en el resto de estaciones muestreadas.

El estadio inicial de desarrollo larval encontrado sugiere que los adultos presentan varios picos reproductivos al año durante los meses de marzo, mayo y septiembre.

Este estudio aporta información para el entendimiento de especies vulnerables que están definidas como objetos de

densidad de la especie (0.08 individuals/m²). The values obtained in this work for the same locations were (0.17 individuals/m²; 0.45 individuals/m²; 0.15 individuals/m² and 0.22 individuals/m², respectively).

The differences found between densities in both works could be due to the sampling effort made in each of them and to the demographic variations inherent to species during the different monitoring seasons. Studies with a larger time series and other methodologies such as genetic evaluations of the effective population size are required. Such indicators have been deemed important because they allow making inferences on the persistence of the endemic species in the long term (Ellstrand and Elam, 1993), due to processes such as genetic drift, endogamy, bottlenecks, and founding events affect their diversity and differentiation (Lammi *et al.*, 1999). Besides, they have shown sometimes information that is not consistent with field data, for instance, the effective population size can be lower than the census population sizes (Turner *et al.*, 2002). It is important that this information could be compared to genetic indicators to better understand the dynamics of the species and to take more efficient conservation and handling actions.

CONCLUSIONS

Larvae of the species *A. rubinoffi* y *L. bimaculatus* were found in the water column over the adults' habitat, hard substrates such as rocky or coralline seabeds, confirming the importance of maintaining samplings in the new stations, which allow capturing species associated with the reef that hardly could be captured in the rest of the sampled stations.

The initial stage of larval development found suggests that adults have reproductive peaks during March, May, and September.

This study provides information to understand vulnerable species defined as objects of conservation for FFS Malpelo. Knowledge of the natural variability of the morphologic ranges is enlarged and data for the understanding of biological factors that drive the success of endemic species are provided.

The average density of *A. rubinoffi* is similar to that found by other researchers in 2011. On the contrary, differences are detected between population densities for *L. bimaculatus*, showing higher densities than in 2011. To understand the population dynamics of these species it is necessary to assess time series, implement other methodologies such as genetic evaluations, and keeping their monitoring and investigation.



conservación para el SFF Malpelo. En particular, se amplía el conocimiento de la variabilidad natural de los rangos morfológicos, y se aportan datos para la comprensión de factores biológicos que impulsan el éxito de las especies endémicas.

La densidad promedio de *A. rubinoffi* es similar a la encontrada por otros investigadores el 2011. Por el contrario, se detectan diferencias entre las densidades poblacionales para *L. bimaculatus*, presentando la especie mayores densidades que en el 2011. Para entender las dinámicas poblacionales de estas especies se hace necesario evaluar series de tiempo, implementar otras metodologías como las evaluaciones genéticas y continuar su monitoreo e investigación.

AGRADECIMIENTOS

La captura de las larvas se realizó en el marco de las expediciones científicas realizadas por la Fundación Malpelo y Parques Nacionales Naturales, con apoyo parcial de AG Consultores Ambientales y la Universidad del Valle. Por otro lado, los individuos adultos fueron capturados bajo el aval de investigación número 20182200001023 ante Parques Nacionales Naturales. Se agradece a las tripulaciones de la M/N “María Patricia” y M/N “FEROX” por el apoyo logístico. A Graciela Serna y a Marisol Rivera por su colaboración para la toma de muestras. A Parques Nacionales por apoyar financieramente la separación y análisis de las muestras de los cruceros de septiembre 2017 y mayo 2019. A Nancy Murillo y Paola Rojas, jefes del área por su constante apoyo. A Alan Giraldo y Katherine Muñoz por el apoyo administrativo del convenio con Parques Nacionales para la separación y análisis de las muestras del crucero de mayo 2019. A Fernando Zapata y su grupo de investigación Ecología de Arrecifes Coralinos por suministrar los datos de los monitoreos de peces endémicos. A Paola María Sánchez por suministrar fotos *in situ* de las especies endémicas y a Manuel Francisco Cano por la realización del mapa. A Juan Felipe Ortega Giraldo del Laboratorio de imágenes del postgrado en Ciencias-Biología de la Universidad del Valle por la toma de fotografías de los estadios larvales. Esta publicación corresponde al aporte número 17 del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología (INCIMAR) de la Universidad del Valle.

ACKNOWLEDGMENTS

The capture of larvae was carried out within the framework of the scientific expeditions conducted by Fundación Malpelo and Parques Nacionales Naturales, partially supported by AG Consultores Ambientales and Universidad del Valle. Adult individuals were captured on research approval number 20182200001023 of Parques Nacionales Naturales. Thanks are given to the crew of M/N “María Patricia” and M/N “FEROX” for their logistic support. To Graciela Serna and Marisol Rivera for their collaboration in the sample taking. To Parques Nacionales for its financial support of the samples separation and analyses of the cruises on September 2017 and May 2019. To Nancy Murillo and Paola Rojas, for their constant support. To Alan Giraldo and Katherine Muñoz for their administrative support in the covenant with Parques Nacionales to separate and analyze the samples of the May 2019 cruise. To Fernando Zapata and his research group Ecology of Coralline Reef for providing the monitoring data of endemic fish. To Paola María Sánchez for providing photos *in situ* of the endemic species and to Manuel Francisco Cano for making the map. To Juan Felipe Ortega of the Images Laboratory of the Universidad del Valle’s postgraduate program in Science-Biology for taking pictures of the larval stages. This publication corresponds to the contribution number 17 of the Instituto de Ciencias del Mar y Limnología (INCIMAR) of Universidad del Valle.

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Allen, G. R. and D. R. Robertson. 1992. Three new species of triplefins (Pisces: Tripterygiidae) from Malpelo and Socorro Islands, in the tropical Eastern Pacific. *Revue Fr. Aquariol.*, 19: 53-56.
- Beltrán-León, B. S. y R. Ríos. 2000. Estadios tempranos de peces del Pacífico colombiano. Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura-INPA, Buenaventura. 727 p.
- Carter, K. M., C. M. Woodley and R. S. Brown. 2011. A review of tricaine methanesulfonate for anesthesia of fish. *Rev. Fish Biol. Fisheries*, 2:51-59.
- Chase, R. E. 1968. Sea floor topography of the central eastern Pacific Ocean. *BCF Circ. US Fish Wildlife Serv.*, 291: 33.

- Chasqui-Velasco, L., D. L. Gil-Agudelo and R. Nieto. 2011. Endemic shallow reef fishes from Malpelo Island: abundance and distribution. *Bol. Investig. Mar. Costeras*, 40: 107-116.
- Ellstrand, N. C. and D. R. Elam. 1993. Population genetic consequences of small population size: implications for plant conservation. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 24: 217–242.
- Frankham, R. 1997. Do island populations have less genetic variation than mainland populations?. *J. Heredity*, 78: 311–327.
- Fricke, R., W.N. Eschmeyer and R. van der Laan. 2020. Eschmeyer’s catalog of fishes: genera,species,references.<http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp.01/07/2020>
- Graham, J.B. 1975. The biological investigation of Malpelo Island, Colombia. *Smithson.Contr. Zool.*, 176: 52–54.
- Hamrick, J. L. and M. J. W. Godt. 1996. Effects of life history traits on genetic diversity in plant species. *Philos. Trans. R. Soc. Lond., B, Biol. Sci.*, 351: 1291–1298.
- Hastings, P., A. Dominici-Arosemena and S. Bessudo. 2010a. *Axoclinus rubinoffi*. The IUCN Red List of Threatened Species 2010. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-3.RLTS.T183612A8144526.en>. 14/07/2020.
- Hastings, P., A. Dominici-Arosemena and S. Bessudo. 2010b. *Lepidonectes bimaculatus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2010. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-3.RLTS.T183612A8144526.en>. 14/07/2020.
- Hoernle, K., P. van den Bogaard and R. Werner. 2002. Missing history (16–71 Ma) of the Galápagos hotspot: implications for the tectonic and biological evolution of the Americas. *Geology*, 30: 795–798.
- Lammi, A., P. Siikamäki and K. Mustajärvi. 1999. Genetic diversity, population size and fitness in central and peripheral populations of a rare plant *Lychnis viscaria*. *Conserv. Biol.*, 13: 1069–1078.
- Lonsdale, P. and K. D. Klitgord. 1978. Structure and tectonic history of the eastern Panama Basin. *Geol. Soc. Am. Bull.*, 89: 981-999
- Moser, H. 1996. The early stages of fish in the California current region. *Cal. Coop. Ocean. Fish. Inv. Atlas*, 1441 p.
- Nelson, J. S., T. C. Grande and M. V. Wilson. 2016. *Fishes of the world*. John Wiley & Sons. 707 p.
- Pimm, S.L. and S.L. Pimm. 1991. *The balance of nature?: ecological issues in the conservation of species and communities*. University of Chicago Press. 404 p.
- 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*. DOI 10.1007/s00338-010-0656-8.
- Robertson, D. R. y G. R. Allen. 2015. Peces costeros del Pacífico Oriental Tropical: sistema de información en línea, ver. 2.0 <https://biogeodb.stri.si.edu/sftep/es/pages.1/07/2020>
- Rocha, L. A. and Bowen, B. W. 2008. Speciation in coral-reef fishes. *J Fish Biol.*, 72:1101-1121.
- Rodríguez-Rubio, E. y A. Giraldo. 2011. Características oceanográficas en Isla Malpelo y su relación con la cuenca oceánica del Pacífico colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 40:19–32.
- Rosenblatt, R. H. 1960. The Atlantic species of the blennioid fish genus *Enneanectes*. *Proc. Acad. Nat. Sci. Philadelphia*, 112: 1-23.
- Rosenblatt, R.H., E.C. Miller and P.A. Hastings. 2013. Three new species of triplefin blennies of the genus *Enneanectes* (Teleostei, Tripterygiidae) from the Tropical Eastern Pacific with a key to Pacific species of *Enneanectes*. *Zootaxa*, 3636: 361–373.
- Ruck, J. G. 1973. Development of *Tripterygion capito* and *T. robustum* (Pisces, Tripterygiidae). *Zool. Pub. Univ. Wellington*, 63:1-10.
- Ruck, J.G. 1980. Early development of *Forsterygion varium*, *Gilloblennius decemdigitatus* and *G. tripennis* (Pisces: Tripterygiidae). *N. Z. J. Mar. Freshwater Res.*, 14:313-326.
- Sclater, P.L. 1858. On the general geographic distribution of the members of the class Aves. *J. Proc. Linn. Soc.*, 2: 130–145. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1096-3642.1858.tb02549.x>.
- Shiogaki, M. and Y. Dotsu. 1973. The egg development and larva rearing of the tripterygiid blenny, *Tripterygion etheastoma*. *Jpn. J. Ichthyol.*, 20:42-46.
- Shiogaki, M. and Y. Dotsu. 1988. Tripterygiidae. 733-734. In Okiyama, M. (Ed.). *An atlas of early stage fishes in Japan*. Tokai Univ. Press, Tokyo. 1896 p.
- Smith, L. y S. Richardson. 1979. Técnicas modelo para prospecciones de huevos y larvas de peces pelágicos. *FAO. Doc. Tec. Pesca*, 175, 107 p.
- Turner, T. F., J. P. Wares and J. R. Gold. 2002. Genetic effective size is three orders of magnitude smaller than adult census size in an abundant, estuarine-dependent marine fish (*Sciaenops ocellatus*). *J. Genet.*, 162: 1329-1339.
- Victor, B. C. 2013. The Caribbean roughhead triplefin (*Enneanectes boehlkei*): DNA barcoding reveals a complex of four West Indian sympatric cryptic species (Teleostei: Blennioidei: Tripterygiidae). *J. Ocean Sci. Found.*, 7: 44-73.
- Wirtz, P. 1978. The behaviour of the Mediterranean *Tripterygion* species (Pisces, Blennioidei). *Z. Tierpsychol.*, 48:142-174.
- Zapata, F. A. y L. Chasqui-Velasco. 2017a. *Axoclinus rubinoffi*. En: Chasqui-Velasco, L., A. Polanco, A. Acero P., P.A. Mejía-Falla, A. Navia, L.A. Zapata y J.P. Caldas (Eds.).
- Zapata, F. A. y L. Chasqui-Velasco. 2017b. *Lepidonectes bimaculatus*: 188-190. En: Chasqui-Velasco, L., A. Polanco, A. Acero, P.A. Mejía-Falla, A. Navia, L.A. Zapata y J.P. Caldas (Eds.).



Distribución espacial y aumento a través del tiempo de microplásticos en sedimentos de la Bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano

Spatial distribution and increase of microplastics over time in sediments of Buenaventura Bay, Colombian Pacific

Daniela Vásquez-Molano¹, Andres Molina² y Guillermo Duque^{3*}

0000-0001-5306-5906

0000-0003-1954-4393

0000-0002-2468-529X

1. Grupo de Investigación Ecología y Contaminación Acuática, Universidad Nacional de Colombia, Sede Palmira, Carrera 32 Chapinero- vía Candelaria, Palmira, Colombia. davasquezmo@unal.edu.co
 2. Grupo de Investigación Ecología y Contaminación Acuática, Universidad Nacional de Colombia, Sede Caribe. Instituto de Estudios en Ciencias del Mar – CECIMAR, Atte. Invemar, Calle 25 No. 2-55, Playa Salguero, Rodadero, Santa Marta, Colombia. aemolinas@unal.edu.co
 3. Facultad de Ingeniería y Administración, Universidad Nacional de Colombia, Sede Palmira, Colombia. gduquen@unal.edu.co*
- * Autor de correspondencia

RESUMEN

El aumento de la producción, consumo y la inadecuada disposición de plásticos, han generado una acumulación de estos en los ecosistemas marinos, los cuales se han convertido en importantes sumideros de microplásticos (< 5 mm). El objetivo de esta investigación fue determinar diferencias espaciales y temporales en distribución, densidad, y tipo de microplásticos en los sedimentos de la Bahía de Buenaventura. Para esto, se tomaron muestras de sedimento en el estuario interno, cercano a los ríos, y externo, con mayor influencia marina. Las muestras se tomaron en las épocas seca, de transición y de lluvia para los años 2015 y 2019. Los microplásticos fueron extraídos mediante el método de separación por densidad; cada partícula fue clasificada y medida por microscopía óptica. La densidad fluctuó entre 11 y 1 354 partículas/kg, con promedios de $194,9 \pm 51,3$ y $359,6 \pm 88,0$ partículas/kg para los años 2015 y 2019, respectivamente, mostrando un incremento de 84,4 %. El estuario interno presentó mayor densidad en ambos años y las fibras constituyeron la forma más común de partículas: 63,7 % en 2015 y 56,03 % en 2019. La presencia y creciente acumulación de microplásticos genera riesgos y efectos adversos para las comunidades marinas; adicionalmente podría comprometer la seguridad alimentaria de las poblaciones humanas costeras.

PALABRAS CLAVE: Microplásticos; Contaminación de sedimentos; Contaminación marina; Estuarios; Impacto ambiental.

ABSTRACT

The increase in production, consumption and inadequate disposition of plastics has generated an accumulation of these elements in marine ecosystems, which have become important microplastics sinks (< 5 mm). The objective of this research was to determine the temporal and spatial differences in the density, distribution, and type of microplastics in the sediments of Buenaventura Bay. For this purpose, sediment samples were collected in the internal estuary (close to the rivers) and in the external estuary (with a greater marine influence). Samples were obtained in the dry, transition, and rainy season for the years 2015 and 2019. Microplastics were extracted by density separation method, each particle was classified and measured by optical microscopy. Density ranged from 11 to 1,354 particles/kg, with averages of 194.9 ± 51.3 and 359.6 ± 88.0 particles/kg for the years 2015 and 2019, respectively, reporting an increase of 84.4 %. The internal estuary presented a higher density in both years and the fibers constituted the most common form of microplastic particles, with 63.7 % for 2015 and 56.03 % for 2019. The presence and increasing accumulation of microplastics generates risks and adverse effects for the marine communities; additionally it could compromise the food safety for coastal human populations.

KEYWORDS: Microplastics; Sediment contamination; Marine contamination; Estuaries; Environmental impact.

INTRODUCCIÓN

Los microplásticos son pequeñas piezas de plástico con tamaño inferior a 5 mm, que podrían ser producidas intencionalmente (microplásticos primarios) para ser utilizadas en productos de consumo o abrasivos o resultantes de la fragmentación de objetos plásticos más grandes (microplásticos secundarios), los cuales son considerados como contaminantes altamente persistentes y dañinos para los organismos (Van Cauwenberghe *et al.*, 2015; Auta *et al.*, 2017; Prata *et al.*, 2019). Algunos plásticos no son eliminados por los sistemas de gestión de residuos y entran en los ríos y el océano, los cuales junto a los plásticos descargados directamente a cuerpos de agua, generan vertimientos al océano estimados entre 5 y 13 millones de toneladas cada año (Matsuguma *et al.*, 2017). Los residuos plásticos se encuentran distribuidos de manera heterogénea en ecosistemas marinos en todo el mundo, tales como islas oceánicas, polos y profundidades marinas, impulsados por corrientes oceánicas, vientos, salidas del río y deriva (Cole *et al.*, 2011). Mientras que los microplásticos primarios son fabricados para tener un tamaño microscópico, los microplásticos secundarios se forman por la fragmentación a partir de artículos plásticos más grandes (Lehtiniemi *et al.*, 2018), debido a la meteorización continua (radiación UV y erosión física) en el medio marino (Saley *et al.*, 2019). El pequeño tamaño de los microplásticos hace que sean fácilmente ingeridos por una amplia gama de especies marinas, desde invertebrados planctónicos, peces hasta grandes mamíferos (Karbalaie *et al.*, 2019; Tafurt, 2020).

Los microplásticos presentan diferentes grados de flotabilidad, la mayoría (polietileno y polipropileno) son menos densos que el agua del mar y tienden a flotar sobre la superficie del océano, mientras que los más densos tienen el potencial de hundirse y llegar a los fondos marinos. Los microplásticos flotan son colonizados por microorganismos que forman biopelículas, que aumentan la densidad y reducen su flotabilidad, siendo un mecanismo importante para su asentamiento desde la columna de agua hasta el fondo marino (Van Cauwenberghe *et al.*, 2015; Wessel *et al.*, 2016; Auta *et al.*, 2017; Matsuguma *et al.*, 2017). Así mismo, microplásticos ligeros pueden formar aglomerados, facilitando la transferencia vertical de los mismos a las profundidades y fondos marinos (Peng *et al.*, 2020). Se ha registrado que, con el tiempo, las partículas de microplásticos acumuladas en los sedimentos pueden ser resuspendidas a causa de la bioturbación, tormentas, eventos de surgencia o actividades como dragado, y sufrir cambios en sus características físicas (tamaño, forma y densidad) (Carbery *et al.*, 2018; Molina *et al.*, 2020).

INTRODUCTION

Microplastics are little, smaller than 5 mm in size plastic pieces that could be intentionally produced (primary microplastics) for use in consumption or abrasive products, or resulting from the fragmentation of bigger plastic products (secondary microplastics), considered as highly persistent and harmful pollutants for organisms (Van Cauwenberghe *et al.*, 2015; Auta *et al.*, 2017; Prata *et al.*, 2019). Some plastics are not eliminated by waste management systems and they get into the rivers and the sea, which along with plastics directly discharged to water bodies, produce an estimate between 5 and 13 million tons of dumping to the sea every year (Matsuguma *et al.*, 2017). Plastic wastes are heterogeneously distributed in marine ecosystems worldwide, such as oceanic islands, poles, and marine depths, driven by oceanic currents, wind, river outflows, and drifts (Cole *et al.*, 2011). While primary microplastics are manufactured to have microscopic size, secondary microplastics are formed by fragmentation of bigger plastic objects (Lehtiniemi *et al.*, 2018) due to continuous weathering (UV radiation and physical erosion) in the sea environment (Saley *et al.*, 2019). The small size of microplastics makes them easily ingested by a wide range of marine species from planktonic invertebrates, fish, up to big mammals (Karbalaie *et al.*, 2019; Tafurt, 2020).

Microplastics show different buoyancy degrees, most of them (polyethylene and polypropylene) are less dense than seawater and tend to float on the sea surface, while the densest could sink and get to the seabeds. Floating microplastics are colonized by microorganisms forming biofilms that increase density and decrease buoyancy, being an important mechanism for them to settle from the water column to the seabed (Van Cauwenberghe *et al.*, 2015; Wessel *et al.*, 2016; Auta *et al.*, 2017; Matsuguma *et al.*, 2017). Likewise, light microplastics could form agglomerates facilitating their vertical transfer to the sea depths and seabeds (Peng *et al.*, 2020). It has been recorded that, over time, microplastic particles accumulated in sediments could be resuspended due to bioturbation, storms, upwelling events, or activities such as dredging, and undergo changes in their physical characteristics (size, shape, density) (Carbery *et al.*, 2018; Molina *et al.*, 2020).

Microplastics represent a significant environmental problem because their small size and density make them accessible for ingestion by many organisms at different trophic levels (Reed *et al.*, 2018; Tafurt, 2020). Pelagic and demersal filterers, suspension feeders and benthic deposit

Los microplásticos representan un problema ambiental significativo, debido a que su reducido tamaño y densidad los hacen accesibles para la ingestión por muchos organismos de diferentes niveles tróficos (Reed *et al.*, 2018; Tafurt, 2020). Entre los organismos vulnerables a la ingestión se encuentran los filtradores tanto pelágicos como demersales, suspensivos y depositivos bentónicos, macroinvertebrados, peces, reptiles y mamíferos, los cuales los ingieren de forma directa o a través de la ingestión de otros organismos (Guzzetti *et al.*, 2018; Reed *et al.*, 2018).

Algunos de los efectos adversos de este material en organismos incluyen lesiones internas y externas, alteración de la alimentación, retraso del crecimiento y reducción de la fertilidad (de Sá *et al.*, 2018). Así mismo, los microplásticos pueden ser un vector de compuestos tóxicos (contaminantes orgánicos persistentes y metales pesados) en organismos marinos por los aditivos químicos añadidos al plástico durante su fabricación y tienden a absorber y acumular contaminantes del agua circundante, proceso que se ve favorecido por su forma y tamaño, que le dan una gran relación superficie/volumen. Los microplásticos presentan también una alta probabilidad de lixiviación de aditivos plásticos que pueden inducir efectos tóxicos en la biota acuática (Wang *et al.*, 2019b; Zhang *et al.*, 2020a; Gamboa-García *et al.*, 2020). Debido a lo anterior, los microplásticos no solo causan daños mecánicos a los organismos, sino que también, pueden introducir compuestos contaminantes a través de la red trófica (Guo y Wang, 2019).

Los sedimentos pueden actuar como fuente y sumidero de microplásticos y ejercer un rol importante en la regulación de la distribución de tal contaminante en ambientes marinos, donde la concentración de microplásticos presentes proporciona un parámetro indicativo del nivel de contaminación (Yao *et al.*, 2019). En el fondo marino, los microplásticos contaminados entran en contacto con sedimentos no contaminados, creando un gradiente de concentración que permite la desorción de contaminantes a la materia orgánica del sedimento (Cole *et al.*, 2011).

En 2010 entre 4,8 y 12,7 millones de toneladas métricas de residuos plásticos llegaron a los océanos y se estima que 5 trillones de piezas plásticas están flotando actualmente en el mar (Wessel *et al.*, 2016). La Bahía de Buenaventura es un estuario vulnerable a este tipo de contaminación y sus comunidades de bentos, macroinvertebrados y peces (Gamboa *et al.*, 2018; Martínez *et al.*, 2019; Duque *et al.*, 2020; Molina *et al.*, 2020) podrían ser afectadas por la ingestión de microplásticos (Tafurt, 2020). El objetivo de la presente investigación fue determinar la distribución, densidad, y tipo

feeders, macroinvertebrates, fish, reptiles, and mammals are found among the ingestion-vulnerable organisms, which ingest them either directly or through ingesting other organisms (Guzzetti *et al.*, 2018; Reed *et al.*, 2018).

Some of the adverse effects of this material on organisms include internal and external injuries, feeding alteration, growth retardation, and fertility reduction (de Sá *et al.*, 2018). Likewise, microplastics can be a vector for toxic compounds (persistent organic pollutants and heavy metals) in marine organisms because of the chemical additives added to the plastic during its manufacture, and they tend to absorb and accumulate pollutants from the surrounding water, a process favored by their shape and size, which give them great surface/volume ratio. Microplastics show also a high probability of leaching plastics additives that can induce toxic effects in the aquatic biota (Wang *et al.*, 2019b; Zhang *et al.*, 2020a; Gamboa-García *et al.*, 2020). Due to this, microplastics do not only cause mechanical damage to organisms, but they also can introduce polluting compounds through the trophic network (Guo and Wang, 2019).

Sediments could act as source and sinkhole for microplastics and play an important role in the distribution regulation of that pollutant in marine environments, where the concentration of present microplastics provides an indicative parameter of the pollution level (Yao *et al.*, 2019). On the sea bed, polluted microplastics get in touch with nonpolluted sediments, creating a concentration gradient that allows the desorption of pollutants to the sediment's organic matter (Cole *et al.*, 2011).

Between 4.8 and 12.7 million metric tons of plastic waste arrived in the ocean in 2010, and it is estimated that 5 trillion plastic pieces are currently floating on the sea (Wessel *et al.*, 2016). Buenaventura Bay is a vulnerable estuary to this type of pollutant, and their communities of benthos, macroinvertebrates, and fish (Gamboa *et al.*, 2018; Martínez *et al.*, 2019; Duque *et al.*, 2020; Molina *et al.*, 2020) could be affected by ingestion of microplastics (Tafurt, 2020). The objective of this research was to determine the distribution, density, and type of microplastics in sediments in the Buenaventura Bay estuary, Colombian Pacific, comparing two sites of the estuary in three climatic seasons in years 2015 and 2019.

STUDY AREA

The study area is the Buenaventura Bay estuary, located between latitudes 03°44'N and 03°56'N, and

de microplásticos en sedimentos del estuario de la Bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano, comparando dos sitios del estuario, en tres épocas climáticas en los años 2015 y 2019.

ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio corresponde al estuario Bahía de Buenaventura, ubicada entre latitudes 03°44'N y 03°56'N, y longitudes 77°01'W y 77°20'W (Figura 1). Su ancho oscila entre 5,5 km en la parte interna y 3,4 km en la parte externa (entrada del estuario), con forma angosta y alargada (Otero, 2005). El clima del Pacífico colombiano está altamente influenciado por las migraciones de la zona de convergencia intertropical y la proximidad a la cordillera de los Andes, resultando ser una de las regiones más húmedas del mundo (precipitación aproximada de 6 980 mm año⁻¹). Tiene dos picos de precipitación, uno menor en abril-mayo y el principal en septiembre-noviembre (Lobo-Guerrero, 1993), y dos épocas de menos lluvias o “secas” en diciembre-marzo (principal) y junio-agosto (transición). Por otra parte, las temperaturas son superiores a 24°C (Palacios *et al.*, 2019) y una humedad relativa entre el 80 y 95 % (Lobo-Guerrero, 1993). El ecosistema de la Bahía de Buenaventura tiene un alto nivel de intervención antrópico, al albergar una población de 300 000 habitantes (DANE, 2019) y el puerto más importante de Colombia (Vega *et al.*, 2019).

longitudes 77°01'W and 77°20'W (Figure 1). Its width ranges from 5.5 km in the internal part and 3.4 km in the external part (estuary entrance), with narrow and elongated shape (Otero, 2005). The climate of the Colombian Pacific is highly influenced by migrations of the Intertropical Convergence Zone and the proximity to the Andean mountain range, making it one of the most humid areas in the world (approximate rainfall of 6,980 mm year⁻¹). It has two rainfall peaks, a minor one during April-May and the main one during September-November (Lobo-Guerrero, 1993), and two lesser rainfall or “dry” seasons during December-March –the main one– and June-August –the transition one. On the other hand, temperatures are greater than 24 °C (Palacios *et al.*, 2019) and relative humidity between 80 % and 95 % (Lobo-Guerrero, 1993). The Buenaventura Bay ecosystem has a high level of anthropic intervention, harbors a population of 300,000 inhabitants (DANE, 2019), and it is the most important Colombia’s seaport (Vega *et al.*, 2019).

MATERIALS AND METHODS

Sampling design

36 samples of sediment were collected in 6 samplings, carried out during April, July, and November

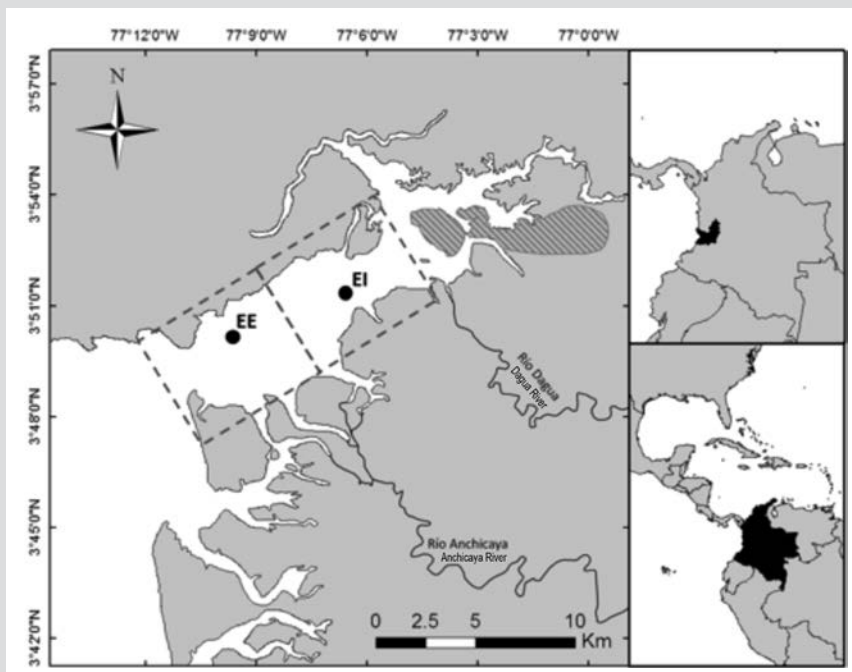


Figura 1. Área de estudio. Bahía de Buenaventura. EI: estuario interno y EE: Estuario externo.

Figure 1. Study Area. Buenaventura Bay. EI: internal estuary and EE: external estuary.

MATERIALES Y MÉTODOS

Diseño de muestreo

Se colectaron 36 muestras de sedimento en 6 muestreos, realizados en los meses de abril, julio y noviembre del año 2015 y marzo, junio y octubre del año 2019, correspondientes a los periodos climáticos predominantes en la región [época seca (marzo-abril), época de transición (junio-julio) y época de lluvia (octubre-noviembre)]. En cada muestreo se tomaron tres muestras de sedimento en cada una de las áreas de muestreo, cerca de puntos específicos que permiten la comparación de las muestras (EI, EE; Figura 1), a una profundidad promedio de $2,1 \pm 0,6$ m. El área estuario interno (EI), con muestras colectadas cerca de $77^{\circ}6'33,1''$ W y $03^{\circ}50'51,5''$ N, corresponde a la zona del estuario con mayor influencia de los ríos, mientras que el área de estuario externo (EE), con muestras colectadas cerca de $77^{\circ}9'35,9''$ W y $03^{\circ}50'58,7''$ N, se caracteriza por tener mayor influencia marina (Gamboa *et al.*, 2018) (Figura 1). Las muestras se colectaron usando un corer de 50,8 mm de diámetro interno, tomando los primeros 5 cm de sedimento y posteriormente se almacenaron y refrigeraron.

Separación e identificación de microplásticos

La separación de los microplásticos del sedimento se hizo mediante la adaptación de diferentes metodologías (Masura *et al.*, 2015; Invemar, 2017a). Las muestras se inspeccionaron para asegurar tamaños de materiales (sedimento y microplásticos) menores a 5 mm. Las muestras de sedimento se secaron a 90°C en un horno Memmet 30-750 durante 24 horas y posteriormente se pesaron en una balanza analítica Adam SPB 723e, registrando el peso seco total. Así mismo, para la separación de los microplásticos por densidad, se utilizó una solución salina compuesta por 300 ml de agua destilada y 90 g de sal marina, para lograr una densidad aproximada de 1,6 g/ml. Para facilitar la correcta disolución, se agitó a 600 rpm y 60°C durante 10 minutos en una plancha con agitador Heidolph PT1000 medium; posteriormente se filtró en un tamiz metálico de 125 μm para eliminar partículas de sal de tamaños superiores. Luego, al vaso de precipitados que contenía la muestra, se le añadió la solución salina y se agitó a 600 rpm por 10 minutos, para ser depositada a un Cono Imhoff de 1 L de capacidad; después de 30 minutos de separación por densidad, se almacenó el material sobrenadante (que contiene microplásticos y material vegetal) y se secó a 90°C durante 24 horas para determinar la masa de sólidos totales.

Debido al alto contenido de material vegetal presente en las muestras del sobrenadante, se oxidaron mediante el uso de hipoclorito de sodio al 14,54 %; se añadió 20 ml de hipoclorito a cada muestra con los sólidos recolectados y se dejó oxidando

2015, and March, June, and October 2019 corresponding to the predominant climatic seasons in the area [dry season (March-April), transition season (June-July), and rainy season (October-November)]. In each sampling, three samples of sediment were collected in each of the sampling areas, close to specific spots that allow the comparison between samples (EI, EE; Figure 1), at an average depth of 2.1 ± 0.6 m. The internal estuary area (EI), with samples collected close to $77^{\circ}6'33.1''$ W and $03^{\circ}50'51.5''$ N, corresponds to the estuary area most influenced by the rivers, while the external estuary area (EE), with samples collected close to $77^{\circ}9'35.9''$ W and $03^{\circ}50'58.7''$ N, is characterized by having greater marine influence (Gamboa *et al.*, 2018) (Figure 1). Samples were collected using a 50.8 mm internal diameter corer, taking the first 5 cm of sediment and then storing and refrigerating them.

Separation and identification of microplastics

Different methodologies were adapted to carry out the separation of microplastics from the sediment (Masura *et al.*, 2015; INVEMAR, 2017a). Samples were inspected to ensure materials size (sediment and microplastics) lower than 5 mm. Sediment samples were dried at 90°C in a Memmet 30-750 oven for 24 hours and then they were weighted in an Adam SPB 723e analytical scale, recording the total dry weight. Likewise, for the separation of microplastics by density, a saline solution made up of 300 ml of distilled water and 90 g of marine salt was used to achieve an approximate density of 1.6 g/ml. To facilitate proper dissolution, it was stirred at 600 rpm and 60°C for 10 minutes in a Heidolph PT1000 medium shaking plate; then it was later filtered using a 125 μm metallic sieve to eliminate higher size salt particles. Then, the saline solution was added to the beaker containing the sample and it was stirred at 600 rpm for 10 minutes, to deposit it in a 1L capacity Imhoff cone; after 30 minutes of separation by density, the supernatant material (containing microplastics and vegetal material) was stored and dried at 90°C for 24 hours to determine the total solids mass.

Due to the high content of vegetal material in the supernatant samples, they were oxidized using 14.54 % sodium hypochlorite; 20 ml of hypochlorite were added to each sample with the collected solids and it was left oxidizing from 24 to 48 hours, as necessary. At the end of the oxidation time, the resultant material (microplastics) was cleaned using distilled water and a 125 μm metallic micro sieve; the clean material was transferred to dry it at 80°C for 24 hours, so determining the microplastics

de 24 o 48 horas, según fuera necesario. Al finalizar el tiempo de oxidación, se limpió el material resultante (microplásticos) usando agua destilada y un microtamiz metálico de 125 μm ; se transfirió el material limpio a un recipiente para secarlo a 80°C durante 24 horas, determinando así el peso de los microplásticos. La identificación de los microplásticos se llevó a cabo mediante el uso del microscopio ZEISS AxioCam, donde las partículas fueron visualizadas y fotografiadas con la cámara digital y el software del microscopio. Las partículas microplásticas fueron clasificadas según su forma y se midieron sus respectivos tamaños con la regla del software del microscopio. Las formas se clasificaron como fibras, fragmentos y pellets, mientras que los tamaños se agruparon en un rango entre 150 y 3 200 μm .

Para reducir el riesgo de contaminación cruzada en el laboratorio, cada elemento usado fue previamente lavado y sellado cuando contenía la muestra. Para minimizar la sobreestimación de microplásticos, especialmente de las fibras, se realizaron pruebas de elasticidad con pinzas (para fibras cuyo tamaño lo permitiera). Y en segundo lugar, con el estereoscopio y el microscopio se visualizaron las partículas, eliminando las que presentaran estructuras similares a las vegetales.

Análisis estadístico

Para determinar las diferencias significativas se realizaron Análisis de Varianza Multivariado Permutacional (PERMANOVA), en el que los valores de significancia [p(PERM)] se hallaron utilizando 9 999 permutaciones, aceptando el valor $\alpha < 0,05$ como una diferencia estadísticamente significativa. Así mismo, se realizaron análisis Pair-Wise Test (pruebas *pos hoc*) para identificar grupos significativamente diferentes (Walters y Coen, 2006; Clarke *et al.*, 2014; Anderson, 2017; Ribeiro *et al.*, 2019). Finalmente, se usaron análisis de porcentaje de similitud (SIMPER) con índice de distancia euclidiana y a dos vías, para evaluar similitudes entre tipos de microplásticos, áreas de estudio y épocas de los años 2015 y 2019 (Clarke, 1993; Clarke *et al.*, 2014; Krishnapriya *et al.*, 2019; Sañé *et al.*, 2019).

RESULTADOS

Los tipos de microplásticos encontrados para los años en estudio (2015 y 2019) fueron fibras, fragmentos y pellets (Figura 2). Se encontró un promedio de microplásticos de $277,3 \pm 52,1$ partículas/kg (promedio \pm error estándar), donde predominaron las fibras con $162,9 \pm 34,3$ partículas/kg, seguido por los fragmentos y pellets, con $95,3 \pm 26,3$ y $20,1 \pm 6,5$ partículas/kg respectivamente. En cuanto a los tamaños registrados, las fibras presentaron una longitud promedio de

weight. The identification of microplastics was carried out using the ZEISS AxioCam microscope, where particles were viewed and photographed with the digital camera and the microscope software. The microplastic particles were classified according to their shape, and their respective sizes were measured with the microscope software rule. The shapes were classified as fibers, fragments, and pellets, while sizes were grouped within a range from 150 and 3,200 μm .

To reduce the risk of cross-contamination in the laboratory, each element used was previously washed and sealed while containing the sample. To minimize microplastics overestimation, especially fibers, elasticity tests were carried out using clamps (for fibers which size would allow it). And in the second place, the particles were viewed through the stereoscope and the microscope, eliminating those showing similar structures to vegetal ones.

Statistical Analysis

Permutational Multivariate Analyses of Variance (PERMANOVA) were carried out to determine the significant differences, where significance values [p(PERM)] were found using 9,999 permutations, accepting value $\alpha < 0.05$ as a statistically significant difference. Likewise, Pair-Wise Test (*pos hoc* tests) were carried out to identify significantly different groups (Walters y Coen, 2006; Clarke *et al.*, 2014; Anderson, 2017; Ribeiro *et al.*, 2019). Finally, percentage similarity analyses (SIMPER) with two-way Euclidean distance index were used to evaluate similitudes between types of microplastics, study areas and seasons in years 2015 and 2019 (Clarke, 1993; Clarke *et al.*, 2014; Krishnapriya *et al.*, 2019; Sañé *et al.*, 2019).

RESULTS

The types of microplastics found for the study years (2015 and 2019) were fibers, fragments, and pellets (Figure 2). An average of 277.3 ± 52.1 particles/kg (average \pm standard error) was found, where fibers predominated with 162.9 ± 34.3 particles/kg, followed by fragments and pellets, with 95.3 ± 26.3 and 20.1 ± 6.5 particles/kg respectively. Regarding recorded sizes, fibers showed an average length of 1253.1 ± 132.7 μm , fragments measured an average of 929.1 ± 123.7 μm , and pellets 671.7 ± 123.2 μm ; likewise, it was noticed that the size of all found particles fell in a range of 150 to 3,200 μm (Table 1). About

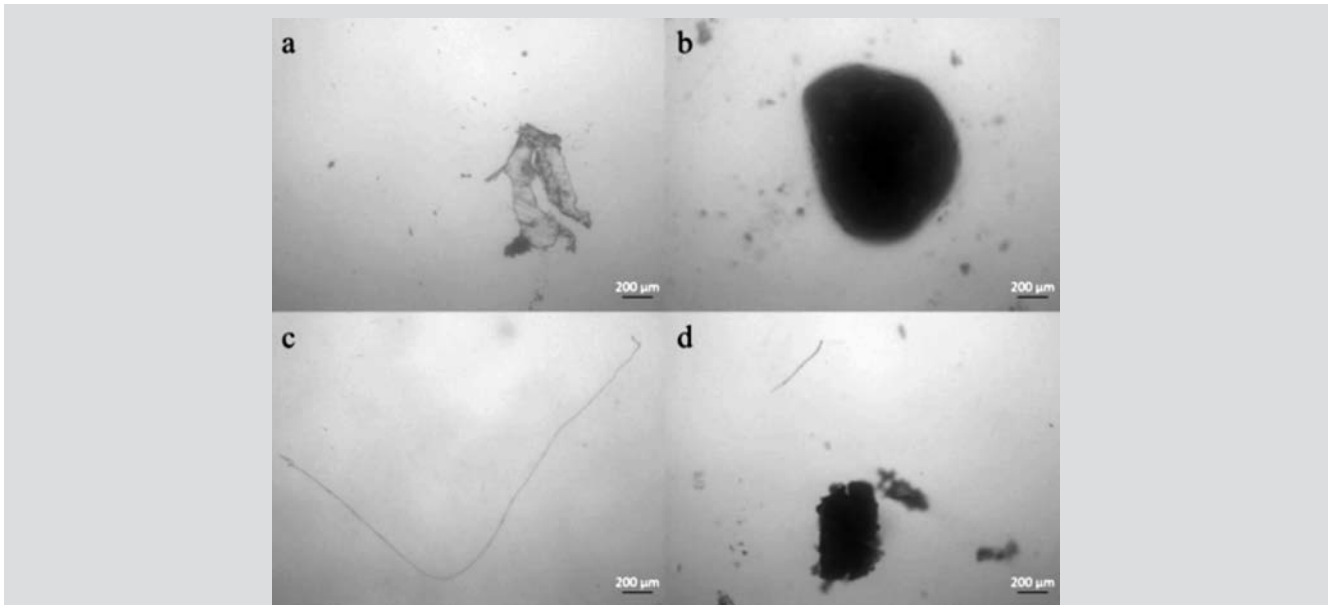


Figura 2. Tipos de microplásticos encontrados en las muestras de sedimento. a) fragmento; b) pellet; c) fibra; d) fragmento y fibra

Figure 2. Types of microplastics found in the sediment samples. a) fragment; b) pellet; c) fiber; d) fragment and fiber.

1253,1 ± 132,7 µm, los fragmentos midieron en promedio 929,1 ± 123,7 µm y los pellets 671,7 ± 123,2 µm; así mismo, se encontró que el tamaño de las todas las partículas encontradas estuvo en un rango de 150 a 3 200 µm (Tabla 1). De las épocas evaluadas, la época de transición presentó la mayor cantidad de microplásticos (425,7 ± 130,6 partículas/kg), mientras que la menor cantidad se evidenció en la época seca (132,0 ± 30,3 partículas/kg). Por otra parte, la mayor cantidad de microplásticos se presentó en el estuario interno (302,2 ± 84,5) (Tabla 2).

the evaluated periods, the transition one showed the largest quantity of microplastics (425.7 ± 130.6 particles/kg), while the lowest quantity was found in the dry season (132.0 ± 30.3 particles/kg). On the other hand, the greatest amount of microplastics was found in the internal estuary (302.2 ± 84.5) (Table 2).

Tabla 1. Tamaños (Promedio ± EE) y rangos de los tipos de microplásticos para los años 2015, 2019 y ambos años.

Table 1. Sizes (Average ± SE) and ranges of the types of microplastics for years 2015, 2019, and both years.

Año / Year		Fragmento / Fragment (µm)	Fibra / Fiber (µm)	Pellet (µm)
2015	Promedio / Average	744.07 ± 116.7	1189.81 ± 178.0	879.15 ± 131.13
	Mínimo / Minimum	150	246.9	633.3
	Máximo / Maximum	1733.3	2383.3	1200
2019	Promedio / Average	1215.11 ± 240.78	1329.93 ± 204.56	395.1 ± 70.32
	Mínimo / Minimum	700	317.5	316.6
	Máximo / Maximum	3200	2833.3	535.4
Ambos años / Both years	Promedio / Average	929.1 ± 123.7	1253.1 ± 132.7	671.7 ± 123.2
	Mínimo / Minimum	150	246.9	316.6
	Máximo / Maximum	3200	2883.3	1200

Para el año 2015, los microplásticos encontrados en sedimento presentaron diferencias significativas en las épocas de estudio [p(PERM) = 0,037], cuya mayor cantidad se registró

By 2015, microplastics found in sediment showed significant differences in the study seasons [p(PERM) = 0.037], which largest amount occurred in the

en la época de lluvia con $362,0 \pm 116,2$ partículas/kg y la menor en época de transición, con $95,4 \pm 33,0$ partículas/kg (Tabla 2). El estuario interno mostró variaciones en la acumulación de microplásticos entre las épocas evaluadas, sin diferencias significativas [$p(\text{PERM}) > 0,05$], donde la menor densidad se originó en la época seca con un promedio de $53,6 \pm 13,9$ partículas/kg y la mayor en la época de lluvia con un promedio de $488,6 \pm 225,4$ partículas/kg. Por otra parte, el estuario externo presentó una mayor acumulación de microplásticos en la época de lluvia, seguida por la época seca y de transición, con promedios de $235,3 \pm 25,7$, $201,5 \pm 114,3$ y $25,7 \pm 8,9$ partículas/kg, respectivamente.

Para el estuario en general se registró un promedio de $194,9 \pm 51,3$ partículas/kg, en el cual predominó la presencia de fibras ($124,2 \pm 41,6$ partículas/kg), seguida por fragmentos ($62,4 \pm 16,8$ partículas/kg) y pellets ($8,3 \pm 4,1$ partículas/kg). En cuanto a la cantidad total de microplásticos, se estimó en el estuario interno y externo de la Bahía de Buenaventura, un total de $3509,5$ partículas/kg para el año 2015, con promedios para el estuario interno y externo de $235,8 \pm 92,4$ y $154,2 \pm 46,9$ partículas/kg respectivamente.

Las mayores contribuciones en las diferencias de la distribución de microplásticos fueron aportadas por las fibras en época seca (54,19 %) y en época de lluvia (86,29 %), y por los fragmentos en época de transición (55,66 %) (SIMPER). Las fibras fueron el elemento de mayor concentración en la época seca y de lluvia para las dos zonas del estuario, seguido por los fragmentos para el estuario interno y externo en la época de lluvia (Figura 3a y 3b); los pellets presentaron poca ocurrencia para las tres épocas en el estuario externo, estando presentes únicamente para la época seca en el estuario interno. Con respecto al tamaño de los microplásticos, las longitudes promedio de las fibras fueron $1189,81 \pm 178,0$ μm y los fragmentos presentaron un tamaño promedio de $744,07 \pm 116,7$ μm (Tabla 1).

Tabla 2. Densidad de microplásticos por épocas y zonas de estuario para el año 2015, 2019 y ambos años según su clasificación (Promedio \pm EE). Los resultados de la prueba Permanova pair-wise test se representan con letras [$p(\text{PERM}) < 0,05$], para los tipos de microplásticos que presentaron diferencias significativas.

Año / Year			Fragmento / Fragment	Fibra / Fiber	Pellet	Total
2015	Época / Season	Seca / Dry	47.3 ± 29.0	69.6 ± 35.6 ab	10.6 ± 7.4	127.5 ± 61.2 ab
		Transición / Transition	47.8 ± 27.6	43.7 ± 24.7 b	3.9 ± 2.4	95.4 ± 33.0 b
		Lluvia / Rain	92.2 ± 32.1	259.4 ± 101.0 a	10.4 ± 10.4	362.0 ± 116.2 a
	Zona / Zone	Interno / Internal	67.9 ± 26.9	163.0 ± 79.0	4.9 ± 4.9	235.8 ± 92.4
		Externo / External	57.0 ± 21.8	85.4 ± 27.1	11.7 ± 6.8	154.2 ± 46.9

rainy season with 362.0 ± 116.2 particles/kg and the lowest one in the transition season, with 95.4 ± 33.0 particles/kg (Table 2). The internal estuary showed variations in the accumulation of microplastics between the evaluated seasons, with no significant differences [$p(\text{PERM}) > 0.05$], where the lowest density occurred in the dry season with an average of 53.6 ± 13.9 particles/kg and the highest one in the rainy season with an average of 488.6 ± 225.4 particles/kg. On the other hand, the external estuary presented higher accumulation of microplastics in the rainy season, followed by the dry and transition seasons, with averages of 235.3 ± 25.7 , 201.5 ± 114.3 and 25.7 ± 8.9 particles/kg, respectively.

For the estuary in general, an average of 194.9 ± 51.3 particles/kg was recorded, where the presence of fibers predominated (124.2 ± 41.6 particles/kg), followed by fragments (62.4 ± 16.8 particles/kg), and pellets (8.3 ± 4.1 particles/kg). Regarding the total amount of microplastics, a total of 3509.5 particles/kg was estimated in the internal and external estuary of the Buenaventura Bay for the year 2015, with averages of 235.8 ± 92.4 and 154.2 ± 46.9 particles/kg for the internal and external estuary respectively.

The largest contributions in the differences of the microplastics distribution were made by fibers in the dry season (54.19 %) and in the rainy season (86.29 %), and by fragments in the transition season (55.66 %) (SIMPER). Fibers were the element with the greatest concentration in the dry season and the rainy season in the two areas of the estuary, followed by fragments in the internal and external estuary in the rainy season (Figure 3a y 3b); pellets showed low occurrence for the three seasons in the external estuary, being present only for the dry season in the internal estuary. Regarding microplastics size, fibers' average lengths were 1189.81 ± 178.0 μm and fragments showed an average size of 744.07 ± 116.7 μm (Table 1).

Table 2. Microplastics density by seasons and estuary areas for the year 2015, 2019 and both years according to their classification (Average \pm SE). Permanova pair-wise test results are shown with letters [$p(\text{PERM}) < 0.05$], for the types of microplastics showing significant differences.

Año / Year			Fragmento / Fragment	Fibra / Fiber	Pellet	Total
2019	Época / Season	Seca / Dry	32.0 ± 20.5	81.6 ± 23.2 b	22.9 ± 8.2	136.5 ± 17.1 b
		Transición / Transition	273.2 ± 131.1	433.6 ± 114.6 a	49.1 ± 33.3	755.9 ± 174.1 a
		Lluvia / Rain	79.3 ± 28.7	89.3 ± 10.4 b	23.9 ± 12.6	186.5 ± 32.7 b
	Zona / Zone	Interno / Internal	86.8 ± 44.3	247.5 ± 94.4	38.4 ± 22.7	368.6 ± 143.8
		Externo / External	169.6 ± 89.5	155.6 ± 55.1	25.5 ± 8.2	350.7 ± 110.7
Ambos años / Both years	Época / Season	Seca / Dry	39.7 ± 17.1	75.6 ± 20.3	16.7 ± 5.6	132.0 ± 30.3 b
		Transición / Transition	160.5 ± 72.3	238.7 ± 81.1	26.5 ± 17.3	425.7 ± 130.6 a
		Lluvia / Rain	85.7 ± 20.6	174.3 ± 54.8	17.2 ± 8.0	274.2 ± 63.3 a
	Zona / Zone	Interno / Internal	77.3 ± 25.2	205.3 ± 60.6	21.6 ± 12.0	302.2 ± 84.5
		Externo / External	113.3 ± 46.7	120.5 ± 31.0	18.6 ± 5.4	252.4 ± 63.0

Por otra parte, para el año 2019, se presentaron diferencias significativas entre épocas [$p(\text{PERM}) = 0,007$], donde la mayor cantidad de microplásticos se registró en la época de transición ($755,9 \pm 174,1$ partículas/kg) y la menor en las épocas seca y de lluvia, con promedios de $136,5 \pm 17,1$ y $186,5 \pm 32,7$ partículas/kg, respectivamente (Tabla 2). El estuario interno tuvo una mayor presencia de microplásticos en la época de transición ($763,4 \pm 354,7$ partículas/kg), seguida por la época de lluvia ($191,0 \pm 63,9$ partículas/kg) y seca ($151,3 \pm 27,4$ partículas/kg). De manera similar, el estuario externo evidenció una acumulación promedio de $748,4 \pm 160,3$ partículas/kg en la época de transición, $181,9 \pm 35,4$ partículas/kg en época de lluvia y finalmente, $121,7 \pm 22,0$ partículas/kg en época seca.

Se encontró un promedio para este año de $359,6 \pm 88,0$ partículas/kg, de las cuales $201,5 \pm 54,2$ partículas/kg correspondieron a fibras, $128,2 \pm 49,5$ partículas/kg a fragmentos y $31,9 \pm 11,8$ a pellets. La cantidad total estimada de microplásticos para ambas zonas del estuario, fue de $6473,3$ partículas/kg. Para este año, las mayores densidades se presentaron en la época de transición para ambas zonas y todos los tipos de microplásticos, a excepción de los pellets en el estuario externo. La segunda mayor densidad de partículas se presentó en época de lluvia en ambas zonas del estuario, a excepción de los pellets en el estuario interno, donde hubo ausencia de los mismos. Las fibras correspondieron al microplástico de mayor presencia para las dos zonas del estuario y todas las épocas evaluadas, salvo en el caso de la época de transición en el estuario externo; no obstante, los fragmentos presentaron mayor acumulación en la época de transición del estuario externo (Figura 3c y d).

Se encontraron diferencias significativas en la densidad de microplásticos entre las épocas [$p(\text{PERM}) = 0,007$]; mientras

On the other hand, by 2019 there were significant differences between seasons [$p(\text{PERM})=0.007$], where the largest amount of microplastics occurred in the transition season (755.9 ± 174.1 particles/kg) and the lowest in the dry and rainy seasons, with averages 136.5 ± 17.1 and 186.5 ± 32.7 particles/kg, respectively (Table 2). The internal estuary showed larger presence of microplastics in the transition season (763.4 ± 354.7 particles/kg), followed by the rainy season (191.0 ± 63.9 particles/kg) and the dry season (151.3 ± 27.4 particles/kg). Likewise, the external estuary showed an average accumulation of 748.4 ± 160.3 particles/kg in the transition season, 181.9 ± 35.4 particles/kg in the rainy season and finally, 121.7 ± 22.0 particles/kg in the dry season.

An average of 359.6 ± 88.0 particles/kg, was found for this year, 201.5 ± 54.2 particles/kg of which corresponded to fibers, 128.2 ± 49.5 particles/kg to fragments and 31.9 ± 11.8 to pellets. The estimated total amount of microplastics for both areas of the estuary was 6473.3 particles/kg. This year, the highest densities occurred in the transition season for both areas and all types of microplastics, except pellets in the external estuary. The second highest particle density occurred in the rainy season in both areas of the estuary, except pellets in the internal estuary, where they were absent. Fibers corresponded to the microplastic with the highest occurrence for both areas of the estuary and all the evaluated seasons, except for the transition season in the external estuary; however, fragments showed higher accumulation in the transition season in the external estuary (Figure 3c and d).

There were significant differences in the microplastics density among seasons [$p(\text{PERM}) = 0.007$]; sampling sites and the interaction between seasons and

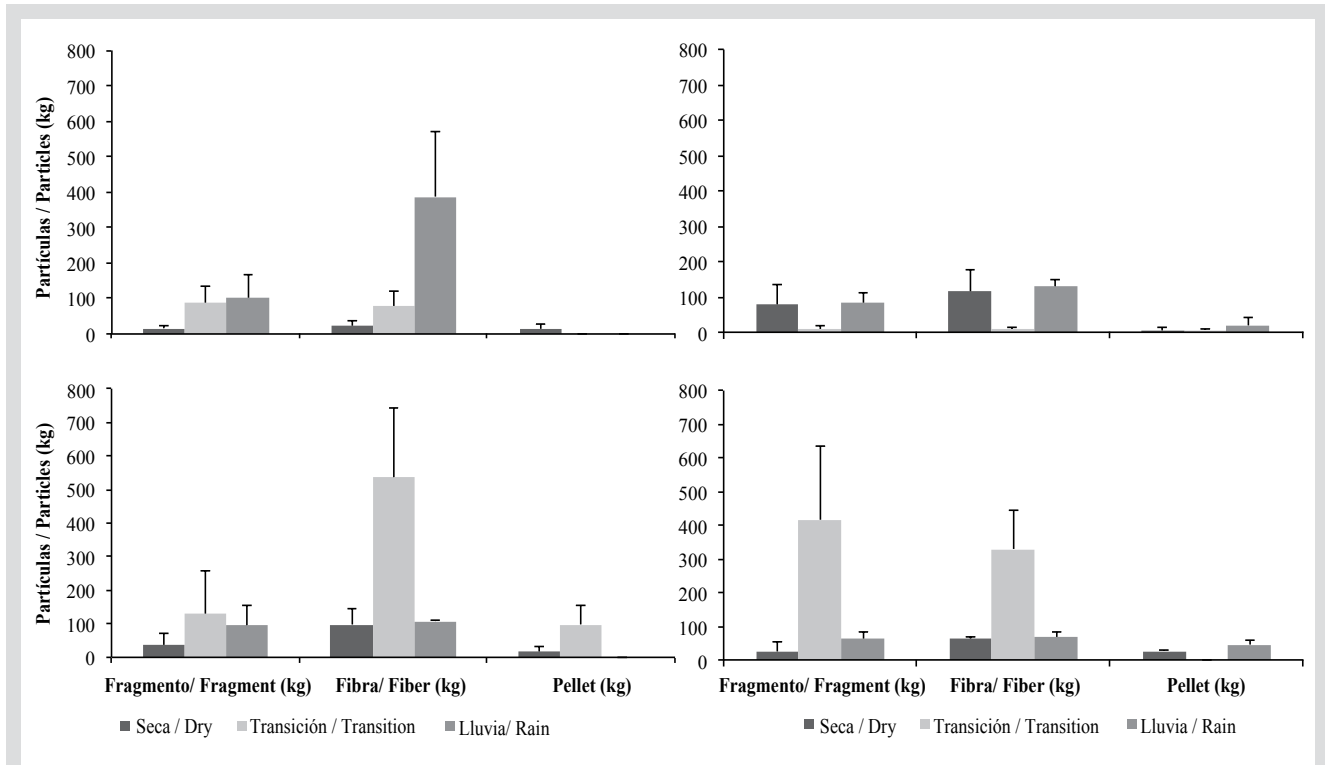


Figura 3. Densidad de microplásticos según su clasificación (Promedio \pm EE). a) estuario interno (EI) en el año 2015; b) estuario externo (EE) en el año 2015; c) estuario interno (EI) en el año 2019; d) estuario externo (EE) en el año 2019.

Figure 3. Microplastics density according to their classification (Average \pm SE). a) internal estuary (EI) in the year 2015; b) external estuary (EE) in the year 2015; c) internal estuary (EI) in the year 2019; d) external estuary (EE) in the year 2019.

los lugares de muestreo y la interacción de épocas y sitios de muestreo no presentaron diferencias [p(PERM) = 0,895 y p(PERM) = 0,997, respectivamente].

En relación a los tamaños de los microplásticos para el año 2019, las fibras presentaron un tamaño promedio mayor, seguido por los fragmentos y pellets (Tabla 1). Las mayores contribuciones en la diferencia de distribución de microplásticos fueron aportadas por las fibras en la época seca (52,46 %) y por fragmentos en época de transición (54,69 %) y lluvia (75,54 %) (SIMPER).

Al evaluar las diferencias entre años, se registró un aumento significativo en la densidad promedio y total de microplásticos de 2015 a 2019 [p(PERM)= 0,038]. Tanto los fragmentos, fibras y pellets presentaron una mayor cantidad acumulada de partículas en el sedimento para el año 2019 (Figura 4), los pellets correspondieron al material que más aumentó respecto a la cantidad encontrada en 2015, seguido de los fragmentos y las fibras, con un incremento de 284,8 %, 105,3 % y 62,2 %, respectivamente. Para ambos años evaluados, las fibras fueron las más abundantes.

sampling sites showed no differences [p(PERM)=0.895 and p(PERM)=0.997, respectively].

Regarding the size of microplastics by 2019, fibers showed greater average size, followed by fragments and pellets (Table 1). The largest contributions in the microplastics' distribution difference was made by fiber in the dry season (52.46 %) and by fragments in the transition season (54.69 %) and rainy season (75.54 %) (SIMPER).

When evaluating the differences between years, a significant increase was noticed in the average and total density of microplastics from 2015 to 2019 [p(PERM)= 0.038]. Fragments, fibers and pellets showed larger accumulated amount of particles in the sediment for 2019 (Figure 4), being pellets the material that increased most with respect to the amount found in 2015, followed by fragments and fibers with increases of 284.8 %, 105.3 % and 62.2 %, respectively. For both evaluated years, fibers were the most abundant.

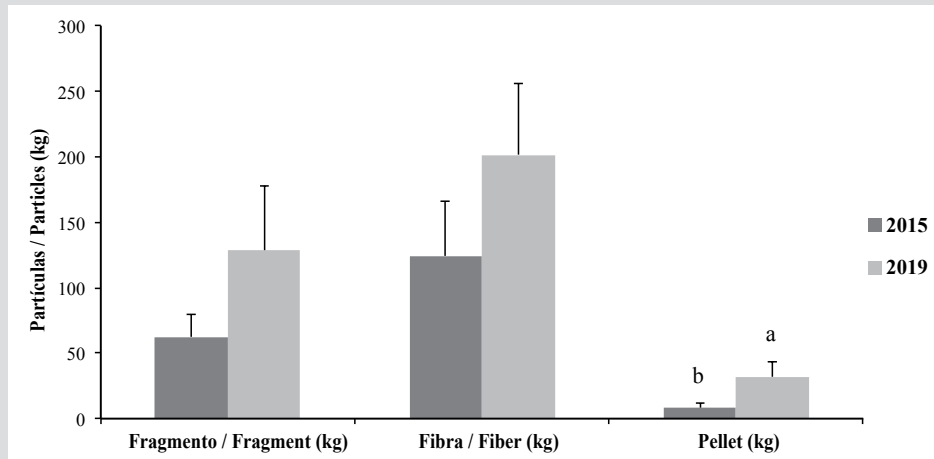


Figura 4. Densidad de los tres tipos de microplásticos registrados para los años 2015 y 2019 (Promedio \pm EE). Los resultados de la prueba permanova pair-wise test se representan con letras [p(PERM)<0.05].

Figure 4. Density of the three types of microplastics recorded for years 2015 and 2019 (Average \pm SE). Permanova pair-wise test results are shown with letters [p(PERM)<0.05].

DISCUSIÓN

La contaminación por microplásticos en sedimentos de la bahía de Buenaventura mostró un incremento de 84,4 % en el promedio de partículas/kg en el año 2019, comparado con el 2015; lo cual puede ser atribuido a la inadecuada disposición de elementos plásticos (macro y/o microplásticos) en zonas circundantes a la bahía como ríos, playas y el mar, donde el sedimento es sumidero de tales contaminantes (Zhang *et al.*, 2020a), y a la lenta degradación de estos residuos, que conllevan un aumento gradual de residuos plásticos en diferentes ambientes marinos (Cole *et al.*, 2011; Gideon y Faggio, 2019). En general, los microplásticos cuantificados en la Bahía de Buenaventura se encuentran dentro de los rangos de densidad registrados por diversos investigadores alrededor del mundo (Tabla 3); mientras que, en Colombia, no se encontraron datos publicados de microplásticos en sedimentos submareales.

El promedio de partículas microplásticas encontradas en el estuario para el 2019 ($359,6 \pm 88,0$ partículas/kg) fue similar a lo encontrado en el estuario Jagir, Indonesia, donde estimaron 345,2 partículas/kg de sedimento (Firdaus *et al.*, 2020) y mayor a lo encontrado en sedimentos de aguas profundas del Océano Pacífico occidental, con una concentración promedio de microplásticos de 240 partículas/kg (Zhang *et al.*, 2020b). Por otra parte, la concentración promedio de microplásticos determinada para suelos del manglar de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano, fue de $2\,745 \pm 1\,978$ partículas/kg (Garcés *et al.*, 2019), cantidad mayor a la encontrada en esta investigación. Los resultados de esta investigación y los otros resultados encontrados, confirman que en áreas submarales de bahías y estuarios e intermareales como playas, ubicadas

DISCUSSION

Microplastics pollution in sediments in the Buenaventura Bay showed an increase of 84.4 % in the particles/kg average in year 2019, compared to 2015; it could be attributed to an inadequate disposal of plastic elements (macro and/or microplastics) in areas surrounding the bay like rivers, beaches, and the sea, where the sediment is the sinkhole of such pollutants (Zhang *et al.*, 2020a), and to the slow degradation of these wastes, which entails a gradual increase of plastic waste in different marine environments (Cole *et al.*, 2011; Gideon and Faggio, 2019). In general, microplastics quantified in the Buenaventura Bay are found within the density ranges recorded by different researchers around the world (Table 3); in Colombia, instead, no published data were found about microplastics in subtidal sediments.

The average of microplastic particles found in the estuary for 2019 (359.6 ± 88.0 particles/kg) was similar to the findings in estuary Jagir, Indonesia, where 345.2 particles/kg of sediment were estimated (Firdaus *et al.*, 2020), and greater than finding in deep water sediments of the western Pacific Ocean, with a microplastics average concentration of 240 particles/kg (Zhang *et al.*, 2020b). On the other hand, the microplastics average concentration determined for the mangrove soil of the Ciénaga Grande de Santa Martha, Colombian Caribbean, was $2,745 \pm 1,978$ particles/kg (Garcés *et al.*, 2019), an amount greater than the one found in this research. This research's results and the other results obtained, confirm that in subtidal areas of bays and estuaries and intertidal areas such as beaches, located near to urban

cerca de entornos urbanos, se concentran en mayor cantidad los microplásticos (Baptista *et al.*, 2019). La cuenca alta del río Dagua concentra una alta proporción de los centros poblados municipales, por lo que aporta la mayor cantidad de aguas domésticas y residuos sólidos de actividades residenciales y productivas al cauce principal del río; adicionalmente, la concentración de población en la cuenca baja ha generado el aumento de residuos sólidos dispuestos directamente en ríos y quebradas (Universidad del Valle, 2016; Aguirre *et al.*, 2017).

Tabla 3. Comparación de la densidad de microplásticos en sedimentos registrados en diferentes estudios.

Ubicación / Location	Año / Year	Partículas / Particles (kg)	Autor / Author
Regiones de Gotland, Gdansk y Bornholm, Mar Báltico / Gotland, Gdansk and Bornholm areas, Baltic Sea	2015-2016	103- 10179	Esiukova <i>et al.</i> , 2020
Mar Amarillo Sur, China / Southern Yellow Sea, China	2019	560-4205	Wang <i>et al.</i> , 2019a
Bahía de Buenaventura, Pacífico, Colombia / Buenaventura Bay, Pacific, Colombia	2015-2019	11-1355	Este estudio / This study
Bahía de Tampa, Estados Unidos / Tampa Bay, USA	2019	40-790	Mceachern <i>et al.</i> , 2019
Costa de Wonorejo y Jagir, Indonesia / Wonorejo and Jagir coast, Indonesia	2020	92-590	Firdaus <i>et al.</i> , 2020
Costa occidental de Mazandaran, sur del Mar Caspio, Irán / Western Coast of Mazandaran, southern Caspian Sea, Iran	2020	25-330	Mehdinia <i>et al.</i> , 2020
Bahía de Vitória, Brasil / Vitória Bay, Brazil	2019	0-126	Baptista <i>et al.</i> , 2019

En general, en el presente estudio, las fibras fueron el tipo predominante de microplástico, con un 63,7 y 56,03 % del total de microplásticos, para los años 2015 y 2019, respectivamente. Lo anterior, está acorde a lo encontrado en sedimentos del estuario de Jagir, Indonesia, donde las fibras comprendieron el 57 % de los microplásticos registrados (Firdaus *et al.*, 2020). Así mismo, las fibras fueron abundantes en los sedimentos del mar de Bering y Chukchi, con 64,4 % de la abundancia total (Mu *et al.*, 2019) y con el 45 % de dominancia de fibras en sedimentos del Océano Pacífico occidental (Zhang *et al.*, 2020b). Los altos contenidos de fibras en los sedimentos se pueden relacionar con fragmentos de nylon de redes de pesca, toallas de limpieza y productos de higiene (Reed *et al.*, 2018), y están correlacionadas con la escorrentía de aguas pluviales, así como con la alta descarga de aguas residuales no tratadas o parcialmente tratadas (Alves *et al.*, 2019). Adicionalmente, las fibras, son el mayor aportante de los efluentes de lavadoras domésticas, ya que una sola prenda de ropa puede producir más de 1 900 fibras por lavado (Dodson *et al.*, 2020). La relación entre la presencia de microplásticos y las aguas residuales puede explicar su mayor acumulación en la parte interna de la bahía, zona más cercana al centro urbano, el puerto y la

environments, microplastics concentrate in greater amounts (Baptista *et al.*, 2019). The upper basin of the Dagua River concentrates a high proportion of the populated municipal centers, so it contributes with the largest amount of domestic waters and solid waste from residential and productive activities into the main channel of the river; in addition, the population concentration in the lower basin has generated an increase of solid waste directly disposed into rivers and streams (Universidad del Valle, 2016; Aguirre *et al.*, 2017).

Table 3. Comparison of microplastics density in sediments found in different research.

In general, fibers were the predominant type of microplastic in this study, with 63.7 and 56.03 % of the total of microplastics, for the years 2015 and 2019 respectively. This conforms to the findings in sediments in the Jagir estuary, Indonesia, where fibers comprised 57 % of the recorded microplastics (Firdaus *et al.*, 2020). Likewise, fibers were abundant in the sediments of Bering and Chukchi Sea, with 64.4 % of the total abundance (Mu *et al.*, 2019), and with 45 % of fibers predominance in sediments in the Western Pacific Ocean (Zhang *et al.*, 2020b). High fiber contents in sediments could be related to fragments of fishing nets nylon, cleaning towels and hygiene products (Reed *et al.*, 2018), and they are correlated to rainwater runoff, as well as to the high discharge of untreated or partially treated wastewater (Alves *et al.*, 2019). In addition, fibers are the greatest contributor to the effluents from household washing machines, because a single clothing item can produce more than 1,900 fibers per wash (Dodson *et al.*, 2020). The relation between the presence of microplastics and wastewater can explain their higher accumulation in the internal part of the Bay, which is closer to the urban center, the harbor and the wastewater discharge. It is necessary to take into account



descarga de aguas residuales. Es necesario tener en cuenta que las fibras son el tipo de microplástico más susceptible a la sobreestimación, aunque en esta investigación la metodología adoptada ayudó a disminuir este riesgo.

La mayor acumulación de microplásticos en el estuario interno encontrada en este estudio, es similar a lo reportado en el mar de Bering, mar de Chukchi y estrecho de Bering (Rusia), donde la abundancia de microplásticos disminuyó gradualmente al alejarse de la desembocadura de los ríos y adentrarse en el mar (Mu *et al.*, 2019). La alta densidad de los microplásticos reportados en la época de transición para el 2019, se pueden atribuir a actividades de dragado realizado en la zona para estas fechas, lo que conduce a cambios drásticos en la topografía del fondo y aumenta la profundidad, y favorece la deposición de partículas como sedimentos finos, material particulado y contaminantes (Rehitha *et al.*, 2017). Por otra parte, la remoción de sedimentos y el oleaje característico del océano Pacífico, las mareas y las corrientes de agua a lo largo del estuario, causan resuspensión de las partículas de microplásticos (Peng *et al.*, 2017), lo cual, junto con los cambios de densidad y flotabilidad de microplásticos por interacción con microorganismos (Zhang *et al.*, 2020b), pueden causar su redistribución, aumentando su abundancia en sedimentos superficiales de los años evaluados.

La época de lluvia presentó una mayor cantidad de partículas de microplásticos depositadas en el sedimento en comparación con la época seca, posiblemente por el mayor arrastre de macro y/o microplásticos por el aumento de la escorrentía, que introduce residuos plásticos depositados en playas, quebradas y ríos al estuario, donde posteriormente son distribuidos en zonas aledañas por acción del oleaje, corrientes y velocidad del viento (Baptista *et al.*, 2019).

Finalmente, la densidad relativamente alta de microplásticos y el considerable aumento a través del tiempo en la Bahía de Buenaventura, plantean una urgente necesidad de abordar esta problemática. En primer lugar, respecto al consumo masivo de macro y microplásticos, que ocasiona un aumento en la demanda y posterior producción en masa del mismo, generando mayores cantidades de residuos que pueden acabar en fuentes hídricas y contaminar ríos, quebradas y el mar. En segundo lugar, en cuanto a la acumulación de este contaminante y su transformación en los ecosistemas marinos, que pueden generar ingesta, bioacumulación y efectos tóxicos en organismos; y en tercer lugar, en cuanto a la reducción del uso de plásticos y la mejora de los sistemas de gestión de residuos sólidos y plantas de tratamiento de aguas residuales, que asegure una disminución de esos y otros contaminantes.

that fibers are the type of microplastic more susceptible of overestimation, although the methodology adopted in this research helped to reduce that risk.

The largest accumulation of microplastics in the internal estuary found in this study is similar to the findings in the Bering Sea, Chikchi Sea and the Bering Strait (Russia), where the abundance of microplastics gradually decreased when moving away from the mouth of the rivers and getting into the sea (Mu *et al.*, 2019). The high density of microplastics reported in the transition season for 2019, could be attributed to dredging activities carried out in the area by these dates, which leads to drastic changes in the bottom topography, increases depth, and favors the settling of particles such as fine sediments, particulate material and pollutants (Rehitha *et al.*, 2017). On the other hand, the removal of sediments and the characteristic swell of the Pacific Ocean, tides and water flows along the estuary, cause resuspension of microplastic particles (Peng *et al.*, 2017), which, together with the density and floatability changes of microplastics due to interaction with microorganisms (Zhang *et al.*, 2020b), may cause their redistribution, so increasing their abundance in superficial sediments in the evaluated years.

The rainy season showed a larger amount of microplastic particles deposited in the sediment compared to the dry season, maybe due to the larger drag of macro and/or microplastics by the increased runoff that introduces plastics deposited in beaches, creeks, and rivers into the estuary, where they are later distributed in surrounding areas under the action of swell, currents and wind speed (Baptista *et al.*, 2019).

Finally, the relatively high density of microplastics and the considerable increase over time in the Buenaventura Bay, pose an urgent need to address this issue. In the first place, regarding the mass consumption of macro and microplastics that produces an increase in their demand and their subsequent production, which generates larger amounts of waste that may end up in water sources and pollute rivers, streams, and the sea. In the second place, regarding the accumulation of this pollutant and its transformation in the marine ecosystems, which may generate ingestion, bioaccumulation and toxic effects in organisms; and in the third place, in terms of reducing the use of plastics, and improving the solid waste management systems and wastewater treatment plants that ensure a reduction in those and other pollutants.

CONCLUSIONES

La abundancia de microplásticos para el año 2015 fue de $194,9 \pm 51,3$ partículas/kg y para el año 2019 de $359,6 \pm 88,0$ partículas/kg, evidenciando un aumento de 84,4 % de microplásticos en cuatro años. Adicionalmente, los microplásticos fueron más abundantes en la época de lluvias que en la época seca, con un aumento considerable en la época de transición del año 2019 probablemente debido a una operación de dragado de la bahía. En cuanto a la distribución espacial, el estuario interno presentó las mayores cantidades de microplásticos, lo cual se pudo originar por la cercanía a desembocaduras de fuentes hídricas, al centro poblado y a las actividades portuarias de la zona. Los microplásticos dominantes correspondieron a fibras, condición que se puede atribuir a actividades pesqueras, inadecuada disposición de elementos textiles y descarga de aguas negras sin tratamiento previo. La contaminación generada por los microplásticos puede causar riesgos y efectos adversos para las comunidades marinas comprometiendo la seguridad alimentaria. De este modo, es necesario identificar las fuentes de contaminación de macro y microplásticos, para así generar su control reduciendo ingreso de estos elementos en los ecosistemas acuáticos.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Universidad Nacional de Colombia, por el apoyo institucional y económico mediante el proyecto “Efectos de operaciones de dragado en la comunidad de organismos estuarinos de la Bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano” código Hermes 34779 y el proyecto “Efectos de los cambios en la calidad del agua en las comunidades de macroinvertebrados y peces del estuario Bahía de Buenaventura” código Hermes 42118. Así mismo, agradecemos al grupo de investigación en Ecología y Contaminación Acuática por el apoyo en el campo y laboratorio.

CONCLUSIONS

The abundance of microplastics for the year 2015 was 194.9 ± 51.3 particles/kg and 359.6 ± 88.0 particles / kg for the year 2019, evidencing an increase of 84.4 % of microplastics in four years. In addition, microplastics were more abundant in the rainy season than in the dry season, with a considerable increase in the transition season of the year 2019, maybe due to a dredging operation in the bay. Regarding the spatial distribution, the internal estuary showed the largest amounts of microplastics, maybe proceeding from the proximity to the water source mouths, to the populated center and the harbor activities in the area. Fibers were the dominant microplastics, condition that can be attributed to fishing activities, inadequate disposal of textile elements and sewage discharge without previous treatment. Pollution generated by microplastics can produce risks and adverse effects for the marine communities compromising the food safety. In this way, it is necessary to identify the pollution sources of macro and microplastics, to generate control on them and reduce entering of these elements into aquatic ecosystems.

ACKNOWLEDGMENTS

The authors thank Universidad Nacional de Colombia for its institutional and financial support for the projects “Effects of dredging operations in the estuary organism communities in the Buenaventura Bay, Colombian Pacific” Hermes code 34779, and for the project “Effect of the changes of water quality in the macroinvertebrates communities and fish of the Buenaventura Bay estuary”, Hermes code 42118. Likewise, we thank the Ecology and Aquatic Pollution research group for its support in the field and in the laboratory.

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Aguirre, M., L. López, F. Bolaños y D. González. 2017. Percepción del paisaje, agua y ecosistemas en la cuenca del río Dagua, Valle del Cauca, Colombia. *Persp. Geogr.*, 22(1): 109–126. <https://doi.org/10.19053/01233769.5402>
- Alves, V., G. Figueiredo and G. Bay. 2019. Microplastic in the sediments of a highly eutrophic tropical estuary. *Mar Pollut Bull.*, 146: 326–335. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.042>
- Anderson, M. 2017. Permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA). *Wiley StatsRef: Stat. Ref. Online*
- Auta, H., C. Emenike and S. Fauziah. 2017. Distribution and importance of microplastics in the marine environment: A review of the sources, fate, effects, and potential solutions. *Environ. Internat.*, 110: 165–176.
- Baptista, J., C. Gaylarde, I. Beech, A. Cardoso, V. da Silva and D. Gomes. 2019. Microplastics and attached microorganisms in sediments of the Vitória bay estuarine system in SE Brazil. *Ocean Coast Manag.* 169:247-253. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.12.030>



- Carbery, M., W. Connor and P. Thavamani. 2018. Trophic transfer of microplastics and mixed contaminants in the marine food web and implications for human health. *Environ. Internat.*, 115:400–409. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.03.007>
- Clarke, K., R. Gorley, P. Somerfield and R. Warwick. 2014. *Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation* 3rd edition.
- Cole, M., P. Lindeque, C. Halsband and T. Galloway. 2011. Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Mar Pollut Bull.*, 62(12): 2588–2597. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>
- de Sá, L., M. Oliveira, F. Ribeiro, T. Lopes and M. Norman. 2018. Studies of the effects of microplastics on aquatic organisms : What do we know and where should we focus our efforts in the future ? *Sci Total Environ.*, 645: 1029–1039. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.207>
- Dodson, G., A. Shotorban, P. Hatcher, D. Waggoner, S. Ghosal and N. Nofke. 2020. Microplastic fragment and fiber contamination of beach sediments from selected sites in Virginia and North Carolina, USA. *Mar Pollut Bull.*, 151: 110869. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110869>
- Duque, G., D. Gamboa-García, A. Molina and P. Cogua. 2020. Effect of water quality variation on fish assemblages in an anthropogenically impacted tropical estuary, Colombian Pacific. *Environ Sci Pollut Res Int.* <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08971-2>
- Esiukova, E., M. Zobkov and I. Chubarenko. 2020. Data on microplastic contamination of the Baltic Sea bottom sediment samples in 2015 e 2016. *Data in Brief.*, 28:104887. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2019.104887>
- Firdaus, M., Y. Trihadiningrum and P. Lestari. 2020. Microplastic pollution in the sediment of Jagir Estuary, Surabaya City, Indonesia. *Mar Pollut Bull.*, 150: 110790. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110790>
- Gamboa-García, D., G. Duque, P. Cogua and J. Marrugo-Negrete. 2020. Mercury dynamics in macroinvertebrates in relation to environmental factors in a highly impacted tropical estuary: Buenaventura Bay, Colombian Pacific. *Environ Sci Pollut Res Int.*, 27(4): 4044–4057. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06970-6>
- Gamboa, D., G. Duque y P. Cogua. 2018. Dinámica de la estructura y composición de macroinvertebrados y su relación con las variables ambientales en la bahía de Buenaventura. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras.*, 47(1): 67–83.
- Garcés, O., V. Castillo, A. Granados, L. Blandón and L. Espinosa. 2019. Marine litter and microplastic pollution on mangrove soils of the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombian Caribbean. *Mar Pollut Bull.*, 145(2): 455–462. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.058>
- Gideon, C. y C. Faggio. 2019. Microplastics in the marine environment: Current trends in environmental pollution and mechanisms of toxicological profile. *Environ. Toxicol. Pharmacol.*, 68: 61–74. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2019.03.001>
- Guo, X., y Wang, J. 2019. The chemical behaviors of microplastics in marine environment : A review. *Mar Pollut Bull.*, 142: 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.019>
- Guzzetti, E., A. Sureda, S. Tejada y C. Faggio. 2018. Microplastic in marine organisms: Environmental and toxicological effects. *Environ. Toxicol. Pharmacol.*, 64: 164–171. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2018.10.009>
- Invemar. 2017. Protocolo de muestreo y análisis de microplásticos en aguas marinas superficiales, sedimentos de playas y tracto digestivo de peces. Componente 5: Diagnóstico de microplásticos en zonas costeras de Colombia, Resolución 646 MinAmbiente. Santa Marta. 21p
- Karbalaei, S., A. Golieskardi, H.B. Hamzah, S. Abdulwahid, P. Hanachi, T. Walker and A. Karami. 2019. Abundance and characteristics of microplastics in commercial marine fish from Malaysia. *Mar Pollut Bull.*, 148: 5–15. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.07.072>
- Krishnapriya, P., M. Minu, R. Hershey, S. Nandan and K. Krishnan. 2019. Inter fjord variations as a key contributor in the meiobenthic faunal distribution in the Arctic Kongsfjord, Svalbard. *Reg Stud Marine Sci.*, 32: 100817. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.100817>
- Lehtiniemi, M., S. Hartikainen, P. Näkki, J. Engström-Öst, A. Koistinen, A. and O. Setälä. 2018. Size matters more than shape: Ingestion of primary and secondary microplastics by small predators. *Food Webs*, 17: e00097. <https://doi.org/10.1016/j.fooweb.2018.e00097>
- Lobo-Guerrero, A. 1993. Hidrología e hidrogeología de la región Pacífica colombiana: 1-16. In Leyva, P. (Ed.) Colombia – Pacífico, Tomo I, Fondo para la Protección del Medio Ambiente “José Celestino Mutis”, FEN Colombia, Bogotá. 12 p.
- Martínez, O., A.E. Molina y G. Duque. 2019. Influencia de la materia orgánica en la abundancia de poliquetos (Annelida: Polychaeta) de la bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano. *Ciencias del mar - Una mirada desde la Universidad Nacional de Colombia*. Colombia: Editorial Universidad Nacional de Colombia, Bogotá. 25 p.
- Masura, J., J. Baker, G. Foster, C. Arthur, and C. Herring. 2015. Laboratory methods for the analysis of microplastics in the marine environment: Recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments. NOAA, Silver Spring. 31.
- Matsuguma, Y., H. Takada, H. Kumata, H. Kanke, S. Sakurai, T. Suzuki and B. Newman. 2017. Microplastics in sediment cores from Asia and Africa as Indicators of temporal trends in plastic pollution. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 73(2): 230–239. <https://doi.org/10.1007/s00244-017-0414-9>
- Mceachern, K., H. Alegria, A. Kalagher, C. Hansen, S. Morrison and D. Hastings. 2019. Microplastics in Tampa Bay , Florida : Abundance and variability in estuarine waters and sediments *Mar Pollut Bull.*, 148: 97–106. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.07.068>
- Mehdinia, A., R. Dehbandi, A. Hamzehpour and R. Rahnama. 2020. Identification of microplastics in the sediments of southern coasts of the Caspian Sea, north of Iran. *Environ. Poll.*, 258: 113738. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113738>
- Molina, A., G. Duque and P. Cogua. 2020. Influences of environmental conditions in the fish assemblage structure of a tropical estuary. *Mar Biodivers.*, 50: 5. <https://doi.org/10.1007/s12526-019-01023-0>

- Mu, J., L. Qu, F. Jin, S. Zhang, C. Fang and X. Ma. 2019. Abundance and distribution of microplastics in the surface sediments from the northern Bering and Chukchi Seas. *Environ. Poll.*, 245: 122–130. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.097>
- Otero, L. 2005. Aplicación de un modelo hidrodinámico bidimensional para describir las corrientes y la propagación de la onda de marea en la bahía de Buenaventura. *Bol. Cient. CCCP*, 12: 9–21. https://doi.org/10.26640/01213423.12.9_21
- Palacios, M., J. Cantera and E. Peña. 2019. Carbon stocks in mangrove forests of the Colombian Pacific. *Estuar Coast Shelf Sci.*, 227: 106299. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.106299>
- Peng, G., B. Zhu, D. Yang, L. Su, H. Shi and D. Li. 2017. Microplastics in sediments of the Changjiang Estuary, China. *Environ. Poll.*, 225: 283–290. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.12.064>
- Peng, L., D. Fu, H. Qi, C. Lan, H. Yu and C. Ge. 2020. Micro- and nano-plastics in marine environment: Source, distribution and threats — A review. *Sci Total Environ.*, 698: 134254. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134254>
- Prata, J., J. da Costa, A. Duarte and T. Rocha-Santos. 2019. Methods for sampling and detection of microplastics in water and sediment: A critical review. *Trends Analyt. Chem.*, 110: 150–159. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.10.029>
- Reed, S., M. Clark, R. Thompson and K.A. Hughes. 2018. Microplastics in marine sediments near Rothera Research Station, Antarctica. *Mar Pollut Bull.*, 133: 460–463. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.05.068>
- Rehitha, T., N. Ullas, G. Vineetha, P. Benny, N. Madhu and C. Revichandran, C. 2017. Impact of maintenance dredging on macrobenthic community structure of a tropical estuary. *Ocean Coast. Manag.*, 144: 71–82. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.04.020>
- Ribeiro, I., A. Filippo and L. Neves do Santos. 2019. Influence of salinity, temperature and photoperiod on eye asymmetry of *Amphirion ocellaris* larvae. *Aquaculture.*, 73497. <https://doi.org/10.1016/j.neet.2019.104203>
- Saley, A., A. Smart, M. Bezerra, T. Burnham, L. Capece, L. Lima and S. Morgan. 2019. Microplastic accumulation and biomagnification in a marine reserve situated in a sparsely populated area. *Mar. Pollut. Bull.*, 146: 54–59. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.05.065>
- Sañé, E., A. Valente, F. Fatela, M. Cabral, C. Beltrán and T. Drago. 2019. Assessment of sedimentary pigments and phytoplankton determined by CHEMTAX analysis as biomarkers of unusual upwelling conditions in summer 2014 off the SE coast of Algarve. *J. Sea Res.*, 146: 33–45. <https://doi.org/10.1016/j.jsea.2019.05.005>
- Tafurt, D. 2020. Influencia de las condiciones ambientales en la ecología trófica y presencia de microplásticos en tres especies de lenguados de la familia Achiridae en la bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano. Trabajo Grado, Universidad Nacional de Colombia, sede Palmira. 25 p.
- Universidad del Valle. 2016. Informe avance final marco teórico y metodológico actividad 1. Proyecto de investigación Estrategias para la recuperación y manejo integrado del recurso hídrico en las cuencas del Cauca y Dagua, en el Valle del Cauca. 34 p.
- Van Cauwenberghe, L., L. Devriese, F. Galgani, J. Robbins and C. Janssen. 2015. Microplastics in sediments: A review of techniques, occurrence and effects. *Mar. Environ. Res.*, 111: 5–17. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.06.007>
- Vega, L., V. Cantillo and J. Arellana. 2019. Assessing the impact of major infrastructure projects on port choice decisions: The Colombian case. *Transp. Res. Part A.*, 120: 132–148. <https://doi.org/10.1016/j.tra.2018.12.021>
- Walters, K. and L. Coen. 2006. A comparison of statistical approaches to analyzing community convergence between natural and constructed oyster reefs. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.*, 330(1): 81–95. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2005.12.018>
- Wang, J., M. Wang, S. Ru and X. Liu. 2019a. High levels of microplastic pollution in the sediments and benthic organisms of the South Yellow Sea, China. *Sci. Total Environ.*, 651: 1661–1669. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.007>
- Wang, W., H. Gao, S. Jin, R. Li and G. Na. 2019b. The ecotoxicological effects of microplastics on aquatic food web, from primary producer to human: A review. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 173: 110–117. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.01.113>
- Wessel, C., G. Lockridge, D. Battiste and J. Cebrian. 2016. Abundance and characteristics of microplastics in beach sediments: Insights into microplastic accumulation in northern Gulf of Mexico estuaries. *Mar. Pollut. Bull.*, 109(1): 178–183. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.002>
- Yao, P., B. Zhou, Y. Lu, Y. Yin, Y. Zong, M. Chen and Z. Donnell. 2019. A review of microplastics in sediments: Spatial and temporal occurrences, biological effects, and analytic methods. *Quat. Int.*, 519: 274–281. <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2019.03.028>
- Zhang, D., Y. Cui, H. Zhou, C. Jin, X. Yu, Y. Xu and Y. Li. 2020a. Microplastic pollution in water, sediment, and fish from artificial reefs around the Ma'an Archipelago, Shengsi, China. *Sci Total Environ.*, 703: 134768. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134768>
- Zhang, D., X. Liu, W. Huang, J. Li, C. Wang, D. Zhang and C. Zhang. 2020b. Microplastic pollution in deep-sea sediments and organisms of the Western Pacific Ocean. *Environ. Pollut.*, 259: 113948. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.113948>

RECIBIDO/RECEIVED: 02/06/2020

ACEPTADO/ACCEPTED: 20/11/2020



Implementación de un protocolo de gestión de riesgo por presencia de ficotoxinas en la laguna de Baconao, Santiago de Cuba

Implementation of a risk management protocol for phycotoxins occurrence in the Baconao Lagoon, Santiago de Cuba

Liliana Gómez Luna^{1*}, Alejandro Zapata Palanqué², Zelma Celia Corona Ochoa²

0000-0002-1282-3392

0000-0002-9341-5437

0000-0001-8086-7832

Yailyn Álvarez Arencibia², José Antonio Bouza Alonso³, Alberto Beyris Mazar⁴

0000-0003-4597-4098

0000-0002-5554-4107

0000-0003-1753-8299

1. Centro Nacional de Electromagnetismo Aplicado (CNEA). Ave. de Las Américas s/n Esqu. I. Campus J. A. Mella, Universidad de Oriente, Santiago de Cuba, Cuba. lilianag@uo.edu.cu*
 2. Delegación del Ministerio de Ciencia Tecnología y Medioambiente (CITMA), Santiago de Cuba, Cuba.
 3. Empresa de Flora y Fauna. Delegación Santiago de Cuba, Santiago de Cuba, Cuba.
 4. Centro Oriental de Ecosistemas y Biodiversidad (BIOECO), Santiago de Cuba, Cuba.
- * Autor de correspondencia

RESUMEN

La laguna de Baconao es una laguna tropical costero-litoral, con constantes perturbaciones antrópicas y naturales; escenario que favorece la eutrofización, con tendencia a la proliferación del fitoplancton. El desarrollo de esta investigación comienza con un registro de muerte masiva de peces en la laguna, en mayo de 2017, siendo el objetivo principal documentar la implementación de un protocolo de gestión del riesgo por contaminación con ficotoxinas, adaptado a las condiciones del ecosistema, a partir de la caracterización de la situación de riesgo, enfocado a la mitigación y prevención de impactos negativos. Se confirma la existencia de una Floración Algal Nociva (FAN) mixta en remisión, con implicaciones negativas en todo el ecosistema, así como la presencia de células vivas de *Gymnodinium* sp., *Karlodinium micrum*, y abundantes restos de células de otros dinoflagelados; altos valores de clorofila *a*, con una concentración máxima de $20,37 \pm 0,04 \mu\text{gL}^{-1}$; bajos valores de oxígeno disuelto y elevada contaminación bacteriana, con predominio de cianobacterias. Se documenta la implementación de un protocolo de gestión del riesgo con importantes pautas metodológicas a seguir para el manejo de similares eventos de riesgo, donde la alianza intersectorial constituyó un factor clave de éxito.

PALABRAS CLAVE: Cianobacterias, Floraciones Algales Nocivas (FAN), *Gymnodinium* sp., *Karlodinium micrum*, Laguna de Baconao.

ABSTRACT

The Baconao Lagoon is a tropical, coastal and littoral ecosystem which receives continuous natural and human perturbations; favoring the eutrophication process, and consequently, the phytoplankton proliferation. The starting point of this research begins with a massive fish kill report into the lagoon on May 2017, being the main objective to document the implementation of a risk management protocol for the phycotoxin presence, adapted to the ecosystem conditions, considering the characterization of the risk event, focusing on mitigation and prevention of negative impacts. The presence of a mix Harmful Algal Bloom (HAB) in remission was confirmed, with negative implications to the entire ecosystem. It was identified the presence of abundant motile cells of *Gymnodinium* sp., *Karlodinium micrum* and dinoflagellate cells rests, as well as high values of chlorophyll *a*, being the highest concentration $20.37 \pm 0.04 \mu\text{gL}^{-1}$; low values of dissolved oxygen, and an important bacterial contamination, with the dominance of cyanobacteria. The implementation of a risk management protocol was documented with important methodological guidelines to follow to the management of similar risk events, where the intersectoral alliance performs a key success factor

KEYWORDS: Cyanobacteria, Harmful Algal Bloom (HAB), *Gymnodinium* sp., *Karlodinium micrum*, Baconao Lagoon.

DOI: <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2021.50.1.980>

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 desarrollo socioeconómico de las ciudades costeras produce un impacto negativo significativo sobre la calidad de los recursos y servicios que ofrecen los ecosistemas. Especialmente las bahías y lagunas costeras constituyen ecosistemas en conflicto, ya que sirven como receptores de residuales, lo que les hace ser sistemas muy vulnerables al estar sometidos a una gran presión antrópica y a un acelerado ritmo de deterioro (Gómez, 2013), a la vez que desde el punto de vista estético juegan un papel relevante, constituyendo elementos clave de la paisajística local. Estos ecosistemas sustentan actividades turísticas y recreativas, así como el desarrollo de numerosas industrias y actividades costero-dependientes relacionadas con la comunicación, el turismo y el comercio marítimo.

La eutrofización es uno de los mayores problemas que enfrentan los ecosistemas acuáticos, entendida ésta como el proceso natural y/o antropogénico que consiste en el enriquecimiento de las aguas con nutrientes, a un ritmo tal que no puede ser compensado por la mineralización total. De esta manera la descomposición del exceso de materia orgánica produce una disminución progresiva del oxígeno disuelto, con implicaciones en la trama trófica y la salud ecosistémica. Las aguas eutróficas tienen un alto nivel de productividad y de biomasa en todos los niveles tróficos, favoreciendo la proliferación de algas; las aguas profundas se tornan pobres en oxígeno y hay un crecimiento intenso de las plantas acuáticas (Arce, 2006). Lo anterior impacta negativamente los servicios ecosistémicos, afectando los distintos usos que el hombre hace de éstos.

Entre los efectos colaterales de la eutrofización pueden mencionarse las Floraciones Algales Nocivas (FAN); eventos naturales multicausales, cada vez más registrados a nivel mundial en aguas superficiales (Carmichael, 2001; Anderson *et al.*, 2008; Alawadi, 2010; Verity, 2010; Calandrino y Paerl, 2011), cuya diversidad e impacto representan un reto para el manejo de recursos costeros amenazados (Anderson, 2004).

Los organismos fitoplanctónicos causales de FAN incluyen dinoflagelados, cianobacterias, diatomeas y otros grupos del fitoplancton (prymnesiophytas y raphidophytas) de menor importancia. De manera general, existen los que producen toxinas y por lo tanto, pueden contaminar los alimentos marinos o producir mortandad de peces, y los que no las producen pero causan otros efectos nocivos, tales como mortandad de organismos por anoxia, mortandad de peces por daño físico a sus branquias u otros órganos, y producción

INTRODUCTION

The socio-economic development of coastal cities produces a significant negative impact on the quality of the resources and services offered by ecosystems. In particular, bays and coastal lagoons constitute conflicted ecosystems since they act as waste receptors, which makes them very vulnerable, given that they are subjected to a high anthropic pressure and an accelerated pace of deterioration (Gómez, 2013). At the same time, these ecosystems play a relevant role in constituting key elements of the local landscape. They support touristic and recreational activities, as well as the development of numerous coast-dependent industries and activities related with communication, tourism, and maritime trade.

Eutrophication is one of the most serious problems faced by aquatic ecosystems, and it is understood as the natural or anthropogenic process consisting of enriching water with nutrients at such a pace that it cannot be compensated by total mineralization. In this way, the decomposition of the excess organic matter produces a gradual decrease in dissolved oxygen, with implications for the trophic web and ecosystem health. Eutrophic waters have a high productivity and biomass content on all trophic levels, thus favoring the proliferation of algae; deep waters become oxygen-poor, and there is an intense growth in aquatic plants (Arce, 2006). The above has a negative impact on ecosystem services, thus affecting humanity's different uses for them.

Among the collateral effects of eutrophication, Harmful Algal Blooms (HAB) can be mentioned. These are natural, multicausal events that are increasingly being reported worldwide in surface waters (Carmichael, 2001; Tomlinson *et al.*, 2006; Anderson *et al.*, 2008; Alawadi, 2010; Verity, 2010; Calandrino and Paerl, 2011), whose diversity and impact represent a challenge for the management of threatened coastal resources (Anderson, 2004).

Phytoplanktonic organisms that cause HAB include dinoflagellates, cyanobacteria, diatoms and other phytoplankton groups (prymnesiophyta and raphidophyta) with less relevance. There are generally those that produce toxins and therefore may contaminate seafood or produce fish mortality, and those that do not produce them but have other harmful effects, such as organism mortality by anoxia, fish mortality by physical damage to their gills or other organs, and production of mucilage or other metabolites that affect the environmental quality (Carreto *et al.*, 2007).

de mucílagos u otros metabolitos que afectan la calidad del ambiente (Carreto *et al.*, 2007). La mayor parte de las especies están asociadas a los eventos no tóxicos, mientras que solo unas pocas docenas producen toxinas (Anderson, 2004).

En Cuba, las FAN constituyen un problema que necesita ser aún más estudiado, si bien en el oriente cubano han sido objeto de investigación desde 2001 en varios ecosistemas, destacando las bahías de Santiago de Cuba y Guantánamo (Gómez *et al.*, 2001, 2006, 2007, 2014; Gómez, 2007; CITMA, 2011), el río San Juan (Echavarría *et al.*, 2002), reservorios de agua de abasto a la población (Gómez *et al.*, 2010, 2011; Rodríguez-Tito *et al.* 2017), y desde 2011, la laguna de Baconao.

La laguna de Baconao es una laguna tropical costero-litoral, ubicada en la costa suroriental de Cuba; separada del mar por un cordón litoral y un canal estrecho, con altos niveles de azolvamiento debido a constantes perturbaciones antrópicas y naturales. Dichas características imponen al ecosistema una dinámica que afecta el tiempo de residencia del agua, y por tanto, el gradiente de gases y nutrientes, la productividad primaria y la producción orgánica total. Este escenario favorece la eutrofización, con tendencia a la proliferación de especies fitoplanctónicas, que encuentran en estas aguas las condiciones tróficas, de iluminación y temperatura ideales. Las FAN han ocurrido en este ecosistema de forma recurrente desde 2011, acompañadas de discoloración de las aguas y muerte de peces en 2011, 2012, 2014 y 2017, identificándose en todos los casos la presencia de dinoflagelados tóxicos (Gómez *et al.*, datos no publicados). La presencia recurrente de indicadores de riesgo hacen que este ecosistema necesite un sistema de control y seguimiento que permita tomar medidas efectivas, siendo importante el desarrollo de una cultura temprana a través de la percepción, que permita comprender el riesgo de manera integrada (Gómez, 2013). El desarrollo de esta investigación comienza con un registro de muerte masiva de peces en la laguna de Baconao en mayo de 2017; ante esta situación la Delegación del Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medioambiente (CITMA) en Santiago de Cuba, toma la decisión de convocar a la Empresa Flora y Fauna, perteneciente al Ministerio de la Agricultura, con responsabilidad en el manejo del ecosistema; y al Laboratorio de Ecotoxicología y Servicios Ambientales (LESA), perteneciente al Centro Nacional de Electromagnetismo Aplicado (CNEA), entidad de ciencia e innovación tecnológica (ECIT) adscrita a la Universidad de Oriente, Santiago de Cuba, Cuba, con experiencia en la caracterización y manejo de FAN.

Most species are associated with non-toxic events, whereas a few dozen produce toxins (Anderson, 2004).

In Cuba, HAB constitute a problem that requires further study, although they have been research subject in eastern Cuba since 2001 in several ecosystems, among which Santiago de Cuba and Guantánamo bays stand out (Gómez *et al.*, 2001, 2006, 2007, 2009, 2014; Gómez, 2007; CITMA, 2011), as well as the San Juan river (Echavarría *et al.*, 2002), water reservoirs to drinking water supply (Gómez *et al.*, 2010, 2011; Rodríguez-Tito *et al.* 2017), and, since 2011, the Baconao Lagoon.

The Baconao Lagoon is a tropical, coastal-littoral lagoon located on the southwestern coast of Cuba; separated from the sea by a coastal barrier and a narrow channel with a high siltation level due to constant anthropic and natural disturbances. These characteristics impose dynamics on the ecosystem which affect the water residence time and, therefore, the gas and nutrient gradient, primary productivity, and total organic production. This scenario favors eutrophication, with a tendency for the proliferation of phytoplankton species, which find the ideal trophic, light, and temperature conditions in these waters. HAB have repeatedly occurred in this ecosystem since 2011, together with water discoloration and fish kills in 2011, 2012, 2014, and 2017, along with the identification of the presence of toxic dinoflagellates in all cases (Gómez *et al.* unpublished data). The recurring presence of risk indicators cause this ecosystem to need a control and monitoring system that allows taking effective measures, along with the development of an early culture through the perception, which allows for an integrated understanding of the risk (Gómez, 2013). The development of this research starts with a report involving the massive fish kills in the Baconao Lagoon in May of 2017. In light of this situation, the Delegation of the Ministry of Science, Technology, and Environment (CITMA) in Santiago de Cuba decides to summon the Flora y Fauna enterprise, belonging to the Ministry of Agriculture, in charge of managing the ecosystem; as well as the Ecotoxicology and Environmental Services Laboratory (LESA), belonging to the National Center for Applied Electromagnetism (CNEA), a science and technological innovation entity (ECIT), associated with Universidad de Oriente, Santiago de Cuba, Cuba, with experience in HAB characterization and management.

The general objective of this study consists of establishing the scientific and methodological basis for

El objetivo general de este estudio consiste en establecer las bases científicas y metodológicas para la implementación de un protocolo de gestión del riesgo por contaminación con ficotoxinas marinas, adaptado a las características del ecosistema, estableciendo pautas metodológicas para su generalización. Se consideran como objetivos específicos: 1) caracterizar la situación de riesgo que dio origen al evento, 2) definir el procedimiento específico para la toma de decisiones, y 3) definir la metodología necesaria para la implementación del protocolo.

ÁREA DE ESTUDIO

La laguna de Baconao está localizada en el municipio Santiago de Cuba, a unos sesenta kilómetros de la ciudad (Latitud: 19,9097°, Longitud: -75,4667°) (Figura 1). Este es un ecosistema semicerrado con una superficie aproximada de 4 km², que recibe la influencia del río Baconao y el influjo de las mareas, con una heterogeneidad espacial visible y una profundidad media de 6 m. La laguna se ubica en los límites de la Reserva de la Biosfera homónima, situada en el macizo montañoso Sierra Maestra, con categoría 2 según el Sistema de Categorías de la UICN y clasificada como Área Protegida de Recursos Manejados (CNAP, 2004).

La laguna es un biotopo frágil, vulnerable a eventos extremos como huracanes, sequías, abundantes lluvias, aumento de la irradiación solar por pérdida de cobertura vegetal, alterándose no solo parámetros fisicoquímicos, sino la trama ecológica del acuatorio. Esta laguna sostiene una importante diversidad biológica, con elementos destacados como los manglares circundantes, afectados por variables ambientales y por la presión antrópica, por lo que han sido seleccionados como objetos de conservación (Figueredo y Acosta, 2008). El nivel de afectación antrópica que han recibido los manglares del área se debe fundamentalmente al vertimiento de residuales líquidos y sólidos, producidos por las comunidades cercanas, y la actividad turística, con implicaciones en sus procesos fisiológicos. Asimismo, la pérdida de hábitat, que se manifiesta en la reducción del área ocupada, es la amenaza que más afecta a los manglares, lo que se asocia fundamentalmente con la tala para la conversión de los sitios en zonas turísticas (Figueredo y Acosta, 2008), entre otros usos, observándose una disminución de la superficie total de la laguna.

Entre los principales usos del ecosistema se encuentra el recreacional, asociado a actividades de paseo y visualización; actividades de conservación, agricultura, así como la cría y reproducción del delfín *Tursiops truncatus*

the implementation of a risk management protocol for the contamination with marine phycotoxins, which is adapted to the ecosystem's features by establishing methodological guidelines for its generalization. The following are considered as specific objectives: 1) to characterize the risk situation that cause the event, 2) to define the specific procedure for decision making, and 3) defining the necessary methodology for the implementation of the protocol.

AREA OF STUDY

The Baconao Lagoon is located in the municipality of Santiago de Cuba, about sixty kilometers away from the city (Latitude: 19,9097°, Longitude: -75,4667°) (Figure 1). It is a semi-closed ecosystem with an approximate surface area of 4 km², which is influenced by the Baconao river and the tides influx, with a visible spatial heterogeneity and a mean depth of 6 m. The lagoon is located at the boundary of the biosphere reservation with the same name, in the Sierra Maestra mountain range, and it belongs to category 2 according to the UICN's Category System. It is classified as a Protected Area of Managed Resources (CNAP, 2004).

The lagoon is a fragile biotope, vulnerable to extreme events such as hurricanes, droughts, abundant rains, and increases in solar irradiation due to vegetation cover loss, which not only alters its physicochemical parameters, but also the ecological interactions of the aquatic habitats. This lagoon holds a significant biological diversity, with prominent elements such as the surrounding mangroves, affected by environmental variables and anthropic pressure, which is why they have been selected as objects of conservation (Figueredo and Acosta, 2008). The degree of anthropic-related effects that the mangroves in the area have received is fundamentally due to the dumping of solid and liquid wastes produced by the nearby communities and touristic activities, with implications for the physiological processes of this ecosystem. Similarly, the loss of habitat, which is evidenced by the reduction of the occupied area, is the threat that most affects the mangroves, which is fundamentally associated with logging activities to turn the sites into tourist zones (Figueredo and Acosta, 2008), among other uses, where a decrease in the total surface of the lagoon is observed.

Among the main uses of the Baconao Lagoon's ecosystem are recreational activities related to walks and sightseeing, as well as preservation activities, agriculture, and the breeding and reproduction of the dolphin *Tursiops truncatus* (an introduced species), which adds another

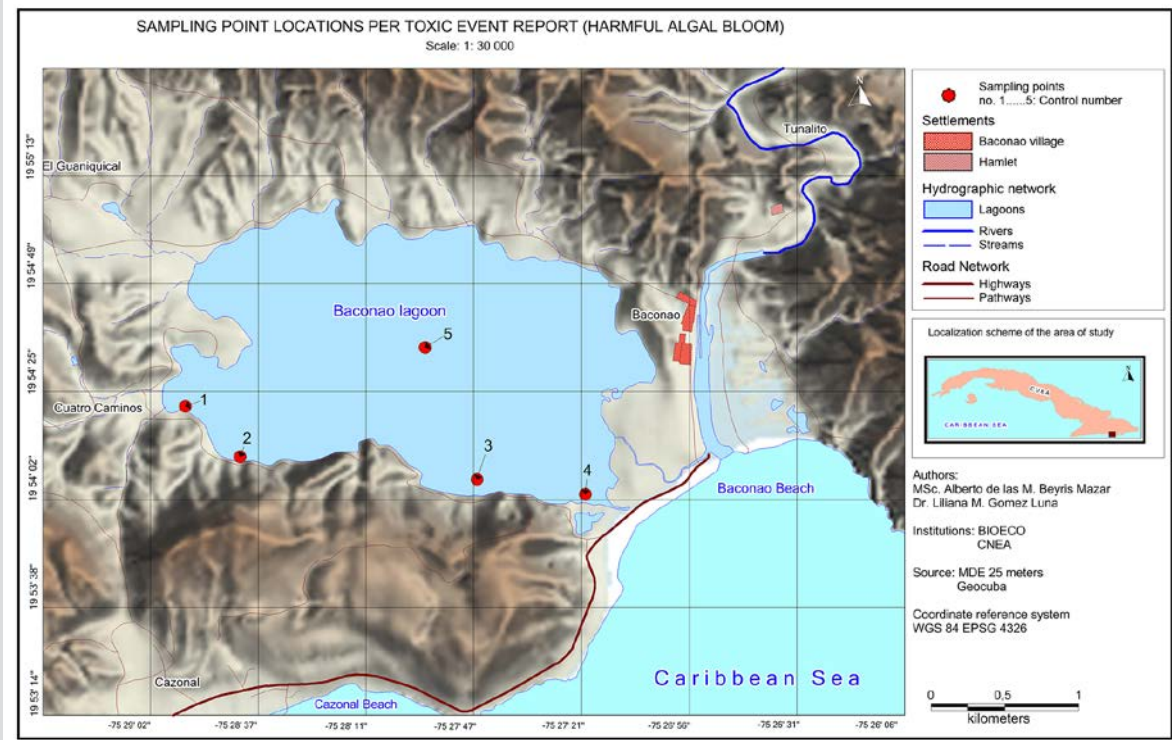


Figura 1. Laguna de Baconao y ubicación de los puntos de muestreo.

Figure 1. Baconao Lagoon and location of sampling points.

(especie introducida), lo que añade otro conflicto de uso al ecosistema, con implicaciones en los planes de manejo; además de un criadero de cocodrilos (*Crocodylus acutus*).

MATERIALES Y MÉTODOS

Elaboración e implementación del protocolo de gestión del riesgo

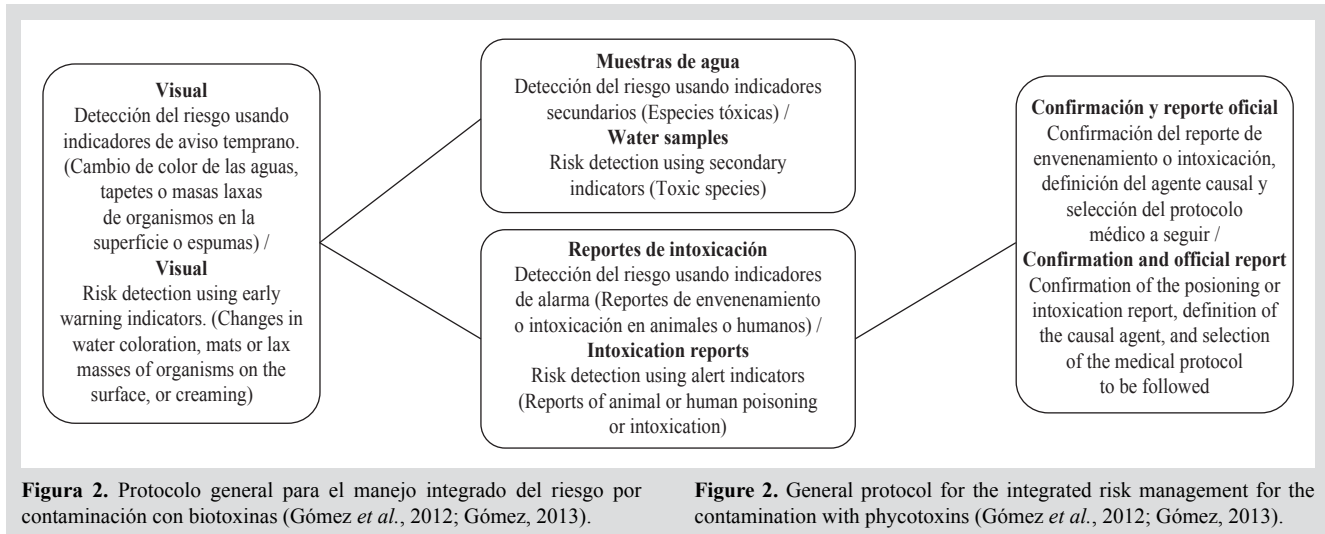
El referente metodológico utilizado para la elaboración del protocolo de gestión de riesgo por contaminación con ficotoxinas es el establecido por Gómez *et al.* (2012) (Figura 2), a partir del cual se elabora un esquema general de trabajo que se presenta como resultado de esta investigación. El protocolo incluye indicadores primarios y secundarios que, si bien no pueden sustituir la detección de toxinas, son análisis complementarios obligatorios, de gran valor para la implementación de cualquier alternativa de manejo basada en el principio precautorio, sobre todo en aquellos contextos donde no sea viable la detección de toxinas. Es importante considerar ambos indicadores ya que no todos los eventos causados por algas nocivas están asociados al desarrollo de grandes acumulaciones de biomasa capaces de producir un cambio de color en las aguas; existen especies que son nocivas aún en muy bajas concentraciones (Carreto *et al.*, 2007). Las

conflict to the use of the ecosystem, with implications for management plans. There is also a breeding of crocodiles (*Crocodylus acutus*).

MATERIALS AND METHODS

Elaboration and implementation of the risk management protocol

The methodological reference used for the elaboration of the risk management protocol for the contamination with phycotoxins is the one established by Gómez *et al.* (2012) (Figure 2), based on which a general work scheme is elaborated, which is presented as the result of this research. The protocol includes primary and secondary indicators that, although they cannot substitute the detection of toxins, they constitute imperative complementary analyses, valuable for the implementation of any management alternative based on the precautionary principle, mainly in those contexts where the toxins detection is not viable. It is important to consider both indicators, given that not all events caused by harmful algae are related to the development of large biomass accumulations capable of producing a water discoloration; there are species that are harmful even at very low concentrations (Carreto *et al.*,



FAN pueden alcanzar concentraciones del orden de 10^6 célL⁻¹ e incluso superiores; sin embargo, ha sido reportado que un episodio tóxico puede afectar a concentraciones celulares del orden de 10^2 célL⁻¹ (Sar *et al.*, 2002), lo que justificaría la necesidad de implementación del protocolo de gestión de riesgo en caso de presencia de especies potencialmente tóxicas.

Metodología de muestreos y análisis cualitativos

Para los análisis de caracterización del riesgo fueron procesadas, en primera instancia, muestras obtenidas por terceros (especialistas del CITMA y Flora y Fauna) en el momento del primer aviso al Laboratorio de Ecotoxicología y Servicios Ambientales (LESA). Estas muestras fueron tomadas directamente en botellas de borosilicato sin preservar para observaciones en fresco. En el laboratorio se realizaron análisis cualitativos (identificación de especies fitoplanctónicas, y quistes de dinoflagelados) para elaborar un informe de inmediatez y garantizar la implementación de la primera fase del protocolo.

Posteriormente se realizaron análisis cuantitativos (recuento de fitoplancton, análisis de parámetros fisicoquímicos del agua) para caracterizar la situación de riesgo a partir de muestras tomadas por los expertos en puntos de muestreo específicos. Dichos puntos fueron establecidos a partir de un viaje exploratorio realizado al ecosistema, ubicándolos en los sitios donde se registró cambio de coloración o muerte de peces, así como puntos de referencia de otros estudios realizados en la laguna por intereses sectoriales, considerando para su selección criterios relacionados con los usos y posibles vertidos puntuales. Se incluye un punto de muestreo localizado en la vertical de la parte más profunda de la masa de agua (Punto 5, Figura 1).

HAB can reach concentrations of the order of 10^6 cellL⁻¹, and even higher. However, it has been reported that a toxic episode may affect cellular concentrations of the order of 10^2 cellL⁻¹ (Sar *et al.*, 2002), which justifies the need to implement the risk management protocol in case of the presence of potentially toxic species.

Methodology for sampling and qualitative analysis

For the risk characterization analyses, samples obtained by third parties were first analyzed (CITMA specialists and Flora y Fauna) at the moment of the first notice to the Ecotoxicology and Environmental Services Laboratory (LESA). These samples were taken directly in borosilicate bottles without preserving for fresh observations. In the lab, qualitative analyses were performed (identification of phytoplankton species and dinoflagellate cysts) to elaborate an immediacy report and guarantee the implementation of the first phase of the protocol.

Quantitative analyses were later performed (phytoplankton count and an analysis of the physicochemical parameters of the water) to characterize the risk situation from samples taken by experts at specific sampling points, which were established based on an exploratory trip to the ecosystem. They were located where changes in coloration or fish kills were reported, including reference points from other studies conducted in the lagoon for sectorial interests, which considered criteria related to the particular uses and potential dumping. A sampling point located on the vertical line of the deepest part of the water mass is included (Point 5, Figure 1).



Se establecen cinco puntos de muestreo: 1. El Fanguito 1; 2. El Fanguito 2; 3. Patana; 4. Canal y 5. Centro de la laguna. Otros muestreos fueron incorporados durante los días subsiguientes, en relación con la evolución de la FAN, la presencia de espumas, o zonas con discoloración intensa. Se analizaron, además, muestras biológicas (branquias) pertenecientes a peces muertos recogidos en las orillas del acuatorio como evidencia de la situación de riesgo.

La toma de muestras se realizó en horas de la mañana (8:00-9:00 am). Se realizó de forma directa en los primeros 30 cm de la columna de agua en cada uno de los puntos de muestreo, tomando tres muestras integradas (De la Cruz, 1984; Venrick, 1995). Para ayudar en la identificación del fitoplancton se realizó además un muestreo cualitativo con una red de 20 μm de luz de malla con un diámetro de 24 cm y 1 m de profundidad, con colector de PVC de 250 mL con ventanas laterales recubiertas de malla. Previamente se determinó la profundidad del punto de muestreo, con ayuda de una sonda YSI Pro DSS (USA), para evitar la remoción de sedimento durante el muestreo. La red se arrastró verticalmente en la columna de agua, hasta conseguir un filtrado visible.

Durante todo el muestreo se usaron las medidas de protección pertinentes (botas, guantes, nasobucos y gafas), considerando la situación de riesgo potencial. Las muestras fueron recolectadas en frascos de borosilicato estériles de 250 a 500 mL con tapas de rosca, dejando un espacio entre la superficie de la muestra y el tapón o cierre, para permitir el intercambio gaseoso, según sugieren diferentes protocolos de muestreos de fitoplancton (FWE *et al.*, 2005; Greenberg *et al.*, 2008). Convenientemente etiquetadas y fijadas con solución de Lugol (manteniendo al menos una muestra por punto sin fijar) las muestras fueron trasladadas al laboratorio en completa oscuridad, guardando las medidas asépticas pertinentes para no propiciar su contaminación, procediéndose de inmediato a su recuento y análisis. Toda la manipulación de las muestras se realizó con guantes de látex, siguiendo las medidas higiénico-sanitarias y de bioseguridad correspondientes.

Identificación de especies fitoplanctónicas

Se realizaron observaciones en fresco o de muestras fijadas (Lugol neutro al 1 %), utilizando un microscopio óptico Motic B profesional vertical (Alemania). Se observaron muestras concentradas a partir de la resuspensión en 1 mL de un filtrado de 20 mL, el que se realizó con ayuda de membranas filtrantes de acetato de celulosa de 25 mm y 0,2 μm , además de las tomadas con la red. Se incluyeron en estos análisis muestras previamente incubadas durante siete días

Five sampling points are established: 1. El Fanguito 1; 2. El Fanguito 2; 3. Patana; 4. Channel, and 5. Lagoon center. Other samplings were incorporated in the following days, according to the evolution of the HAB, the presence of foams, or zones with intense discoloration. Additionally, biological samples (gills) were analyzed, which belonged to fish kills collected on the shores of the lagoon, as evidence of the risk situation.

Sampling was conducted during the morning hours (8:00-9:00 am). It was carried out directly within the first 30 cm of the water column at each of the sampling points, taking three integrated samples (De la Cruz, 1984; Venrick, 1995). To support the phytoplankton identification, qualitative sampling was performed by means of a net with a 20 μm mesh sieve, a 24 cm diameter, and a 1 m depth, with a PVC 250 mL collector with mesh-coated lateral windows. The depth of the sampling point was determined beforehand with a YSI Pro DSS probe (USA), in order to avoid the removal of silt during sampling. The net was vertically dragged along the water column until a visible filtration was obtained.

During the entirety of the sampling process, the applicable protective measures were used (boots, gloves, face masks, and goggles), considering the potential risk. The samples were taken in sterilized borosilicate vials with 250-500 mL capacity and screw caps, leaving a gap between the surface of the sample and the cap or closure to allow for gaseous exchange, as is suggested by different phytoplankton sampling protocols (FWE *et al.*, 2005; Greenberg *et al.*, 2008). After being conveniently labeled and fixed with a Lugol solution (maintaining at least an unfixed sample per point), the samples were transported to the lab in complete darkness, observing the relevant aseptic measures so as not to cause their contamination, and proceeding immediately to their count and analysis. Every manipulation of the samples was performed with latex gloves, in compliance with the corresponding medical sanitary and biosafety measures.

Identification of phytoplankton species

Observations were performed on fresh and fixed samples (neutral Lugol at 1 %) using a Motic B professional vertical optical microscope (Germany). Concentrated samples were observed from resuspension in 1 mL of a 20 mL filtration, carried out with the aid of 25 mm and 0.2 μm cellulose acetate filter membranes, besides the ones taken with the net. These analyses included samples previously incubated during seven days after being enriched

después de haber sido enriquecidas con medio f2, mantenidas en condiciones de luz continua Day Light, Philips 40 W (TLT 40 W/54 RS), a una intensidad de $58,59 \text{ mE m}^{-2}\text{s}^{-1}$ y una temperatura de $20,12 \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$. Se colocaron 2 a 3 gotas de cada muestra en un portaobjeto para su observación al microscopio óptico, observando y fotografiando al menos cinco réplicas panorámicas por muestra, y fotografías individuales, mediante una cámara digital Panasonic DMC-LC50 de 3,2 Mpix con 3X de zoom óptico y 9X de zoom digital.

A partir de estas observaciones se identificaron las microalgas presentes hasta especie, siempre que fuera posible, utilizando varias claves dicotómicas y criterios taxonómicos (Bold y Wynne, 1978; Biagini, 1980; Dillard, 1999; Faust y Gullede, 2002; Wher y Sheath, 2003); además de consultas on-line en diferentes sitios: Infoseek (Japón), la galería de especies fitoplanctónicas del MIT (EUA); y las bases on-line: AlgaeBase y Algaterra (Yasumoto *et al.*, 1980; Balech, 1988; Vasconcelos, 2001; Adolf *et al.*, 2006; Brand, 2006; Badylak *et al.*, 2007; Comas, 2007; Guiry y Guiry, 2014).

Complementariamente se realizaron tinciones con Lugol y observaciones de la estructura de las tecas de los dinoflagelados mediante tinción con Calcofluor White (Fritz y Triemer, 1985); realizando observaciones con un microscopio invertido equipado con epifluorescencia (Zeiss, Axiovert A1, Alemania). La longitud y ancho de las células en preparaciones en fresco o fijadas fueron medidos con un ocular previamente calibrado en el caso del microscopio Motic B, o usando el software Zeiss Auxiovision (Zeiss, Alemania) en el caso del microscopio invertido.

Análisis cualitativo de quistes de dinoflagelados

Se identifican quistes de dinoflagelados presentes tanto en la columna de agua como en el sedimento, con el objetivo de entender la dinámica y recurrencia del fenómeno. Las muestras de sedimento se tomaron en zonas someras con menos de 2 m de profundidad en los puntos 1, 2 y 3, con una sonda ligera de gravedad TCO (Matsuoka y Fukuyo, 2000). Se recolectaron tres muestras por punto, para un total de nueve. Cada muestra se fragmentó utilizándose los 2 cm superficiales de sedimento, los que se envasaron en recipiente plástico, utilizando como preservativo formol neutro al 10 %. Estos puntos de muestreo fueron seleccionados para el análisis de sedimentos ya que debido a la dinámica del ecosistema presentan mayores tasas de sedimentación.

La limpieza y tamizado de los quistes se realizó siguiendo la técnica descrita por Matsuoka y Fukuyo (2000). Para la identificación de los quistes se realizó observación

in an f2 medium, where continuous daylight conditions were maintained using a Philips 40 W DayLight (TLT 40 W/54 RS), at an intensity of $58.59 \text{ mE m}^{-2}\text{s}^{-1}$ and a temperature of $20.12 \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$. Two to three drops of each sample were placed on a slide for their observation under the optical microscope, observing and taking photographs of at least five panoramic replicas per sample, as well as individual photographs by means of a Panasonic DMC-LC50 digital camera (3.2 Mpix with a 3X optical zoom and a 9X digital zoom).

During these observations, the present microalgae were identified, till specie when it was possible, using several dichotomic keys and taxonomic criteria (Bold and Wynne, 1978; Biagini, 1980; Dillard, 1999; Faust and Gullede, 2002; Wher and Sheath, 2003), as well as online searches on different websites: Infoseek (Japan), the MIT phytoplankton species gallery (USA), and the online AlgaeBase and Algaterra databases (Yasumoto *et al.*, 1980; Balech, 1988; Vasconcelos, 2001; Adolf *et al.*, 2006; Brand, 2006; Badylak *et al.*, 2007; Comas, 2007; Guiry and Guiry, 2014).

As a complement, Lugol staining and observation of dinoflagellate thecal structures by means of staining with Calcofluor White (Fritz and Triemer, 1985) were conducted; the observations were made with an inverted epifluorescence microscope (Zeiss, Axiovert A1, Germany). The length and width of the cells in fresh or fixed preparations were measured with a previously calibrated lens, in the case of the Motic B microscope, or by using the Zeiss Auxiovision software (Zeiss, Germany) for the inverted microscope.

Qualitative analysis of dinoflagellate cysts

Dinoflagellate cysts are identified both in the water column and the sediment, in order to understand the dynamics and recurrence of this phenomenon. Sediment samples were taken in shallow areas with less than 2 m in depth at points 1, 2, and 3 with a light OCT gravity probe (Matsuoka and Fukuyo, 2000). Three samples were collected per point, for a total of nine. Each sample was fragmented using the upper 2 cm of the surface silt, which were packed in a plastic container using neutral formalin at 10 %. These sampling points were selected for the analysis of sediments since, given the ecosystem's dynamics, they have the highest sedimentation rates.

Cleaning and sieving of the cysts were performed following the technique described by and Matsuoka and Fukuyo (2000). For the identification of the cysts, direct observation was conducted, considering aspects such as the



directa considerando aspectos como la forma del cuerpo principal, ornamentación, estructura, procesos, y color de la pared, según criterios de Matsuoka y Fukuyo (2000).

Metodología para analizar evolución de floraciones algales

Además de considerar los análisis cualitativos y cuantitativos, se realizaron entrevistas a voluntarios, y tomadores de decisión que visitaron el ecosistema durante el evento nocivo, basadas en preguntas abiertas orientadas al tiempo de evolución, evidencias generales y primeras evidencias. De forma complementaria se realizaron análisis de laboratorio confirmatorios, para poder describir los hechos con las evidencias correspondientes. Los indicadores primarios y los datos meteorológicos de 15 a 20 días antes y durante el evento, fueron considerados para este análisis.

Metodología para el recuento del fitoplancton

Se realizó el recuento total del fitoplancton (cél mL^{-1}) utilizando una cámara de recuento hematológico “Neubauer improved” ($2,5 \times 10^4 \mu\text{L}$). Las muestras fueron fijadas con Lugol, realizando las diluciones pertinentes cuando fuese necesario. Se realizó, además, el recuento diferenciado de cianobacterias. En caso de presencia de una floración algal se realizó el recuento de especies dominantes (mayor del 50 %).

Análisis de muestras biológicas

Se analizaron branquias de seis peces con tallas entre 5 y 19 cm ($n = 12$), realizando observaciones de preparaciones histológicas directas en fresco del tejido branquial, frotis de secreciones y del filtrado del agua de tres lavados sucesivos del tejido branquial, con el objetivo de buscar evidencias de la presencia de células de especies fitoplanctónicas potencialmente tóxicas y mucus. Se utilizaron un microscopio óptico Motic B profesional vertical (Alemania) y un estereoscopio (URA Technic, Zuzi; CE).

Parámetros fisicoquímicos

Se determinaron parámetros fisicoquímicos *in situ* en los primeros 50 cm de la columna de agua con un medidor multiparamétrico YSI Pro DSS (USA): temperatura ($^{\circ}\text{C}$), oxígeno disuelto (mg L^{-1}), salinidad, pH, conductividad (μScm^{-1}). A las muestras de agua tomadas por terceros y las colectadas en los diferentes puntos durante el seguimiento del evento, se les realizaron determinaciones de oxígeno disuelto (mg L^{-1}) con un medidor de Oxígeno Mettler Toledo (Alemania); además de conductividad (μScm^{-1}), pH y salinidad mediante un medidor de pH y conductividad Mettler Toledo (Alemania). Fue determinada además la concentración

shape of the main body, ornamentation, structure, processes, and wall color, according to Matsuoka and Fukuyo’s criteria (2000).

Methodology to analyze the evolution of algal blooms

In addition to considering the quantitative and qualitative analyses, interviews were carried out with volunteers and decision makers who visited the ecosystem during the harmful event. These interviews were based on open-ended questions oriented towards the evolution time, general and first evidences. As a complement, laboratory confirmatory analyses were performed to be able to describe the facts with the corresponding evidence. The primary indicators and the meteorological data from 15-20 days before and during the event were considered for this analysis.

Methodology for phytoplankton count

The total phytoplankton counting (cell mL^{-1}) was carried out using a Neubauer improved hematological counting chamber ($2,5 \times 10^4 \mu\text{L}$). The samples were fixed with Lugol, performing the corresponding dilutions when necessary. Additionally, a differential cyanobacteria count was performed. In case of algal bloom occurrence, the dominant species counting was conducted (greater than 50 %).

Analysis of biological samples

Gills from six fish between 5 and 19 cm ($n = 12$) were analyzed, performing observations in fresh directly from histological preparations of gill tissue, secretion smear, and water filtration from three successive washes of the gill tissue, with the objective of looking for evidence of the presence of potentially toxic phytoplankton species cells and mucus. A Motic B professional upright optical microscope (Germany) and a stereoscope were used (URA Technic, Zuzi; CE).

Physicochemical parameters

Physicochemical parameters were determined *in situ* within the first 50 cm of the water column using a multiparametric YSI Pro DSS measuring device (USA): temperature ($^{\circ}\text{C}$), dissolved oxygen (mg L^{-1}), salinity, pH, conductivity (μScm^{-1}). Using a Mettler Toledo oxygen meter (Germany), dissolved oxygen determinations (mg L^{-1}) were conducted on water samples taken by third parties and those taken at the different points during the monitoring of the event, as well as conductivity (μScm^{-1}), pH, and salinity by means of a pH-meter and a Mettler Toledo conductivity measuring device. Additionally, chlorophyll *a* concentration

de clorofila *a* ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$) con un fluorímetro digital portátil Aquaflor (EUA), realizando los ajustes pertinentes mediante un factor de corrección para la clorofila *a in vivo*.

Cálculo de índices tróficos

A partir de los valores de clorofila *a* se calculó el TSI (Trophic State Index, por sus siglas en inglés) según la OCDE (1982) (Ecuación 1).

$$\text{TSI} = 9,81 \cdot \ln(\text{Clorofila } a) + 30,6 \text{ (Ecuación 1)}$$

A partir de este índice se clasifica el acuatorio según su estado trófico, considerando diferentes criterios (OCDE, 1982; Vollenweider y Kerekes, 1982; Contreras-Espinosa *et al.*, 1994).

Análisis estadísticos

Se realizaron análisis de medias, desviaciones estándar y varianza (ANOVA, prueba de Tukey) considerando un valor de significancia de $p = 0,05$, utilizando el programa R Studio (Versión 1.1.456).

RESULTADOS

Procedimiento general para la toma de decisiones: aspectos metodológicos para su implementación

El procedimiento general para la toma de decisiones y la implementación posterior del protocolo de gestión del riesgo por contaminación con cianobacterias y cianotoxinas en la laguna de Baconao, se presenta en la figura 3, con los detalles metodológicos necesarios para su implementación. Se consideró como primera actividad la inspección visual, realizada en conjunto entre los actores clave del ecosistema, liderados por el CITMA (Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medioambiente), teniendo en cuenta su encargo social.

Al ser positivo el análisis de los indicadores primarios o de aviso temprano, el protocolo se implementó de inmediato; involucrando al personal de atención primaria de salud desde las acciones tempranas. La implementación consta de cuatro subprocesos fundamentales: aplicación de medidas restrictivas; revisión y reelaboración de los planes de contingencia, implementación de una estrategia de comunicación y sensibilización, enfocada a mitigar impactos sobre el ecosistema, y diseño e implementación de plan de monitoreo para detección de indicadores secundarios.

Los indicadores tempranos de aviso predefinidos para activar el protocolo para la toma de decisiones ante la contaminación con ficotoxinas fueron: cambios de color del agua, presencia de natas, manchas o masas laxas de

was determined ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$) with an Aquaflor portable digital fluorometer (USA), performing the relevant adjustments with a correction factor for chlorophyll *a in vivo*.

Calculation of trophic indexes

From the chlorophyll *a* values, the Trophic State Index (TSI) was calculated according to the OCDE (1982) (Equation 1).

$$\text{TSI} = 9.81 \cdot \ln(\text{Chlorophyll } a) + 30.6 \text{ (Equation 1)}$$

From this index the aquatic habitat is classified according to its trophic state, considering different criteria (OCDE, 1982, Vollenweider and Kerekes, 1982; Contreras-Espinosa *et al.*, 1994).

Statistical Analyses

Mean, standard deviation, and variance (ANOVA, Tukey test) analyses were performed, considering a significance value of $p = 0.05$, with the R Studio software (Version 1.1.456).

RESULTS

General decision-making procedure: methodological aspects for its implementation

The general decision-making procedure and the subsequent implementation of the risk management protocol for the occurrence of cyanobacteria and cyanotoxin contamination in the Baconao Lagoon is presented in figure 3, along with the necessary methodological details for its implementation. Visual inspection was deemed to be the first activity, carried out jointly between the key actors of the Ecosystem, led by the CITMA (Ministry of Science, Technology, and Environment), considering their social commitment.

Since the analysis of the primary or early warning indicators was positive, the protocol was immediately implemented, involving the primary health care staff from the early actions. The implementation consists of four fundamental sub-processes: the application of restrictive measures; the review and redrafting of contingency plans; the implementation of a communication and awareness strategy, focused on mitigating impacts on the ecosystem; and the design and implementation of a monitoring plan for the detection of secondary indicators.

The early warning indicators predefined to activate the decision-making protocol in the face of phycotoxins contamination were changes in the color of the water, the

organismos en la superficie, fetidez, muerte de peces, comportamiento alterado de algunas especies presentes en el ecosistema (peces, mamíferos, aves), presencia de espumas; luminiscencia nocturna y/o alteraciones en el cuadro de salud de la población asentada en el ecosistema o usuaria de este. Los indicadores secundarios definen la existencia de una situación de contingencia y la extensión de la situación de riesgo que, de mantenerse, debe seguir activado el protocolo; de lo contrario, debe mantenerse la vigilancia sistemática del ecosistema, con el consiguiente fortalecimiento de la red de actores.

La creación de un grupo de trabajo para situaciones ambientales emergentes es una iniciativa necesaria ante el creciente impacto de las fluctuaciones drásticas del clima.

presence of mats, stains, or lax masses of organisms on the surface; stench; fish kills, altered behavior of some species in the ecosystem (fish, mammals, birds); the presence of foams; nocturnal luminescence, and/or alterations in the health status of the population that has settled in the ecosystem or uses it. The secondary indicators define the existence of a contingency and the extent of the risk situation, which, if maintained, the protocol must still be activated. Otherwise, systematic vigilance of the ecosystem must be maintained, with the subsequent strengthening of the actor network.

The creation of a work group for emergent environmental situations is a necessary initiative in light of

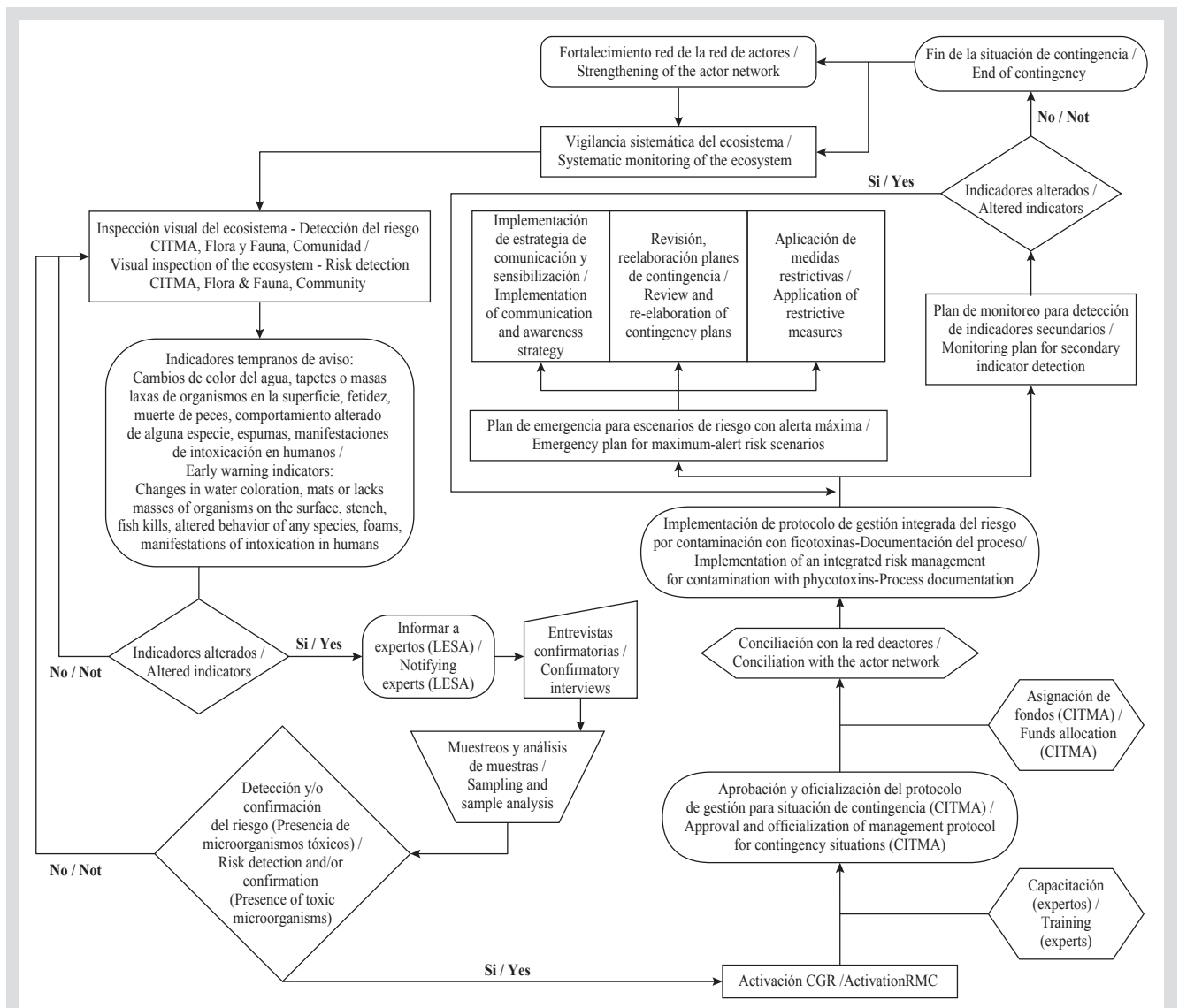


Figura 3. Protocolo general para la toma de decisiones e implementación de un protocolo de manejo integrado del riesgo por contaminación con ficotoxinas en la laguna de Baconao.

Figure 3. General decision-making protocol and implementation of an integrated risk management protocol for phycotoxins contamination in the Baconao Lagoon.

Este grupo o comisión creado para la gestión de riesgos (CGR) debe integrar armónicamente a los actores del ecosistema, contribuyendo con la capacitación de la red de actores y de los especialistas involucrados a corto y largo plazo, para garantizar la sostenibilidad de las iniciativas propuestas. La CGR debe involucrar, fortalecer y consolidar la red de actores, realizando capacitaciones, conciliaciones, alianzas estratégicas; además de contribuir a la sensibilización de actores clave y tomadores de decisión. La capacitación en aspectos relacionados con la gestión del riesgo es relevante en el marco del nuevo escenario ambiental. En este contexto, implementar la legislación ambiental vigente y las buenas prácticas, constituye un ejercicio obligatorio y necesario, de manera que el coste ambiental de las actividades humanas sea mínimo.

Documentación de la implementación del protocolo de gestión de riesgo en la laguna de Baconao

Activación del protocolo

El 29 de mayo de 2017 se activa el protocolo de toma de decisión, a partir de un aviso de cambios de indicadores primarios en el ecosistema (cambio de color de las aguas y existencia de peces muertos) en las orillas y en la superficie del agua, notificados por la empresa de Flora y Fauna al CITMA.

Confirmación del riesgo

Para confirmar el riesgo se realizaron entrevistas confirmatorias, así como el análisis de las primeras muestras entregadas por el CITMA y Flora y Fauna a LESA. Se confirma el riesgo a través de los siguientes indicadores tempranos de aviso: coloración pardo-rojiza y verdosa que ocupa aproximadamente 30 % del ecosistema; peces muertos de varias especies y tallas en la superficie y orillas de la laguna; marcada fetidez; características del sedimento alteradas con zonas coloreadas de verde intenso o verde-pardo, olor a azufre y fetidez; presencia de espumas y masas laxas flotando en la superficie del agua.

Como dato adicional a través de la observación y entrevistas al médico veterinario a cargo de la cría de delfines, se constató un discreto cambio de conducta en estos animales, mostrándose apáticos y poco activos, por lo que estuvieron monitoreados de forma intensiva. Estos se mantuvieron cerca de la margen contraria en la que se ubican los puntos de muestreo, prácticamente durante todo el evento.

Actores clave involucrados

En la primera inspección visual participaron tres actores clave: CITMA, Flora y Fauna, y miembros de las

the growing impact of drastic fluctuations on the climate. This group or commission created for risk management (RMC) must harmonically integrate the actor network and the specialists involved in the short and long term to guarantee the sustainability of the proposed initiatives. The RMC must involve, strengthen, and consolidate the actor network, performing training, conciliations, strategic alliances, as well as contributing to raising the awareness of key actors and decision makers. Training in aspects related to risk management is relevant within the framework of the new environmental scenario. In this context, implementing the current environmental regulations and good practices constitutes a mandatory and necessary exercise, so that the environmental cost of human activities is minimal.

Documentation for the implementation of the risk management protocol in the Baconao Lagoon

Protocol activation

On May 29, 2017, the decision-making protocol is activated, in response to a warning regarding changes in the ecosystem's primary indicators (change in water coloration and the fish kills) on the shores and the surface of the water. This was notified by the Flora y Fauna enterprise to CITMA.

Risk confirmation

To confirm the risk, confirmatory interviews were conducted, as well as the analysis of the first samples delivered by CITMA and Flora y Fauna to LESA. The risk is confirmed through the following early warning indicators: brown-reddish and greenish coloration occupying approximately 30 % of the ecosystem; fish kills of several species and sizes on the surface and shores of the lagoon; a strong stench; altered features of the sediment, with zones colored with intense green or green-brown, the smell of sulfur, and a stench; the presence of foams and lax masses floating on the surface of the water.

As additional information, through observation and interviews with the veterinarian in charge of dolphin breeding, a discrete change in the behavior of these animals was verified, which seemed apathetic and rather inactive, which is why they were intensively monitored. They stuck to the margin opposite to the sampling point during almost the whole event.

Key actors involved

Three key actors participated in the first visual inspection: CITMA, Flora y Fauna, and members of the



comunidades cercanas al ecosistema. Inmediatamente después de la inspección se involucraron otros actores: LESA, por su experticia en FAN, y el Acuario de Baconao (perteneciente a Flora y Fauna) por sus intereses en el ecosistema, específicamente en relación con la cría y mantenimiento de delfines en cautiverio.

Luego de confirmar el riesgo se crea la CGR, que comunica sobre la situación de riesgo a los actores clave (directivos de establecimientos gastronómicos, líderes comunitarios, pescadores, guías de turismo, PNR (Policía Nacional Revolucionaria), médicos encargados de la atención primaria, trabajadores de negocios privados y personas naturales con participación en la cadena de comercialización formal e informal de recursos del ecosistema). Durante el proceso de sensibilización se consideraron en primera instancia los directivos y especialistas de gestión ambiental de las empresas ubicadas en las cercanías del ecosistema, así como las entidades usuarias del ecosistema de forma directa o indirecta.

Los directivos de estas empresas fueron convocados a:

- Evaluar alternativas para el desarrollo del proceso productivo en caso de situaciones de riesgo.
- Actualizar los planes de gestión de riesgo, incluyendo el riesgo de contaminación con ficotoxinas.
- Revisar los planes de contingencia incluyendo acciones de mitigación en caso de emergencias relacionadas con las FAN y sus impactos.
- Documentar en un registro de incidencias las situaciones enfrentadas durante el evento de riesgo.
- Implementar programas de educación ambiental y/o capacitación relacionados con la presencia de ficotoxinas.
- Implementar una estrategia de comunicación que permita informar rápidamente a involucrados en caso de situación de riesgo.
- Realizar análisis innovadores que garanticen la calidad y seguridad del producto que ofertan, considerando indicadores específicos del riesgo por presencia de ficotoxinas.

Acciones estratégicas tempranas

A partir de la confirmación de presencia de organismos potencialmente tóxicos se desarrollan acciones estratégicas tempranas, entre las que se consideró la elaboración de un informe oficial con inmediatez (en menos de 1h) para declarar la existencia de un riesgo inminente. Este informe, además de verificar los indicadores primarios, busca de forma prioritaria constatar la presencia de especies potencialmente tóxicas,

communities near the ecosystem. Immediately after the inspection, other actors were involved: LESA, given their expertise in HAB, and the Baconao Aquarium (belonging to Flora y Fauna), for their interests in the ecosystem, specifically regarding the breeding and maintenance of dolphins in captivity within the area.

After risk confirmation, the RMC is created, which warns the key actors about the risk situation (executives of gastronomic establishments, community leaders, fishermen, tourist guides, the PNR (National Revolutionary Police), doctors in charge of primary healthcare, employees of private businesses, and legal persons participating in the formal and informal market chain of the ecosystem's resources). During the awareness process, the executives and environmental management specialists of the businesses located in the vicinity of the ecosystem were considered, as well as the entities that use it directly or indirectly.

The executives of these businesses were called upon to:

- Evaluate alternatives for the development of their productive process in the case of risk situations;
- Update the risk management plans, including the risk of contamination by phycotoxins;
- Review the contingency to include mitigation actions in case of emergencies related to HAB and their impacts;
- Document the situations arising from the risk events in incident records;
- Implement environmental education and/or training programs related to the presence of phycotoxins;
- Implement a communication strategy that allows to rapidly inform those involved in case of a risk situation;
- Perform innovative analyses to guarantee the quality and safety of the offered product, considering specific indicators of the risk derived from phycotoxins presence.

Early strategic actions

Starting from the confirmation of the presence of potentially toxic organisms, early strategic actions are developed, among which the elaboration of an immediate official report (in less than 1 h) was considered to declare the existence of imminent risk. This report, in addition to verifying the primary indicators, seeks to confirm the presence of potentially toxic species or the existence of excessive growth of any phytoplanktonic species.

o la existencia de crecimiento excesivo de alguna especie fitoplanctónica.

Inmediatamente después de la confirmación del riesgo se procede a la activación de la CGR, a la cual los expertos y el CITMA le presentan el informe y se procede a su capacitación intensiva, considerando elementos clave que contribuirán de forma favorable a la implementación del protocolo de gestión, una vez aprobado y asignados los fondos. En este punto, el liderazgo del CITMA fue relevante, al ser su encargo gubernamental velar por la calidad ambiental de los ecosistemas.

La CGR estableció un sistema de inspección ambiental integrado para la gestión del riesgo, a través de alianzas y conciliaciones, garantizando el monitoreo sistemático del ecosistema. La celeridad de las acciones estratégicas es lo que en última instancia garantizará la efectividad del manejo de la situación de riesgo.

Implementación del proceso

Para esta fase se consideran los cuatro subprocesos clave antes descritos, siendo relevante el diseño e implementación de un plan de monitoreo, liderado por expertos, con la participación de la CGR y otros actores clave. Se considera el muestreo participativo, previa capacitación de involucrados.

Los muestreos para el seguimiento se realizaron cada tres días durante veinticuatro días consecutivos, considerando los indicadores de aviso preestablecidos; paralelamente se efectuó la inspección visual del ecosistema (Figura 4). A los veinticinco días se consideró dar fin al proceso de contingencia, de acuerdo con los resultados del monitoreo realizado. Se mantienen a partir de este momento inspecciones visuales semanales durante dos meses, recomendándose realizar monitoreos mensuales para el seguimiento, considerando la posible recurrencia de la situación de riesgo.

Durante esta fase se elaboró el plan de emergencia para escenarios de riesgo con alerta máxima. Se restringen usos como la navegación, el baño, la pesca y la recreación, para evitar la exposición no solo directa sino a los aerosoles en las inmediaciones del ecosistema, por treinta días. Se revisaron y reelaboraron los planes de contingencia del acuario, en coordinación con el Acuario de Baconao, estableciendo con antelación, las medidas necesarias en caso de evacuación de los delfines. Se incluyeron acciones relacionadas con el seguimiento de la conducta de los animales.

Por último, en esta fase se consideró la implementación de una estrategia de comunicación y

Immediately after the confirmation of the risk, the RMC was activated, to which the experts and CITMA present the report for subsequent intensive training, considering key elements that will favorably contribute to the implementation of the management protocol, once the funds were approved and allocated. In this regard, CITMA's leadership was relevant, given that their governmental mandate is to watch over the environmental quality of ecosystems.

The RMC established an integrated risk management system, through alliances and reconciliations, this guaranteeing the systematic monitoring of the ecosystem. The celerity of the strategic actions is what will ultimately ensure the effectiveness of the risk management situation.

Implementation of the process

For this phase, the four previously described key subprocesses are considered, with the design and implementation of a monitoring plan being relevant, which is led by experts, with the participation of the RMC and other key actors. Participative sampling is considered with prior training of those involved.

The sampling for monitoring was conducted every three days during 24 consecutive days, considering the preestablished warning indicators. In parallel, a visual inspection of the ecosystem was performed (Figure 4). On the 25th day, declaring the end of the contingency was considering, in accordance with the results of the performed the monitoring. From then on, weekly visual inspections were maintained during two months, and it was recommended that monthly monitoring be performed, considering the possible recurrence of the risk situation.

During this stage, the emergency plan for risk scenarios involving maximum alert was elaborated. Uses of the ecosystem were restricted, such as navigation, bathing, fishing, and recreation, in order to prevent not only direct exposure, but also exposure to sprays in the vicinity of the ecosystem. All this, for 30 days. The aquatic habitat's contingency plans were reviewed and redrafted, while coordinating with the Baconao Aquarium, thus establishing the necessary measures in the case of dolphin evacuation. Actions related with the monitoring of animal behavior were included.

Finally, during this stage, the implementation of a communication and awareness strategy was considered to mitigate the impact on the ecosystem, thus guaranteeing

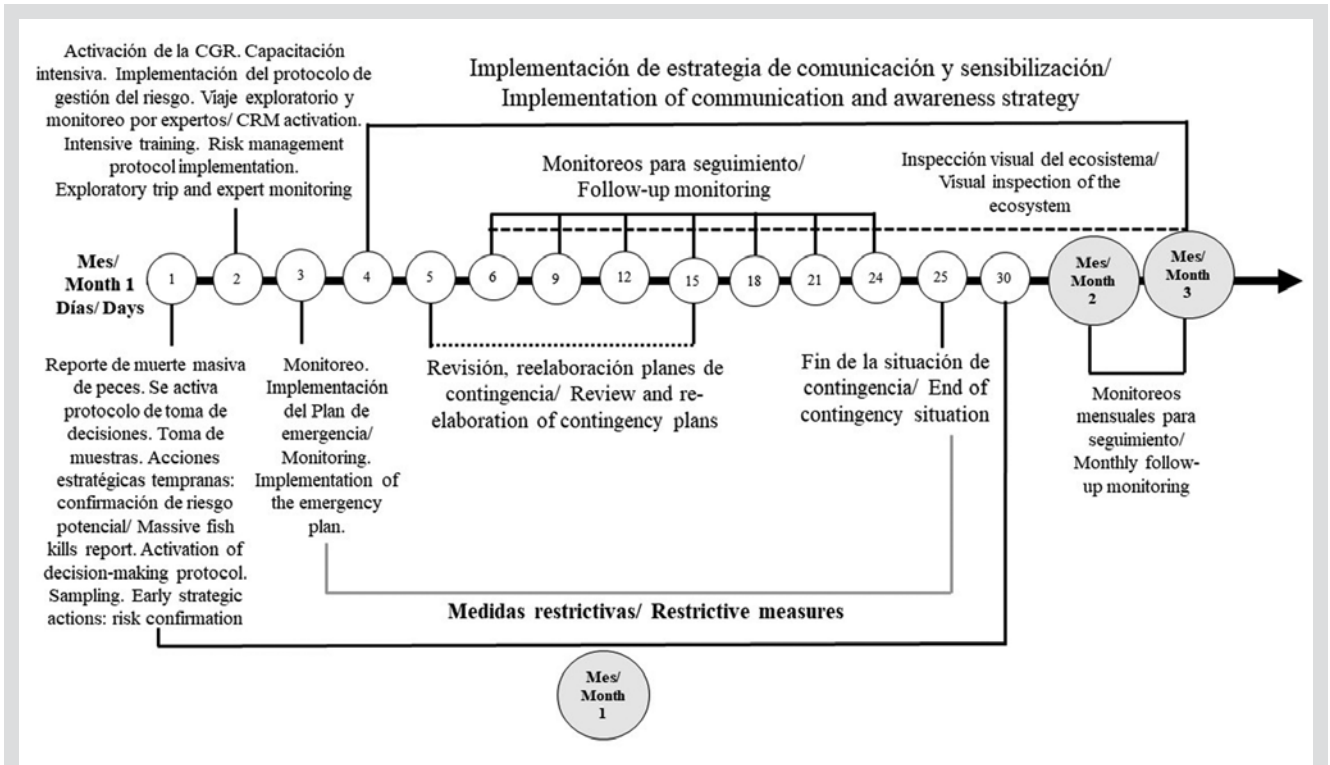


Figura 4. Temporalidad de las acciones desarrolladas para la implementación del protocolo de gestión del riesgo por contaminación con ficotoxinas en la laguna de Baconao.

Figure 4. Timeline of the actions taken for the implementation of the risk management protocol for phycotoxins contamination in the Baconao Lagoon.

sensibilización, para mitigar impactos sobre el ecosistema, garantizando la información sistemática a las comunidades y autoridades locales; el contacto con actores clave, así como la comunicación directa con tomadores de decisión y líderes comunitarios. Durante el tiempo de implementación del protocolo se consideró el pronóstico meteorológico para la toma de decisiones, en estrecha coordinación con el INSMET (Instituto Nacional de Meteorología) en Santiago de Cuba. Resultó relevante crear alianzas con expertos para propiciar una dinámica adecuada en el proceso de toma de decisiones, lo que devino en factor clave de éxito al implementar el protocolo de gestión del riesgo, así como el liderazgo del CITMA.

Resultados de los análisis de las muestras: caracterización del riesgo

Identificación de especies fitoplanctónicas

Los análisis permiten afirmar que las muestras analizadas son positivas a la presencia de dinoflagelados y cianobacterias, con abundantes quistes en algunos puntos de muestreo. Se identifican en total 19 especies fitoplanctónicas en todo el acuario, de ellas 10 de cianobacterias, 7 potencialmente tóxicas, además de 6 de dinoflagelados, una

systematic reports to the community and local authorities, as well as contact with key actors and direct communication with decision makers and community leaders. During the time of the protocol implementation, the meteorological forecast was considered for the decision-making process, in close coordination with INSMET (the National Meteorological Institute) in Santiago de Cuba. In addition to CITMA’s leadership, creating alliances with experts was relevant to promoting adequate dynamics in the decision-making process, which constituted a key success factor in implementing the risk management protocol.

Sample analysis results: risk characterization

Identification of phytoplankton species

The analyses allow stating that the analyzed samples are positive for the presence of dinoflagellates and cyanobacteria, with abundant cysts at some sampling point. A total of 19 phytoplankton species were identified in the entirety of the aquatic habitat, which include 10 cyanobacteria species, seven of which were potentially toxic; and six dinoflagellate species, one of which is an ichthyotoxin producer: *Karlodinium micrum* and another one associated with the production of ciguatoxins

de ellas productoras de ictiotoxinas: *Karlodinium micrum* y otra asociada a la producción de ciguatotoxina o Veneno Ciguatérico de los Peces (VCP): *Coolia* sp. Se detectan además dos especies de heterokontophyta, una de ellas asociada a la producción del VCP: *Coccinodiscus* sp. y una Chrysophyta (Tabla 1).

Es importante señalar que, de las 19 especies identificadas, 12 son recurrentes (63 %), siendo en su mayoría cianobacterias. Asimismo, los géneros *Microcystis* y *Karlodinium* presentan también recurrencia.

Tabla 1. Identificación de especies fitoplanctónicas durante la situación de riesgo en la laguna de Baconao (+ indicador cualitativo de abundancia, * especies previamente identificadas).

or Ciguatera Fish Poison (CFP) (*Coolia* sp.). Two heterokontophyte species were also detected, one of which is associated with the production of CFP, as well as one Chrysophyta (Table 1).

It is important to point out that, 12 of the 19 identified species, are recurrent (63 %) and mostly cyanobacteria. Similarly, genera *Microcystis* and *Karlodinium* are also recurrent.

Table 1. Phytoplankton species identification during the risk situation in the Baconao Lagoon (+ abundance qualitative indicator, * previously identified species).

Géneros y especies fitoplanctónicas / Phytoplankton genus and species	P1	P2	P3	P4	P5	Sedimento / Sediment P1, 2 y 3
Cyanophycophyta						
<i>Anabaena</i> sp.*	x	x	x+	x	x	
<i>Cylindrospermopsis</i> sp.+++*	x++	x++		x+++	x++	
<i>Microcystis wesenbergii</i> ++	x++	x+	x++	x++		
<i>Oscillatoria formosa</i> +++*	x++	x++	x+		x+	x+
<i>Oscillatoria limosa</i> ++++*	x++	x++	x+++	x	x	x+++
<i>Oscillatoria princeps</i> *		x	x+		x	x
<i>Oscillatoria nigro-viridis</i> *	x	x	x		x+++	
<i>Spirulina</i> sp.+	x		x++			
<i>Synechocystis</i> sp.++*	x++	x++				
<i>Synechococcus</i> sp.++*	x++	x++		x+		
Chrysophycophyta						
<i>Chrysochromulina</i> sp,			x			
Dinophyta						
<i>Ceratium furca</i> *			x	x		
<i>Coolia</i> sp.				x	x	
<i>Gymnodinium</i> sp.*	x	x	x	x+	x	
<i>Karlodinium micrum</i> ++++	x++++	x++		x	x+++	
<i>Protoperdinium</i> sp.*			x	x		
<i>Pyrophacus</i> sp.	x	x	x			
Restos de dinoflagelados / Rest of dinoflagellates					x	x+
Quistes dinoflagelados / Cysts of dinoflagellates	x		x+	x	x+	x++
Heterokontophyta						
<i>Coccinodiscus</i> sp.*			x			x
<i>Cylindrotheca closterium</i>				x	x	
Contaminación bacteriana / Bacterial contamination	x+++	x+++	x+++	x+++	x+++	x+++



Resultados de los análisis de las muestras biológicas

Se pudo confirmar en las muestras de branquias la presencia de células móviles de *Karlodinium micrum* (n = 10), y restos *Oscillatoria nigro-viridis* (n = 4), *O. limosa* (n = 8), *Cylindrospermopsis* sp. (n = 10) y *Microcystis wesenbergii* (n = 7). Si bien la presencia de especies potencialmente tóxicas podría explicar la muerte de los peces, es importante señalar que se confirma la presencia de abundante mucus, lo que puede ser indicador de muerte por asfixia. En la tabla 2 se presentan las toxinas potenciales de acuerdo con las especies fitoplanctónicas presentes en el ecosistema (Cronberg, 1999; Minillo *et al.*, 2000; Vasconcelos, 2001; Moreno *et al.*, 2003; Aboal, 2005; Cameán *et al.*, 2005; Delgado, 2005; Jos *et al.*, 2005; Adolf *et al.*, 2006; CDCP, 2006; Cronberg y Annadotter, 2006; Delgado *et al.*, 2006; Andrinolo *et al.*, 2007; Carrasco *et al.*, 2007; Anderson *et al.*, 2008; Da Silva, 2009; Faust, 2009; Moraes, 2009; Golubic *et al.*, 2010).

Tabla 2. Toxinas potencialmente presentes en la laguna de Baconao, de acuerdo con el listado de especies fitoplanctónicas y clasificación según sus posibles efectos.

Toxina / Toxin	Género productor / Producer genus	Clasificación / Classification
Microcistina / Microcystin	<i>Anabaena, Microcystis, Oscillatoria</i>	Hepatotoxina / Hepatotoxin
Debromoaplisiatoxina, Oscillatoxina a / Debromoaplysiatoxin, Oscillatoxin	<i>Oscillatoria</i>	Dermatotoxinas (posible efecto tumorigénico e inflamatorio) / Dermatotoxin (possible carcinogenic and inflammatory effect)
Anatoxina / Anatoxin	<i>Anabaena</i>	Neurotoxina / Neurotoxin
Saxitoxina / Saxitoxin	<i>Anabaena, Cylindrospermopsis</i>	Neurotoxina / Neurotoxin
Cilindrospermopsina / Cylindrospermopsin	<i>Anabaena, Cylindrospermopsis</i>	Citotoxina / Cytotoxin
Microcistina y Homoanatoxina a / Microcystin and Homoanatoxin a	<i>Oscillatoria (O. formosa)</i>	Hepatotoxina, Neurotoxina / Hepatotoxin, Neurotoxin
Karlotoxina / Karlotoxin	<i>Karlodinium</i>	Ictiotoxina / Ichthyotoxin
VPP / PSP	<i>Cylindrospermopsis</i>	Toxina paralizante letal para peces / Paralytic toxin with lethal effect on shellfish
VCP / CFP	<i>Coccinodiscus</i> sp., <i>Coolia</i>	Veneno ciguatérico de peces / Ciguateric fish poison

Durante los análisis microscópicos de las muestras de agua se observaron además restos celulares de dinoflagelados. Por otra parte, se observó abundante contenido expuesto de color pardo-rojizo con apariencia oleosa, y abundante materia micro-particulada de color pardo rojizo intenso.

Descripción de la evolución de la floración algal basada en evidencias

El evento debió manifestarse en un principio con discoloración marrón, con prevalencia de dinoflagelados; y parches verdes hacia la orilla en varias zonas de la laguna,

Biological sample analysis results

In the gill samples, the presence of mobile *Karlodinium micrum* cells (n = 10) could be confirmed, as well as the presence of *Oscillatoria nigro-viridis* (n = 4), *O. limosa* (n = 8), *Cylindrospermopsis* sp. (n = 10), and *Microcystis wesenbergii* (n = 7). Although the presence of potentially toxic species could explain the fish kills, it is important to point out that the presence of abundant mucus is confirmed, which could be evidence of death by asphyxiation. In table 2, potential toxins are presented according with the phytoplankton species present in the ecosystem (Cronberg, 1999; Minillo *et al.*, 2000; Vasconcelos, 2001; Moreno *et al.*, 2003; Aboal, 2005; Cameán *et al.*, 2005; Delgado, 2005; Jos *et al.*, 2005; Adolf *et al.*, 2006; CDCP, 2006; Cronberg y Annadotter, 2006; Delgado *et al.*, 2006; Andrinolo *et al.*, 2007; Carrasco *et al.*, 2007; Anderson *et al.*, 2008; Da Silva, 2009; Faust, 2009; Moraes, 2009; Golubic *et al.*, 2010).

Table 2. Toxins potentially present in the Baconao Lagoon according to the list of phytoplankton species and their classification with regards to their possible effects.

During the microscopical analyses of the water samples, cellular dinoflagellate cell rests were also observed. On the other hand, abundant brown-reddish contents with an oily appearance were observed, as well as abundant micro-particulate matter with an intense brown-reddish coloration.

Description of the evolution of the algal bloom based on evidence

The event must have manifested at first with a brown discoloration and the prevalence of dinoflagellates and green patches towards the shore in several areas of the lagoon,

constatándose la presencia de cianobacterias filamentosas en la zona intermareal en los puntos 1 y 2. La proliferación de dinoflagelados debe haber ocurrido unas dos semanas antes del reporte de la situación de riesgo, ya que se observan células envejecidas con abundante contenido celular y otras lisadas, con exposición del material celular.

Es importante considerar que en el ecosistema han ocurrido otros eventos similares desde 2011, siendo este un antecedente relevante para los análisis de caracterización del riesgo. En la tabla 3 se presentan los resultados de reportes previos de discoloración de las aguas en el ecosistema, obtenidos por LESA, con los organismos tóxicos involucrados.

Tabla 3. Antecedentes de floraciones algales en el ecosistema obtenidos por LESA (+: indicador cualitativo de abundancia).

Géneros y especies de fitoplancton / Phytoplankton genus and species	2011		2012	2014	
	20.05.2011	10.10.2011	28.04.2012	21.04.2014	27.09.2014
Cyanophycophyta					
<i>Anabaena</i> sp.	x	x	x	x	x
<i>Cylindrospermopsis</i> sp.+					x+
<i>Microcystis</i> sp.	x	x	x	x	x
<i>Oscillatoria formosa</i> +	x+	x+	x+	x+	x+
<i>Oscillatoria limosa</i> +	x+	x+	x+	x+	x+
<i>Oscillatoria princeps</i>		x		x	
<i>Oscillatoria nigro-viridis</i>	x		x	x	
<i>Synechocystis</i> sp.++	x+	x++	x++	x++	x
<i>Synechococcus</i> sp.++	x++	x++	x	x	x
Dinophyta					
<i>Ceratium furca</i>	x	x	x	x	x
<i>Gymnodinium catenatum</i>	x+	x	x+		
<i>Gymnodinium</i> sp.	x	x	x	x	x
<i>Gyrodinium</i> sp.		x		x	
<i>Karlodinium</i> sp.					x
<i>Gonyaulax</i> sp.	x+	x+	x+		
<i>Prorocentrum</i> sp.			x		x
<i>Protoperdinium</i> sp.	x	x			
Heterokontophyta					
<i>Coccolodiscus</i> sp.	x		x	x	
Contaminación bacteriana / bacterial contamination	x+++	x+++			x+++
Muerte de peces / Fish kill	x		x	x	

which confirms the presence of filamentous cyanobacteria in the intertidal zone at points 1 and 2. Dinoflagellate proliferation must have taken place about two weeks before the risk situation report, given that aged cells with abundant cellular contents are observed, as well other lysed cells with cellular material exposition.

It is important to consider that similar events have occurred in the ecosystem since 2011, which constitutes relevant background for risk characterization analyses. In table 3, the results of previous water discoloration reports in the ecosystem obtained by LESA are presented along with the toxic organisms involved.

Table 3. Algal bloom history in the ecosystem obtained by LESA (+: qualitative abundance indicator).

Estos antecedentes han condicionado el análisis sistemático de la laguna, por intereses fundamentalmente sectoriales, y resultan importantes para poder entender la dinámica y/o recurrencia de estos eventos.

Los registros previos indican la presencia en el ecosistema de al menos 18 especies fitoplanctónicas, de ellas al menos 12 con potencial tóxico. Seis especies se mantienen en las floraciones previas desde 2011: *Oscillatoria formosa*, *O. limosa*, *Synechocystis* sp., *Synechococcus* sp., *Ceratium furca* y *Gymnodinium* sp.

Especies relevantes por su abundancia y toxicidad

Cuatro especies destacan por su abundancia y toxicidad: *Cylindrospermopsis raciiborsky*, *Microcystis wesenbergii*, *Karlodinium micrum* y *Oscillatoria limosa*. Su concentración en los diferentes puntos de muestreo se presenta en la figura 5.

Estas especies forman floraciones multispecíficas en todo el acuario, con variaciones entre los diferentes puntos de muestreo. La concentración de *C. raciiborsky* varió entre los diferentes puntos con valores entre 10×10^3

This background has conditioned the systematic analysis of the lagoon due to fundamentally sectorial interests, and it plays an important role in understanding the dynamics and/or occurrence of these events in the lagoon.

Previous records indicate the presence of at least 18 phytoplankton species in the ecosystem, out of which at least 12 have toxic potential. Six species are also present in previous blooms since 2011: *Oscillatoria formosa*, *O. limosa*, *Synechocystis* sp., *Synechococcus* sp., *Ceratium furca*, and *Gymnodinium* sp.

Relevant species due to their abundance and toxicity

Four species stand out for their abundance and toxicity: *Cylindrospermopsis raciiborsky*, *Microcystis wesenbergii*, *Karlodinium micrum*, and *Oscillatoria limosa*. Their concentration at different sampling points is shown in Figure 5.

These species form multispecific blooms throughout the aquatic habitat, with variations among the different sampling points. The concentration of *C. raciiborsky* varied between the different points with values

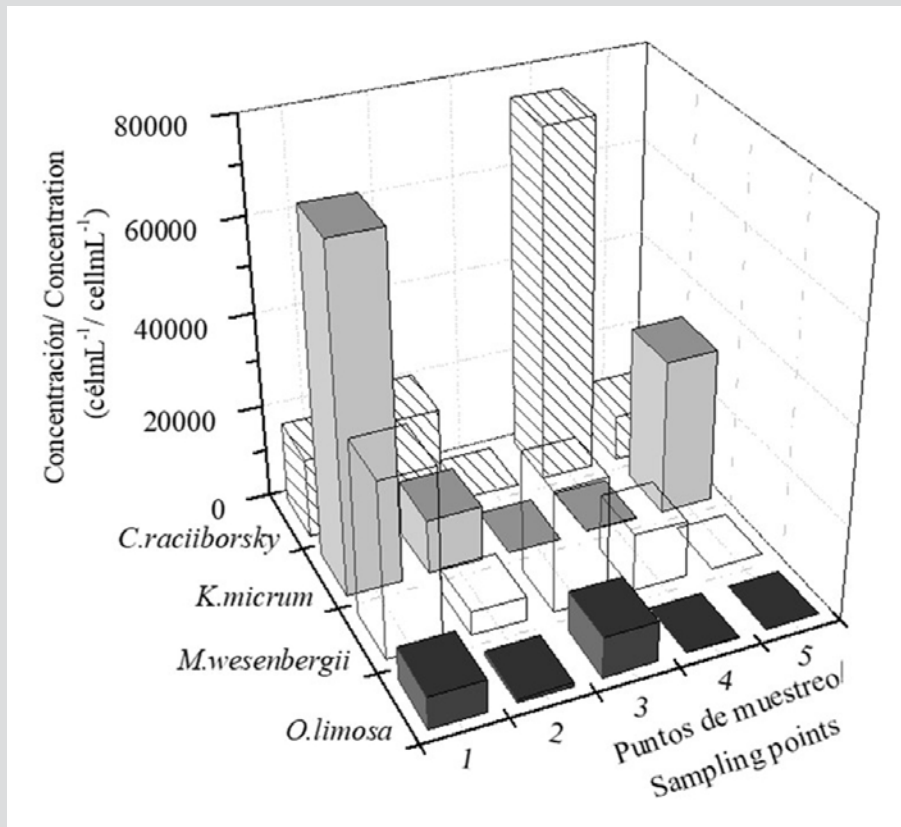


Figura 5. Variación de la concentración de las especies relevantes en los diferentes puntos de muestreo.

Figure 5. Concentration variation of relevant species at the different sampling points.

y 75×10^3 célmL⁻¹. Esta especie no fue detectada en el punto 3 (Figura 5). A los 24 días, su presencia en el sitio de mayor concentración (Punto 4) disminuyó a 120 célmL⁻¹.

Karlodinium micrum se presentó en mayor concentración en los puntos 1 y 5 (33×10^3 y 72×10^3 célmL⁻¹, respectivamente) (Figura 5), siendo su mínima concentración 93 célmL⁻¹ en el punto 4. No se detecta en el punto 3. A los 24 días su presencia en el punto 1 disminuyó hasta 50 célmL⁻¹.

Respecto a *M. wesenbergii* (Figura 6A) se observan en el ecosistema células deformadas, probablemente por efecto de la salinidad, lo que puede indicar el aporte fluvial. Su concentración varió entre los diferentes puntos de muestreo entre 5×10^3 y 37×10^3 célmL⁻¹, siendo el punto 1 el de mayor concentración. No se detecta en el punto 5. A los 24 días, su presencia en el punto 1 disminuyó hasta 11 célmL⁻¹.

Las células de *Oscillatoria limosa* (Figura 6A) presentan en la mayoría de los puntos abundantes burbujas de aire, con un aspecto granuloso, típico de las masas o natas flotantes. En el punto 3 aparece en mayor concentración ($8,6 \times 10^3$ célmL⁻¹), detectándose la menor concentración en el punto 5 (93 célmL⁻¹). A los 24 días su concentración en el punto 3 fue de 22 célmL⁻¹.

En los puntos 1 y 2 estas cuatro especies forman una floración mixta con *Synechocystis* sp., *Synechococcus* sp., y *O. formosa*, siendo la especie mayoritaria en el punto 1 *K. micrum*; mientras que en el punto 2 es mayoritaria *C. raciiborsky*.

En el punto 3, *M. wesenbergii* y *O. limosa* formaron una floración con *Spirulina subsalsa*, con predominio de la primera; mientras que en el punto 4 están presentes las cuatro especies, pero solo *C. raciiborsky* y *M. wesenbergii*, formaron una floración, con *Gymnodinium* sp. y *Synechococcus* sp., siendo notable el predominio de *C. raciiborsky*.

En el punto 5 se identificó una floración con presencia de tres de las cuatro especies: *K. micrum*, *C. raciiborsky* y *O. limosa*, con *O. formosa* y *Oscillatoria nigro-viridis*, siendo predominante *K. micrum*.

Resultado de los análisis del sedimento

En las muestras de sedimento analizadas se identificaron de forma mayoritaria especies de *Oscillatoria* (*O. limosa*, *O. formosa* y *O. princeps*). Se observan además células aisladas de *Coccinodiscus* sp., así como restos y quistes de dinoflagelados.

between 10×10^3 and 75×10^3 cellmL⁻¹. This species was not detected at point 3 (Figure 5). After 24 days, its presence at the site of highest concentration (point 4) decreased to 120 cellmL⁻¹.

Karlodinium micrum appeared with its highest concentration at points 1 and 5 (33×10^3 and 72×10^3 cellmL⁻¹, respectively) (Figure 5), with a minimum concentration of 93 cellmL⁻¹ at point 4. It was not detected at point 3. After 24 days, its presence at point 1 decreased to 50 cellmL⁻¹.

Regarding *M. wesenbergii* (Figure 6A), deformed cells are observed in the ecosystem, probably due to the effect of salinity, which may indicate a fluvial contribution. Its concentration varied among the different sampling points between 5×10^3 and 37×10^3 cellmL⁻¹, with point 1 having the highest concentration. It was not detected at point 5. After 24 days, its presence at point 1 decreased to 11 cellmL⁻¹.

Oscillatoria limosa cells (Figure 6A) have abundant gas vesicles at most points. These bubbles have a granular appearance, which is typical of floating masses or mats. It appears that point 3 has its highest concentration ($8,6 \times 10^3$ cellmL⁻¹), and its lowest concentration was detected at point 5 (93 cellmL⁻¹). After 24 days, its concentration at point 3 was of 22 cellmL⁻¹.

At points 1 and 2, these four species form a mixed bloom with *Synechocystis* sp., *Synechococcus* sp., and *O. formosa*, with *K. micrum* being the most abundant species at point 1, whereas *C. raciiborsky* constitutes the majority at point 2.

At point 3, *M. wesenbergii* and *O. limosa* formed a bloom with *S. subsalsa*, with the first being prevalent; whereas, at point 4, all four species were present, but only *C. raciiborsky* and *M. wesenbergii* formed a bloom with *Gymnodinium* sp. and *Synechococcus* sp. The prevalence of *C. raciiborsky* was noteworthy.

At point 5, a bloom was identified with the presence of three out of the four species: *K. micrum*, *C. raciiborsky* and *O. limosa* with *O. formosa* and *Oscillatoria nigro-viridis*, with the prevalence of *K. micrum*.

Sediment analysis results

In the analyzed sediment samples, *Oscillatoria* species were mostly (*O. limosa*, *O. formosa*, and *O. princeps*). Isolated *Coccinodiscus* sp. cells were also observed, as well as dinoflagellate cells rests and cysts.

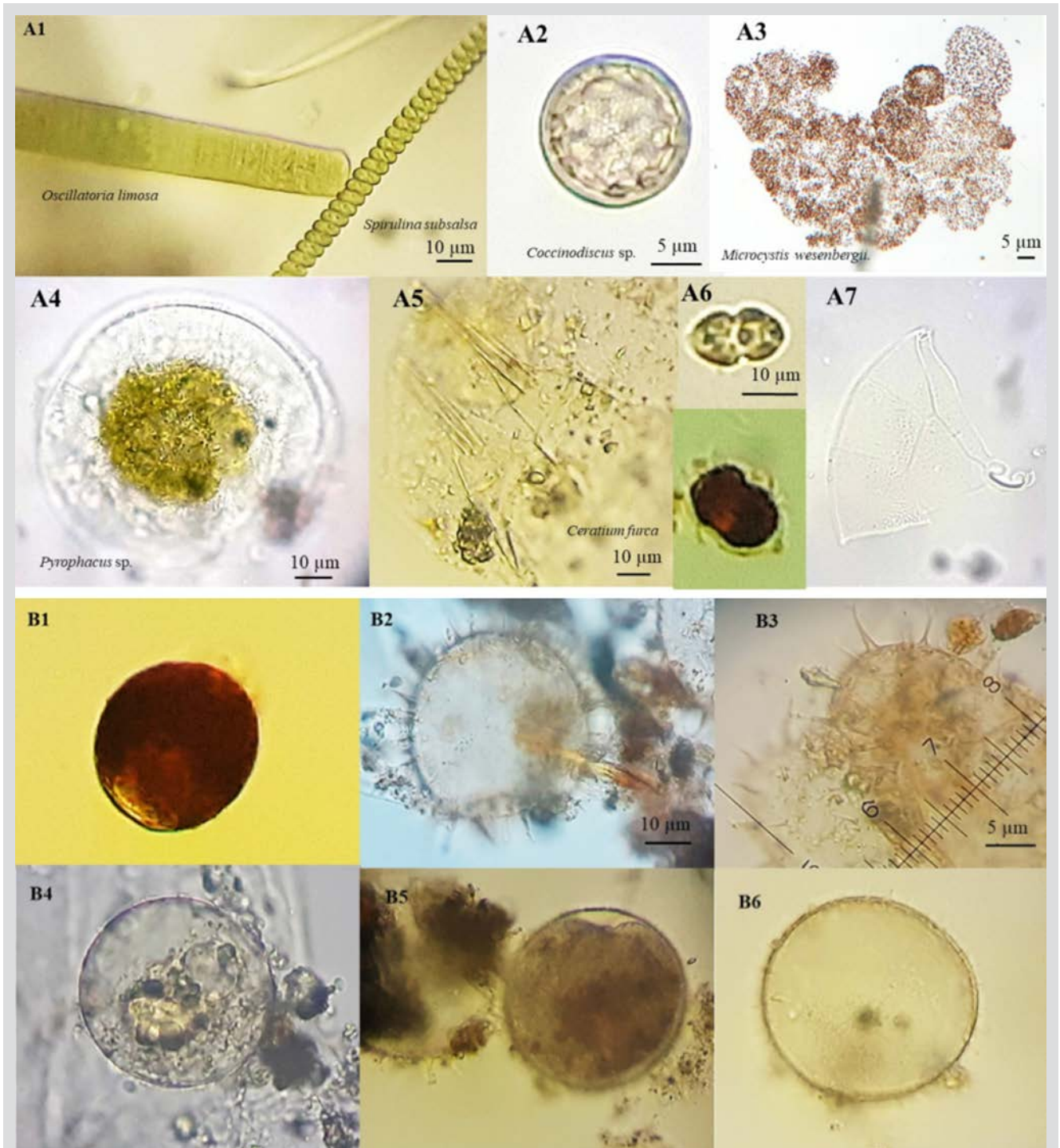


Figura 6. A. Imágenes de especies identificadas; B. Quistes de dinoflagelados. A1. Cianobacterias: *Oscillatoria limosa* y *Spirulina subsalsa*. A2. *Coccinodiscus* sp. A3. *Microcystis wesenbergii*. A4. *Pyrophacus* sp. A5. *Ceratium furca*. A6. *Karlodinium micrum* (arriba apariencia normal, abajo *K. micrum* teñido con Lugol). A7. Resto de dinoflagelado. B1. Quiste compatible con *Gymnodinium catenatum*. B2. Quiste compatible con *Protoperdinium conicum*. B4. Quiste compatible con *Alexandrium affine*. B3, B5-6 Otros quistes.

Figure 6. A. Images of identified species; B. Dinoflagellate cysts. A1. Cyanobacteria: *Oscillatoria limosa* and *Spirulina subsalsa*. A2. *Coccinodiscus* sp. A3. *Microcystis wesenbergii*. A4. *Pyrophacus* sp. A5. *Ceratium furca*. A6. *Karlodinium micrum* (normal appearance above, Lugol-stained *K. micrum* below). A7. Dinoflagellate cell rest. B1. Cyst compatible with *Gymnodinium catenatum*. B2. Cyst compatible with *Protoperdinium conicum*. B4. Cyst compatible with *Alexandrium affine*. B3, B5-6 Other cysts.

Al menos seis tipos diferentes de quistes fueron observados tanto en el sedimento como en la columna de agua:

1. Quistes con características distintivas como la forma esférica, carencia de ornamentos, color pardo oscuro de su envoltura, y apariencia ligeramente reticulada compatibles con los descritos para *Gymnodinium catenatum*.
2. Abundantes quistes ornamentados con envoltura y procesos en forma de espinas puntiagudas, con compresión anteroposterior compatibles con *Protoperidinium conicum* (Matsuoka y Fukuyo, 2000).
3. Quistes elipsoidales con ornamentos y procesos espinosos alargados, con puntas bifurcadas, y envoltura color pardo claro.
4. Quistes esféricos, sin ornamento, pared transparente, superficie lisa, compatible con *Alexandrium affine*.
5. Quistes esféricos con más de una capa, color pardo oscuro y arqueopilo apical con finos procesos en forma de agujas de pequeño tamaño en la pared ornamentada.
6. Quistes con más de una capa, envoltura color amarillo pálido, esféricos, con pequeños procesos en forma de espinas (Figura 6B).

Análisis fisicoquímicos de la columna de agua

Los resultados de los análisis realizados se presentan en la tabla 4. Los valores de oxígeno disuelto (OD) en el acuatorio fueron en general bajos, siendo los puntos más afectados 2, 3 y 4, con valores de $1,25 \pm 0,01$; $1,44 \pm 0,01$ y $1,34 \pm 0,00 \text{ mgL}^{-1}$, respectivamente, los que fueron significativamente mayores que los valores obtenidos en los puntos 1 y 5. Los máximos valores detectados se encuentran por debajo de lo regulado para cuerpos de agua de interés pesquero NC 25:1999, de lo que se infiere que el agua tiene calidad dudosa ($2\text{-}5 \text{ mgL}^{-1}$), a mala ($<2 \text{ mgL}^{-1}$).

Los valores de pH tuvieron poca variación, manteniéndose en el rango de 8 a 8,40; lo que resulta adecuado para estos cuerpos de agua. La temperatura del agua mantuvo valores entre 25 y 25,9 °C. En el caso de la salinidad esta mantuvo valores entre 22 y 30 ups en todo el acuatorio, siendo mínima en el punto 3, lo que podría estar relacionado con vertimientos puntuales; mientras que en el punto 4 se registran los valores máximos.

At least six different types of cysts were observed both in the sediment and the water column:

1. Cysts with distinctive characteristics, such as a spherical shape, a lack of ornaments, the dark brown coloration of its wall, and its fine reticulated appearance, which match those described for *Gymnodinium catenatum*.
2. Abundant ornamented cysts with a wall and spinate processes in the shape of pointy thorns, as well as antero-posterior compression. These match *Protoperidinium conicum* (Matsuoka and Fukuyo, 2000).
3. Ellipsoidal cysts with ornaments and spinate elongated processes, with bifurcated tips and a light brown wall.
4. Spherical cysts without ornaments, a colorless wall, and a flat surface, which matches *Alexandrium affine*.
5. Spherical cysts with more than one layer, a dark brown coloration, and an apical archeopyl with fine processes in the shape of small-sized needles on the ornamented wall.
6. Cysts with more than one layer, a pale-yellow wall, a spherical shape, and small spinate processes (Figure 6B).

Physicochemical analysis of the water column

The results of the analyses are presented in table 4. The dissolved oxygen values (DO) in the aquatic habitat were generally low. Points 2, 3, and 4 were the most affected, with values of 1.25 ± 0.01 , 1.44 ± 0.01 , and $1.34 \pm 0.00 \text{ mgL}^{-1}$, respectively. These values were significantly higher than those obtained at points 1 and 5. The maximum detected values are below limits stated by the regulations for fishing interest water bodies NC 25:1999, which is why it is inferred that the water quality ranges from dubious ($2\text{-}5 \text{ mgL}^{-1}$) to bad ($<2 \text{ mgL}^{-1}$).

The pH values had little variation, and may remain within the range of 8-8.40, which is adequate for these water bodies. The water temperature had values between 25 and 25.9 °C. Salinity values remained between 22 and 30 ups throughout the ecosystem, with its minimum values at point 3, which could be related with specific dumping; whereas the maximum values were recorded at point 4.

Tabla 4. Resultados de análisis fisicoquímicos *in situ*. Se presentan los valores medios y desviaciones estándar. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p = 0,05$).

Puntos de muestreo / Sampling points	Oxígeno disuelto / Dissolved oxygen (mgL^{-1})	Conductividad / Conductivity (μScm^{-1})	pH	T ($^{\circ}\text{C}$)	Salinidad / Salinity	Clorofila <i>a</i> / Chlorophyll <i>a</i> (μgL^{-1})	Cianobacterias / Cyanobacteria (No. cell $\text{mL}^{-1} \times 10^4$)
1	2.21 ± 0.01^b	1371.00 ± 11.20^a	8.08 ± 0.05^a	25.8 ± 0.00^a	24.00 ± 1.00^e	14.56 ± 1.00^f	6324 ± 110^e
2	1.25 ± 0.01^a	1371.00 ± 1.22^a	8.12 ± 0.01^a	25.0 ± 0.01^a	26.00 ± 1.00^a	19.01 ± 0.02^b	4753 ± 93^d
3	1.44 ± 0.01^a	1371.00 ± 0.00^a	8.38 ± 0.01^b	25.9 ± 0.01^a	22.00 ± 2.00^c	20.37 ± 0.04^b	12000 ± 210^a
4	1.34 ± 0.00^a	1372.00 ± 12.00^a	8.28 ± 0.00^b	25.7 ± 0.00^a	30.00 ± 1.00^b	3.97 ± 1.22^g	6295 ± 87^c
5	2.59 ± 0.03^b	1370.00 ± 6.15^a	8.31 ± 0.02^b	25.9 ± 0.02^a	26.00 ± 1.00^e	18.89 ± 0.04^b	9098 ± 99^b

Table 4. Results of *in situ* physicochemical analyses. Mean values and standard deviations are presented. Different letters indicate significant differences ($p = 0.05$).

Según los resultados obtenidos en los puntos 2, 3 y 5 la concentración de clorofila no varía significativamente; sin embargo, la concentración celular de cianobacterias difiere significativamente en cada uno de estos puntos, siendo el más afectado el punto 3, con los más altos niveles de clorofila *a* y cianobacterias ($p = 0,05$), seguido por el punto 5. Visualmente se detectó una masa laxa color verdoso de grandes dimensiones en el punto 3 y bajos valores de oxígeno disuelto. Los puntos 3 y 5 están comparativamente más afectados que el resto, en relación con los parámetros analizados. Los valores más bajos de clorofila *a* se registran en el punto 4 ($3,97 \pm 1,22 \mu\text{gL}^{-1}$) ($p = 0,05$).

Evaluación de las condiciones tróficas del acuatorio

En la tabla 5 se presentan los valores de TSI y la clasificación del estado trófico del ecosistema, considerando diferentes criterios (OCDE, 1982; Vollenweider y Kerekes, 1982; Contreras-Espinosa *et al.*, 1994). El punto con menores valores de TSI fue el punto 4, siendo los valores altos en todos los puntos muestreados ($p = 0,05$), lo que permite su clasificación como ecosistema eutrófico.

Tabla 5. Clasificación del estado trófico de la Laguna de Baconao.

Puntos de muestreo / Sampling points	TSI	Clasificación según Contreras / Classification according to Contreras (1994)	OCDE (1982)
1	56.87 ± 3.66^b	beta-mesotrófico / beta mesotrophic	eutrófico / eutrophic
2	59.49 ± 1.42^b	beta-mesotrófico / beta mesotrophic	eutrófico / eutrophic
3	60.17 ± 1.53^b	beta-mesotrófico / beta mesotrophic	eutrófico / eutrophic
4	44.13 ± 4.02^c	alfa-mesotrófico / alfa mesotrophic	mesotrófico / mesotrophic
5	59.43 ± 1.56^b	beta-mesotrófico / beta mesotrophic	eutrófico / eutrophic
Valor medio / Mean value	56.02		
DE / SD	6.77		
Clasificación general / General classification		beta-mesotrófico / beta mesotrophic	eutrófico / eutrophic

According to the results obtained at points 2, 3, and 5, the chlorophyll concentration does not vary significantly. However, the cellular cyanobacteria concentration differs significantly at each point, with 3 being the most affected, it has the highest levels of chlorophyll *a* and cyanobacteria ($p = 0.05$), followed by point 5. A lax mass was detected at point 3 with a greenish coloration and large dimensions, as well as low dissolved oxygen values. Points 3 and 5 have been the most affected in comparison with regard to the analyzed parameters. The lowest chlorophyll *a* were recorded at point 4 ($3.97 \pm 1.22 \mu\text{gL}^{-1}$) ($p = 0.05$).

Evaluation of the trophic conditions of the aquatic habitat

In table 5, the TSI values and the classification of the trophic state of the ecosystem are presented considering different criteria (OCDE, 1982; Vollenweider y Kerekes, 1982; Contreras-Espinosa *et al.*, 1994). The point with the lowest TSI values was point 4. All values were high at all sampled points ($p = 0.05$), which allows to classify the ecosystem as eutrophic.

Table 5. Classification of the trophic state of the Baconao Lagoon.

DISCUSIÓN

Diagnóstico general

El creciente deterioro de los ecosistemas costeros involucra la calidad de sus aguas, la biodiversidad, el paisaje, tanto sumergido como emergido, y en general compromete sus servicios, generando conflictos de uso, además del impacto directo sobre los valores estéticos, los recursos pesqueros, la infraestructura y el patrimonio construido (Gómez, 2013).

La laguna de Baconao es un ecosistema de interés para el turismo local que debe ser observado sistemáticamente para evitar impactos negativos no deseados sobre la salud humana. Las FAN impactan la vida marina de este ecosistema, siendo uno de los indicadores de alerta la muerte de peces. Debido a los usos del ecosistema (turismo, recreación) estos eventos ponen en riesgo tanto la salud humana, como al propio ecosistema, relacionado ello con las condiciones anóxicas, fetidez y presencia de espumas.

Las evidencias permiten afirmar que el ecosistema es una laguna costera eutrófica en riesgo por contaminación con ficotoxinas, asociada a la presencia de especies formadoras de FAN, fundamentalmente cianobacterias y dinoflagelados, destacando la presencia de cuatro especies relevantes, potencialmente tóxicas, formadoras de FAN, lo que indudablemente tiene relación con la situación de riesgo identificada:

- *Cylindrospermopsis raciiborsky*, especie invasora, cosmopolita, halotolerante, con preferencia por ambientes anóxicos y ricos en fósforo; productora de cilindrospermopsina, asociada a muerte de peces por parálisis, por presentar Veneno Paralítico de Peces (VPP), además de neo-saxitoxina, y saxitoxina (Antunes, 2015; EOL, 2017).
- *Microcystis wesenbergii*, especie cosmopolita potencialmente tóxica, productora de microcistinas (Boyer *et al.*, 2004; Beresovsky *et al.*, 2006; Belykh *et al.*, 2011, 2013; Bittencourt-Oliveira *et al.*, 2011) que crece en ecosistemas eutróficos, y se asocia a floraciones algales (Cronberg y Annadotter, 2006).
- *Karlodinium micrum*, dinoflagelado móvil de pequeño tamaño; especie fitoplanctónica común en ecosistemas costeros. Usualmente presente en bajas concentraciones (10^2 - 10^3 célmL⁻¹), pero capaz de formar floraciones algales (10^4 - 10^5 célmL⁻¹). Su presencia está asociada a muerte de peces por la producción de ictiotoxinas y

DISCUSSION

General diagnosis

The increasing deterioration of coastal ecosystems involves the quality of their waters, biodiversity, and landscape (both submerged and emerged). In general, this compromises the services, which generates use conflicts, in addition to the direct impact on aesthetic values, fishing resources, infrastructure, and built heritage (Gómez, 2013).

The Baconao Lagoon is an ecosystem of interest for local tourism that must be systematically observed to prevent negative undesired impacts on human health. HAB affect the sea life of this ecosystem; one of the alert indicators is fish kills. Due to the uses of the ecosystem (tourism, recreation), these events constitute a risk both human health and the ecosystem itself, which is related to anoxic conditions, stench, and the presence of foams.

The evidence allows stating that the ecosystem is a coastal eutrophic lagoon at risk by contamination with phycotoxins, which is associated with the presence of species that cause HAB, fundamentally cyanobacteria and dinoflagellates, highlighting the presence of four relevant, potentially toxic, HAB-causing species, which is undoubtedly related to the identified risk situation:

- *Cylindrospermopsis raciiborsky*, an invasive, cosmopolitan, halotolerant species with a preference for anoxic and phosphorus-rich environments; it is also a cylindrospermopsin producer, which is associated with fish kills by paralysis, given that it contains Paralyzing Shellfish Poison (PSP), as well as neo-saxitoxins and saxitoxins (Antunes, 2015; EOL, 2017).
- *Microcystis wesenbergii*, a potentially toxic, microcystin-producer cosmopolitan species (Boyer *et al.*, 2004; Beresovsky *et al.*, 2006; Belykh *et al.*, 2011, 2013, Bittencourt-Oliveira *et al.*, 2011) that grows in eutrophic ecosystems and is associated with algal blooms (Cronberg y Annadotter, 2006).
- *Karlodinium micrum*, a mobile small-sized dinoflagellate, a common phytoplankton species in coastal ecosystems. It is usually present in low concentrations (10^2 - 10^3 cellmL⁻¹), but it is able to form algal blooms (10^4 - 10^5 cellmL⁻¹). Its presence is associated with fish kills due to the production of ichthyotoxins and cytotoxins, generally called karlotoxins (Adolf *et al.*, 2007).
- *Oscillatoria limosa*, a toxigenic, benthic species that

citotoxinas, generalmente denominadas karlotoxinas (Adolf *et al.*, 2007).

- *Oscillatoria limosa* especie toxigénica bentónica productora de microcistinas (Cronberg y Annadotter, 2006).

Especialmente toda la laguna tiene un alto potencial de riesgo para la ocurrencia de FAN; específicamente la margen donde se establecen los puntos de muestreo, ya que de acuerdo con dinámica del ecosistema es la más vulnerable por ser zonas de remanso, con un lento recambio de las aguas. Sin embargo, es importante destacar el comportamiento heterogéneo de las especies en los diferentes puntos, formando floraciones diversas. Por otra parte, las evidencias indican que los dinoflagelados forman floraciones de forma recurrente en la laguna, contribuyendo a la productividad primaria, por lo que constituyen un componente importante del plancton.

Atendiendo a los registros meteorológicos este ecosistema recibió una perturbación por aportes pluviales desde la segunda decena de abril, con lapsos de calma, lo que pudo haber favorecido el evento de riesgo; acompañado de altas temperaturas y elevadas tasas de evapotranspiración, que caracterizan a la región.

En 2017, las precipitaciones estuvieron por encima de la norma en todo el país, constituyendo el quinto año más lluvioso de los últimos 57 años. Este comportamiento estuvo asociado a los acumulados de lluvia registrados en la región central y oriental del país, en las que constituyó el sexto y quinto año más lluvioso desde 1961 hasta la fecha, respectivamente (INSMET, 2017a). En la segunda decena del mes abril, destaca la ocurrencia de abundantes lluvias en todo el país. Por otra parte, abril y mayo registraron valores de temperatura por encima de la media histórica, con valores mínimos alterados desde la segunda quincena de abril hasta mayo; reportándose además valores de temperatura en la última decena del mes de mayo, por encima de los 31 °C (INSMET, 2017b; Fonseca-Rivero, 2018).

Las altas temperaturas reportadas durante el 2017, con condiciones particularmente cálidas durante el período lluvioso, corresponden a la tendencia al calentamiento observada en Cuba en los últimos años y a la tendencia global de calentamiento a largo plazo (Fonseca-Rivero, 2018) lo que, sin duda, favorece los eventos de riesgo por presencia de proliferaciones de especies fitoplanctónicas (Paerl *et al.*, 2011).

Aunque el ecosistema es una típica laguna costera, dominada por condiciones costero-marinas, todo parece

produce microcystin (Cronberg and Annadotter, 2006).

In spatial terms, the whole lagoon has a high-risk potential for the occurrence of HAB, specifically along the margin where sampling points were established, given that, according to ecosystem dynamics, it is the most vulnerable, as they are backwater areas with a slow water exchange. However, it is important to highlight the heterogeneous behavior of species at the different sampling points, thus forming diverse blooms. On the other hand, evidence indicates that dinoflagellates form recurrent blooms in the lagoon, which contributes to primary productivity, which is why they constitute an important component of the plankton.

Considering the meteorological reports, this ecosystem was disturbed by the influence of rainwater after the first 20 days of April with some calm periods, which may have favored the risk event, in addition to the high temperatures and the high evapotranspiration rates that characterize the region.

In 2017, rainfalls were above normal throughout the country, thus constituting the fifth rainiest year in the last 57 years. This behavior was associated with the accumulated rain reported in the central and eastern regions of Cuba, which constituted the sixth and fifth rainiest years since 1961 (INSMET, 2017a). In the second ten-day period of April, the abundant rainfall stood out throughout the country. On the other hand, April and May reported temperature values above the historic mean, with alternative minimum values from the second half of April up until; while temperature values above 31 °C were also reported for the last decade of night (INSMET, 2017b; Fonseca-Rivero, 2018).

The high temperatures reported during 2017, with particularly warm condition during the periods of rain, correspond to the tendency towards warming observed in Cuba in recent years and the global long-term warming tendency (Fonseca-Rivero, 2018), which undoubtedly favors risk events due to the proliferation of phytoplankton species (Paerl *et al.*, 2011).

Although the ecosystem is a typical coastal lagoon dominated by coastal-marine conditions it appears that, due to the close marine relations and the channel conditions, there is significant pluvial and fluvial influence on the lagoon's process dynamics, whereupon a 3-2 % variation in salinity was determined, which confers oligohaline characteristics on the ecosystem.

indicar que, debido a la estrecha conexión marina y las condiciones del canal, hay una influencia pluvial y fluvial importante, sobre la dinámica de los procesos de laguna, constatándose una variación de la salinidad de 3 a 2 ‰, que le confiere al ecosistema características oligohalinas.

Esta investigación permite confirmar una situación de contingencia ante la presencia de una floración algal multiespecífica prácticamente en todo el ecosistema, con varios microorganismos potencialmente tóxicos implicados, siendo las principales evidencias: la muerte de peces, alta concentración de cianobacterias, presencia de masas laxas verdosas en la superficie del acuatorio, presencia de varios microorganismos tóxicos asociados a la producción de ictiotoxinas, veneno ciguatérico y paralizantes de peces; fetidez, bajos valores de oxígeno disuelto y alta concentración de clorofila *a*.

En algún momento debió haber una transición de la marea roja o parda a una marea verde, con especies tóxicas y no tóxicas de cianobacterias, esta última con más potencial letal al combinar la acción tóxica con las condiciones anóxicas del ecosistema, lo que justificaría la presencia de mucus en las branquias de peces, constatado en todas las muestras analizadas.

Contrastando los análisis realizados, la FAN pudo ocasionar la muerte de peces, previo registro, lo que pudo estar relacionado con cambios bruscos en las condiciones climatológicas, con aportes pluviales y fluviales al ecosistema, que propiciaron la proliferación de especies fitoplanctónicas. La muerte de peces pudo producirse por efecto de las toxinas y/o por asfixia ya que, si bien se corroboró la presencia de especies ictiotóxicas, en las branquias de los peces analizados se detectó, además, abundante secreción de mucus. La ingestión de peces muertos por los delfines pudo ocasionar su cambio de conducta.

Hay que destacar la presencia a partir del 16 de marzo de 2017 de una nube de polvo del desierto del Sahara sobre el área del Caribe, con persistencia hasta finales del mes de abril, según se pudo constatar después del análisis de las imágenes satelitales y el análisis de los boletines informativos del Instituto Nacional de Meteorología (INSMET, 2017a). Este polvo finamente particulado, viene cargado de hierro y tiene una coloración rojiza compatible con los restos de materia roja micro y nano particulada observados. Por lo que no se descarta una sinergia debido a la fertilización de las aguas por la presencia del polvo del Sahara (Walsh y Steidinger, 2001; Dorta *et al.*, 2002; Sellner *et al.*, 2003; Langlois *et al.* 2012), con los factores climáticos

This research allows confirming a contingency situation in light of the presence of a multi-specific algal bloom almost all over the ecosystem, with several potentially toxic microorganisms involved. The main evidence for this is as follows: fish kills, a high cyanobacteria concentration, the presence of lax greenish masses on the surface of the lagoon, the presence of several toxic microorganisms associated with the production of ichthyotoxins, ciguateric and shellfish paralytic poison, stench, low dissolved oxygen values, and a high chlorophyll *a* concentration.

At some point, there must have been a transition from a red or brown tide to a green one with toxic and non-toxic cyanobacteria species, the latter being more potentially lethal when combining its toxic action with the anoxic conditions of the ecosystem, which may justify the presence of mucus in fish gills, which was verified in all analyzed samples.

By comparing the performed analyses, the HAB may have caused the fish kills, according to the report, which may be related to abrupt changes in weather conditions, with pluvial and fluvial contributions which favored the proliferation of phytoplankton species. The fish kills may have been caused by the effect of toxins and/or by asphyxiation, given that, even though the presence of ichthyotoxin species was corroborated, abundant mucus secretion was also detected in the gills of the analyzed fish. The ingestion of dead fish by the dolphins may have caused the change in their behavior.

It is worth highlighting the presence of a dust cloud from the Sahara Desert over the Caribbean region from March 16, 2017, which persisted until the end of April, as it was verified after the analysis of satellite images and information bulletins of National Meteorological Institute (INSMET, 2017a). This fine-particulate dust is loaded with iron and has a reddish coloration, which is compatible with the traces of red micro and nano particulate matter observed, which is why a synergy due to the water fertilization by the presence of Saharan dust is not discarded (Walsh and Steidinger, 2001; Dorta *et al.*, 2002; Sellner *et al.*, 2003; Langlois *et al.* 2012), along with the conditioning weather factors that jointly allowed the accelerated growth of the phytoplankton species present in the ecosystem, which is eutrophic *per se*. All this, together with the temperature values recorded in the ecosystem, which was above 25 °C, thus favoring the proliferation of phytoplankton species and cyanobacteria (Kosten *et al.*,

condicionantes, que de conjunto permitieron el crecimiento acelerado de especies fitoplanctónicas presentes en el ecosistema, eutrófico *per se*. Todo ello unido a los valores de temperatura del agua registrados en el ecosistema, los que están por encima de 25 °C, favoreciendo la proliferación de especies fitoplanctónicas y cianobacterias (Kosten *et al.*, 2012; Rosso y Giannuzzi, 2015; Yan *et al.*, 2017; Nalley *et al.*, 2018).

Los valores más bajos de clorofila *a* registrados en los puntos 1 y 4 podrían estar relacionados en el punto 1 con la cercanía a dos arroyos (Figura 1) y en el punto 4, posiblemente la cercanía a la entrada de agua proveniente del mar. Es importante señalar que los valores de la concentración de la clorofila *a* en la columna de agua van desde cantidades pequeñas (excepcionalmente 0,01 mgm⁻³) hasta cercanas a los 100 mgm⁻³. Si bien en algunos ecosistemas se han obtenido las máximas concentraciones puntuales que rebasan dichos límites (ej. 126 mgm⁻³) (Contreras-Espinosa *et al.*, 1994).

Los mecanismos que pudieron estar relacionados con la remisión de la FAN pudieron ser los cambios de las condiciones climáticas, la propia dinámica del ecosistema, las pérdidas directas por herbivorismo, constatado a través de la presencia del abundante y diverso zooplancton.

Sobre la implementación del protocolo de gestión de riesgo

El protocolo de gestión de riesgo propuesto para la contaminación por ficotoxinas estuvo enfocado en la mitigación y prevención de impactos negativos; este tuvo como objetivo prioritario proteger la salud humana, considerando la existencia de actividades de turismo y la pesca furtiva de peces, mariscos y portúnidos, en dicho ecosistema; además de fortalecer la red de actores, con alternativas sostenibles a partir de la creación de un grupo de trabajo que incluyó directivos, técnicos a cargo del seguimiento al evento de riesgo, y personal científico o expertos en el tema (equipo interdisciplinario), siendo relevante la presencia de entidades como el gobierno, representado por el CITMA, los responsables del área (Flora y Fauna), la comunidad y las autoridades sanitarias.

La alianza estratégica intersectorial entre el CITMA, Flora y Fauna, y la Universidad (LESA) constituyó un factor clave para el éxito de la implementación del protocolo, lo que permitió la actuación conjunta y rápida de todos los actores, liderados por el CITMA; la aprobación del protocolo por las autoridades locales y la elaboración de

2012; Rosso and Giannuzzi, 2015; Yan *et al.*, 2017; Nalley *et al.*, 2018).

The lowest chlorophyll *a* recorded at points 1 and 4 may be related, at point 1, with two nearby streams (Figure 1) and, at point 4, with the proximity to the inflow of water from the sea. It is important to point out that the chlorophyll *a* concentration values in the water column range from small amounts (exceptionally 0.01 mgm⁻³) to amounts nearing 100 mgm⁻³, even though the specific maximum concentrations that exceed said limits have been obtained in some ecosystems (e.g. 126 mgm⁻³) (Contreras-Espinosa *et al.*, 1994).

The mechanisms that may have been related with the occurrence of the HAB could have been the changes in weather conditions, the ecosystem's own dynamics, and the direct losses by herbivorism, confirmed through the presence of the abundant and diverse zooplankton.

On the implementation of the risk management protocol

The proposed risk management protocol for phycotoxins contamination was focused on mitigating and preventing negative impacts. Its primary objective was to protect human health, considering the existence of tourism activities and fish, shellfish, and Portunidae illegal fishery in the ecosystem, as well as strengthening the actor network, with sustainable alternatives based upon the creation of a workgroup that included executives, technicians in charge of monitoring the risk event, and scientific personnel or experts in HAB (interdisciplinary team), where the presence of entities such as the government was relevant. It was represented by CITMA, those responsible to the area (Flora y Fauna), the community, and sanitary authorities.

The inter-sectorial strategic alliance between CITMA, Flora y Fauna, and the University (LESA) constituted a key factor for the successful implementation of the protocol, which allowed for the joint and rapid action by all parts with the leadership of CITMA. The approval of the protocol by local authorities and the elaboration of a timely communication system also constitute success factors. On the other hand, it was relevant to involve the primary and secondary health care personnel to be able to manage the risk situation and its potential impact on neighboring communities. In general, the actions taken contributed to the knowledge of the ecosystem in terms of its sustainable management, as well as to improving, among the key actors, the perception of the risk by the presence of phycotoxins.

un sistema de comunicación oportuno también constituyen factores de éxito. Por otra parte, resultó relevante involucrar al personal médico de atención primaria y secundaria para poder manejar la situación de riesgo y su impacto potencial en las comunidades aledañas. En general, las acciones desarrolladas contribuyeron al conocimiento del ecosistema en función de su manejo sostenible y a mejorar la percepción del riesgo por presencia de ficotoxinas entre los actores clave.

La primera etapa del protocolo se caracterizó por la detección visual del riesgo a través de indicadores primarios (nivel 1), e indicadores de alarma, como los reportes de toxicidad (nivel 2). Fue esencial a partir de este paso la coordinación con la red de actores, garantizando el flujo de la comunicación de los resultados de la caracterización del riesgo.

Considerando que estos eventos pueden ser recurrentes en el ecosistema es necesario implementar herramientas de control soportadas por las normativas correspondientes, cuestión que en la actualidad no está bien establecido a nivel país, en relación con el riesgo por FAN, lo que puede tener grandes impactos negativos de índole ambiental, económico y social (Anderson, 2009, Anderson *et al.*, 2012).

En el caso que se documenta, no se registran afecciones en humanos, lo que constituye un aspecto a favor del protocolo de gestión implementado; sin embargo, debe garantizarse la preparación y asistencia médica en caso de intoxicación por este tipo de toxinas.

Los parámetros básicos que complementan la vigilancia sistemática deben ser de naturaleza física, química y biológica, tanto cualitativos como cuantitativos. Asimismo deben considerarse las variables meteorológicas, ya que el escenario de riesgo hay que verlo en su totalidad, considerando además que este tipo de evento es multicausal (Anderson *et al.*, 1998, 2002; Ajani *et al.*, 2001; Burkholder *et al.*, 2008; Burns, 2008; Adolf *et al.*, 2009). La dinámica de los episodios nocivos y/o tóxicos varía dependiendo de muchos factores, no sólo las características hidrogeográficas y topográficas de la zona, sino aspectos ecológicos y biológicos del o los organismos involucrados, así como las condiciones socioambientales del entorno.

Entre los factores físicos es relevante tener en cuenta los datos meteorológicos de la zona de estudio; las variables climáticas como vientos, precipitaciones, horas de insolación y nivel de irradiancia promedio; temperatura del agua, turbidez, régimen de mareas e incluso la presencia de

The first stage of protocol was characterized by the visual detection of risk through primary indicators (level 1), as well as alert indicators such as toxicity reports (level 2). Coordination with the actor network was essential in this stage, thus guaranteeing the communication flow of the results of the risk characterization.

Considering that these events may be recurrent in the ecosystem, it is necessary to implement control tools supported by the applicable regulations, a matter that, as of now, is not well established at the national level regarding the risk by HAB, which may have great negative environmental, economic, and social impacts (Anderson, 2009, Anderson *et al.*, 2012).

In the documented case, no diseases are reported in humans, which constitute a favorable aspect of the management protocol implemented. However, medical preparation and assistance must be guaranteed in case of intoxication due to this type of toxins.

The basic parameters that complement the systematic monitoring must be of a physical, chemical, and biological nature, both qualitative and quantitative. Similarly, meteorological variables must be considered since the risk scenario must be observed in its entirety, also taking into account that this kind of event is multicausal (Anderson *et al.*, 1998, 2002; Ajani *et al.*, 2001; Burkholder *et al.*, 2008; Burns, 2008; Adolf *et al.*, 2009). The dynamics of the harmful and/or toxic episodes varies depending on many factors, not only on the hydrographical and topographical features of the area, but also on ecological and biological aspects of the organisms involved, as well as the social-environmental conditions of this setting.

Among the physical factors it is relevant to consider the meteorological data of the study area: climatic variables such as winds, rainfall, sunstroke hours, and the average irradiance level, as well as water temperature, turbidity, tidal regime, and even the presence of Saharan dust (Sellner, 1997; Walsh and Steidinger, 2001, Sellner *et al.*, 2003, Thomazeau *et al.*, 2010; Rijkenberg *et al.*, 2011), since, when atmospheric parameters are conditioned, the rainfall regime, thunderstorms, and the cyclogenesis and evolution of tropical cyclones are modulated (López *et al.*, 2015). Among the chemical indicators, the pigments concentration, especially chlorophyll *a*, as well as salinity and nutrient concentrations, namely nitrates, phosphates, ammonia, iron, and silicates. Biological analyses must be focused on phytoplankton and phyto-benthos, considering qualitative and quantitative aspects.

polvo del Sahara (Sellner, 1997; Walsh y Steidinger, 2001; Sellner *et al.*, 2003; Thomazeau *et al.*, 2010; Rijkenberg *et al.*, 2011), ya que al condicionar los parámetros de la atmósfera, modula el régimen de lluvia, las tormentas eléctricas, la ciclogénesis y la evolución de los ciclones tropicales (López *et al.*, 2015). Entre los indicadores químicos resultan relevantes la concentración de pigmentos, especialmente la clorofila *a*; así como los valores de salinidad y nutrientes, específicamente nitratos, fosfatos, amonio, hierro y silicatos. Los análisis biológicos deben estar enfocados al fitoplancton y al fitobentos, considerando aspectos cualitativos y cuantitativos.

La documentación es un proceso clave durante la implementación del protocolo de gestión de riesgo; en este caso permitió describir detalladamente el episodio, complementado con el uso de instrumentos específicos como encuestas, entrevistas, grupos focales, entre otros, para poder entender la dinámica y estimar la duración del fenómeno a partir de su establecimiento inicial, y la percepción del fenómeno por los usuarios del ecosistema.

Al confirmarse la presencia de organismos potencialmente tóxicos, se deben establecer de inmediato medidas de restricción de usos del ecosistema. Es necesario interrumpir cualquier uso que pueda generar daños colaterales en personas o animales, y que comprometa el equilibrio y servicios del ecosistema; esto constituyó un elemento esencial para prevenir intoxicaciones en humanos.

A continuación, se exponen algunas recomendaciones importantes para entidades costero-dependientes ante el nuevo escenario ambiental y el riesgo que representa la contaminación por ficotoxinas, específicamente para ecosistemas costeros vinculados a la actividad turística, la pesca y/o actividades de ocio o recreativas:

- Es un imperativo la búsqueda de indicadores tempranos que alerten sobre la contaminación del ecosistema con especies potencialmente tóxicas.
- Deben establecerse programas de monitoreo y control para cada acuatorio con este tipo de evento o situación de riesgo.
- La descripción hidromorfológica del acuatorio y un diagnóstico general de sus usos y conflictos deben complementar los análisis de riesgo.
- Algunas especies producen potentes toxinas que pueden ser acumuladas por los organismos marinos filtradores, especialmente por los moluscos bivalvos.

Documentation is a key process during the implementation of the risk management protocol. In this case, it allowed for a detailed description of the episode, complemented by the use of specific instruments such as surveys, interviews, focus groups, among others, to be able to understand dynamics and estimate the duration of the phenomenon from its initial establishment, as well as its perception by the users of the ecosystem.

When the presence of potentially toxic organisms is confirmed, restrictive measures on the uses of the ecosystem must be immediately established. It is necessary to interrupt any use that may generate collateral damage to people or animals or compromises the balance and services provided by the ecosystem. This constituted an essential element to prevent human intoxication.

Hereafter, some important recommendations for coastal-dependent entities are presented in light of the new environmental scenario and the risk due to the phycotoxin contamination, specifically for coastal ecosystems related to touristic activities, fishing, and/or recreational or leisure activities:

- The search for early indicators that warn about contamination of the ecosystem with potentially toxic species is imperative.
- Monitoring and control programs must be established for each aquatic habitat regarding this kind of event or any risk situation.
- A hydromorphological description of the aquatic ecosystem and a general diagnosis of its uses and conflicts must complement the risk analyses.
- Some species produce potent toxins that may be accumulated by filtering marine organisms, especially by bivalve mollusks. Gastropods, crabs, and certain fish are capable of trophically accumulating toxins. Their ingestion has originated and is the cause of very serious human intoxications which may lead to death in some cases (Carreto *et al.*, 2007). Therefore, the systematic risk analyses and timely control measures must be guaranteed to prevent negative impacts.
- Decision-makers must be directly advised by experts; only experts can confirm the total remission of algal bloom and the end of the emergency phase.
- When establishing regulations, the importance of indicators for risk detection from early stages through visual supervision must be considered.

Los gasterópodos, cangrejos y ciertos peces tienen capacidad de acumular toxinas por la vía trófica. Su ingestión ha originado y es la causa de intoxicaciones humanas de suma gravedad que pueden llevar en algunos casos a la muerte (Carreto *et al.*, 2007), por lo que debe garantizarse la sistematicidad en los análisis de riesgo y medidas de control oportunas para evitar impactos negativos.

- Los tomadores de decisión deben estar asesorados directamente por expertos; sólo estos pueden confirmar la remisión total de una floración algal y el final de la fase de emergencia.
- Al establecer regulaciones se debe tener en cuenta la importancia de los indicadores para la detección del riesgo desde etapas tempranas, durante la supervisión visual.
- La capacitación y la comunicación deben formar parte de estrategias específicas que deben ser desarrolladas, con enfoque de sostenibilidad en función del manejo del ecosistema.

Debe considerarse de forma complementaria un cuadro para la toma de decisiones en caso de contaminación con ficotoxinas, el que debe considerar que las especies tóxicas pueden pertenecer a seis grupos diferentes, los que difieren en sus características morfológicas, fisiológicas y ecológicas (Okaichi, 2003). Atendiendo a que los microorganismos más abundantes en el ecosistema en cuanto a diversidad y densidad total fueron las cianobacterias se presenta un cuadro de decisión para el nivel de alerta, en caso de floraciones de cianobacterias, que complementa el protocolo de gestión del riesgo (Tabla 6).

En todos los casos se sugiere, si se cuenta con los recursos necesarios, realizar análisis de toxicidad en vectores (mariscos, peces, bivalvos), el perfil de toxinas de la biomasa fitoplanctónica y del agua; realizar ensayos de toxicidad, como el de inhibición de la fosfatasa alcalina, e incluso se pueden aislar especies y establecer cultivos monoalgales para su estudio, aspectos que también han sido sugeridos previamente (Sar *et al.*, 2002). El cuadro incluye la etapa de vigilancia y debe ser implementado por tomadores de decisión a diferentes niveles. Para cada nivel de acción se establecen tres condiciones (A, B y C), siendo la condición C la transición al próximo nivel.

- Training and communication must be a part of specific strategies that need to be developed with a focus on sustainability as a function of ecosystem management.

To complement the above, a decision-making chart for cases of phycotoxins contamination must be considered, which must state that the toxic species may belong to six different groups that differ in their morphological, physiological, and ecological characteristics (Okaichi, 2003). Taking into account that the most abundant microorganisms in the ecosystem in terms of diversity and total density were cyanobacteria; a decision-making matrix is presented for the alert level in case of cyanobacteria blooms, which complements the risk management protocol (Table 6).

In all cases, it is suggested, if the necessary resources are available, that a vector analysis be performed (shellfish, fish, bivalves), as well as the toxin profile of the water's phytoplankton biomass, toxicity tests (such as the alkaline phosphatase test), and even the isolation of species and the establishment of monoalgal cultures for study. These aspects have also been previously suggested (Sar *et al.*, 2002). The chart includes the monitoring stage and must be implemented by decision-makers at different levels. For each action level, three conditions are established: A, B, and C, with the latter being a transition to the next level.

Tabla 6. Cuadro de decisión para el nivel de alerta en caso de floraciones de cianobacterias planctónicas modificado para lagunas costeras (Gómez *et al.*, 2012).

Table 6. Decision chart for the alert level in case of planktonic cyanobacterial blooms modified to coastal lagoons (Gómez *et al.*, 2012).

Niveles de acción / Action levels	Acciones concretas / Concrete actions
<p>Vigilancia / Monitoring</p> <p>Condición A: La concentración total de células fitoplanctónicas no excede las 1 500 célmL⁻¹. No se detectan cianobacterias tóxicas. / Condition A: The total phytoplankton cell concentration does not exceed 1,500 cellmL⁻¹. Toxic cyanobacteria are not detected.</p> <p>Condición B: La concentración total de cianobacterias no excede los 375 célmL⁻¹ (25 % del recuento total de fitoplancton). No se detectan cianobacterias tóxicas. / Condition B: The total cyanobacteria concentration does not exceed 375 cellmL⁻¹ (25 % of the total phytoplankton count). Toxic cyanobacteria are not detected.</p> <p>Condición C: La concentración total de cianobacterias es alrededor de 500 célmL⁻¹ (≥ 30 %) y no supera el orden de 10³ cél. mL⁻¹. No se detectan cianobacterias tóxicas. / Condition C: The total cyanobacteria concentration is around 500 cellmL⁻¹ (≥ 30 %) and does not exceed the order of 10³ cellmL⁻¹. Toxic cyanobacteria are not detected.</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Realizar inspección visual mensual de cuerpos de agua, incluyendo sitios clave del proceso productivo atendiendo a los indicadores de aviso (Figura 2). / Carrying out monthly visual inspections of water bodies, including key locations for the productive process while considering the warning indicators (Figure 2). • Muestrear al menos cuatro meses por año. / Sampling for at least four months during a year. • Notificar a expertos en caso de indicadores visuales alterados. / Notifying experts in case of altered visual indicators.
<p>Alerta / Alert</p> <p>Condición A: El número de células fitoplanctónicas está entre 20 y 100 × 10³ célmL⁻¹. Color de las aguas afectado visiblemente en partes del acuatorio. Cianobacterias presentes en una concentración del orden de 10³ célmL⁻¹, con tendencia a su dominancia (≥ 40 % de cianobacterias). Se detecta una FAN con presencia de una o más especies de cianobacterias. No se detectan cianobacterias tóxicas. / Condition A: The number of phytoplankton cells is between 20 and 100 × 10³ cellmL⁻¹. Visibly affected water coloration in parts of the aquatic ecosystem. Cyanobacteria presence in a concentration of the order of 10³ cellmL⁻¹, with a dominance tendency (≥ 40 % cyanobacteria). HAB is detected with the presence of one or more cyanobacteria species. Toxic cyanobacteria are not detected.</p> <p>Condición B: El color de las aguas visiblemente afectado en parte del acuatorio. Las cianobacterias están en una concentración en el orden de 10³ célmL⁻¹ y su concentración representa más del 50 % del total de células del fitoplancton. Se detecta una FAN con presencia de una o más especies de cianobacterias. No se detectan cianobacterias tóxicas. Condition B: Water coloration visibly affected in parts of the aquatic ecosystem. Cyanobacteria concentration are in the order of 10³ cellmL⁻¹, and their concentration represents within 50 % of the total phytoplankton cells. HAB will be detected with the presence of one or more cyanobacteria species. Toxic cyanobacteria are not detected.</p> <p>Condición C: Color de las aguas afectado visiblemente. Dominancia de cianobacterias. Se detecta al menos una especie de cianobacteria tóxica y su concentración supera las 100 célmL⁻¹. Condition C: Water coloration visibly affected. Cyanobacterial dominance. At least one toxic cyanobacteria species is detected, and its concentration exceeds 100 cellmL⁻¹.</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Incrementar la frecuencia de muestreo (al menos semanalmente), incluyendo el 60 % del proceso productivo en caso de empresas costero- dependientes como salineras, piscifactorías u otras que utilicen agua directamente del ecosistema. / Increasing the sampling frequency (at least weekly) including 60 % of the productive process in the case of coastal-dependent businesses such as salt producers, fish farms, and others which make direct use of the ecosystem's water. • Implementar supervisión diaria del ecosistema o proceso. / Implementing daily supervision of the ecosystem or processes. • Activar Comisión de Gestión de Riesgo. / Activating the Risk Management Commission. • Convocar a la red de actores. / Summoning the actor network. • Notificar a autoridades sanitarias y a los responsables de la gestión del ecosistema. / Notifying the sanitary authorities and those responsible for ecosystem management. • Reportar al gobierno local. / Reporting to the local government. • Inspeccionar y muestrear en al menos tres sitios para determinar la extensión del problema. / Inspecting and sampling activities in at least three sites to determine the reach of the problem. • Poner señalética advirtiendo sobre la situación de riesgo. / Putting up signs warning about the risk situation. • Coordinar con los órganos de control local de la ciudadanía. / Coordinating with citizen local control agencies. • Notificar a expertos para identificar toxinas asociadas a la especie de cianobacteria y tomar las medidas pertinentes en coordinación con las autoridades sanitarias. / Notifying experts to identify toxins associated with cyanobacteria species and take appropriate measures in coordination with sanitary authorities. • Implementar un sistema de alerta epidemiológica temprana para rastreo de síntomas relacionados con la toxina. / Implementing an early epidemiological alert system to track symptoms related to the toxin. • Documentar la situación de riesgo, especificando fechas, y condiciones ambientales, así como todas las evidencias posibles. / Documenting the risk situation specifying dates, environmental conditions, and as much evidence as possible.

Niveles de acción / Action levels	Acciones concretas / Concrete actions
<p>Alerta máxima - Contingencia / Maximum alert - Contingency</p> <p>Condición A: Discoloración del agua en gran parte del acuatorio. Concentración fitoplanctónica en el orden de 10^4 o 10^5 célmL⁻¹. Existe al menos una especie de cianobacteria potencialmente tóxica y su concentración excede el orden de 10^3 célmL⁻¹. Se confirma la presencia de una FAN. Existe al menos un reporte de efecto tóxico documentado en humanos o animales (muerte de peces, o manifestaciones clínicas en humanos por exposición al agua). / Condition A: Water discoloration in most of the aquatic habitat. Phytoplankton concentration in the order of 10^4 or 10^5 cellmL⁻¹. There is at least one potentially toxic cyanobacteria species, and its concentration exceeds the order of 10^3 cellmL⁻¹. The presence of HAB is confirmed. There is at least one report of toxic effects documented in humans or animals (fish kills, clinical manifestations in humans due to water exposure).</p> <p>Condición B: Espumas consistentes, masas verde-azules flotando en el ecosistema; tapetes verdes en el sedimento o en las márgenes del acuatorio. La concentración de al menos una especie de cianobacterias es mayoritaria y está en el orden de 10^4 célmL⁻¹. El ecosistema está afectado por una FAN en una extensión considerable ($\geq 60\%$). Existen algunos reportes de efecto tóxico documentado en humanos o animales (muerte de peces, o manifestaciones clínicas en humanos por exposición al agua). Condition B: Consistent foams, green-blue masses floating in the ecosystem, green mats on the sediment or the margins of the ecosystem. The concentration of at least one cyanobacteria species is predominant and of the order of 10^4 cellmL⁻¹. The ecosystem is affected by HAB to a considerable extent ($\geq 60\%$). There are some reports of toxic effects documented in humans or animals (fish kills or clinical manifestations in humans is due to water exposure).</p> <p>Condición C: Discoloración persistente de las aguas. La concentración de al menos una especie de cianobacteria es mayoritaria y excede el orden de 10^4 célmL⁻¹. Muerte de animales o humanos. Daños extensos, afectaciones permanentes al ecosistema, muerte de varias especies acuáticas. Existencia de otros microorganismos tóxicos (ej. dinoflagelados, diatomeas) en altas concentraciones ($\geq 10^3$ célmL⁻¹). Presencia de espumas, masas laxas flotantes. Fetidez. Condition C: Persistent water discoloration. The concentration of at least one cyanobacteria species is predominant and exceeds the order of 10^4 cellmL⁻¹. Death of animals or humans. Extensive damage, permanent damage to the ecosystem, death of several aquatic species. The existence of other toxic microorganisms (e.g. dinoflagellates, diatoms) in high concentrations ($\geq 10^3$ cellmL⁻¹). Presence of foams, floating lax masses. Stench.</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Restringir usos del ecosistema por al menos 30 días (pesca, baño, ocio). / Restricting the uses of the ecosystem for at least 30 days (fishing, bathing, leisure). • Documentar la situación de riesgo, especificando fechas, y condiciones ambientales, recogiendo todas las evidencias posibles. / Documenting the risk situation specifying dates, environmental conditions, and as much evidence as possible. • Implementar supervisión visual del ecosistema diariamente durante al menos 30 días. / Implementing daily visual supervision of the ecosystem for at least 30 days. • Incrementar frecuencia de muestreo (cada 3 o 5 días). / Increasing the sampling frequency (every three or five days). • Establecer al menos cinco sitios de muestreo para poder caracterizar el riesgo y evaluar el impacto en el ecosistema. / Establishing at least five sampling sites to be able to characterize the risk and evaluate its impact on the ecosystem. • Implementar de inmediato el protocolo de gestión del riesgo, en caso de no haberlo hecho con antelación. / Immediately implementing the risk management protocol, in case it has not been done in advance. • Desarrollar una estrategia de comunicación pública que integre varios medios. / Developing a public communication strategy that integrates several media. • Las autoridades sanitarias y los actores clave deben garantizar acciones conjuntas. / Sanitary authorities and key actors must guarantee joint actions. • Señalizar el ecosistema, advirtiendo sobre el riesgo inminente para la vida. / Putting up signs in the ecosystem that warn about the imminent risk to life. • Controlar las restricciones de uso a través de acciones conjuntas con el gobierno y las autoridades competentes. / Controlling use restrictions rejoined actions with the government and competent authorities. • Crear puestos médicos para evaluar daños a la población. / Setting up medical outposts to evaluate damage to the population. • Garantizar la vigilancia del ecosistema al menos 35 días y hasta 3 meses. / Guaranteeing the monitoring of the ecosystem for at least 35 days and up to three months. • Analizar y aplicar alternativas para la recuperación del ecosistema. / Analyzing and applying alternatives for the recovery of the ecosystem.

El balance entre análisis de riesgos y la relación costo-beneficio, siempre va a estar presente en entidades que operan en ecosistemas contaminados, específicamente en aquellos donde existe documentación previa de floraciones algales recurrentes o brotes tóxicos. Sin embargo, debe entenderse que operar en condiciones de riesgo, implica un compromiso de los actores clave y tomadores de decisión, ya que ello puede implicar severos daños a la salud humana, además del deterioro progresivo del ecosistema hasta la total invalidez de sus servicios, de lo que ya existen casos documentados a nivel mundial (Murugan *et al.*, 2013).

The balance between the risk analyses and the cost-benefit relationship will always be present in entities operating in contaminated ecosystems, specifically in those where there is previous documentation of recurring algal blooms or toxic outbreaks. However, it must be understood that operating under risk conditions implies compromise from key actors and decision-makers, given that it may imply severe damage to human health, in addition to the progressive deterioration of the ecosystem up to the total unfeasibility of its services, of which there are already documented cases at the global level (Murugan *et al.*, 2013).



CONCLUSIONES

La laguna de Baconao es un ecosistema eutrófico en riesgo latente por la presencia de FAN. La presencia de una FAN mixta de cianobacterias y dinoflagelados tóxicos condicionó la muerte masiva de peces, implementándose de inmediato un procedimiento de toma de decisiones y un protocolo de gestión de riesgo enfocado en la mitigación y prevención de impactos negativos en las especies marinas y las comunidades aledañas.

Se desarrollaron acciones inmediatas entre las que destacan: la creación de una comisión de gestión del riesgo multisectorial e interdisciplinaria, la restricción de usos del ecosistema, la comunicación a todos los actores, la revisión y reelaboración de los planes de contingencia de entidades con intereses en el acuatorio y el desarrollo de un plan de monitoreo intensivo que permitió la participación de expertos y su interacción directa con tomadores de decisión.

La acción coordinada entre actores clave y el liderazgo del CITMA garantizó el éxito de la implementación del protocolo para una situación de contingencia. El protocolo implementado y el cuadro de decisión para el nivel de alerta en caso de floraciones de cianobacterias planctónicas modificado para lagunas costeras puede ser aplicado en cualquier ecosistema con esta situación de riesgo.

En los ecosistemas donde las FAN son eventos recurrentes, la vigilancia debe ser sistemática; lo que se logra a través del fortalecimiento de la red de actores; la alianza entre los actores clave facilita el intercambio y la cooperación permanente, y la acción rápida durante la situación de contingencia, con la participación comunitaria.

CONCLUSIONS

The Baconao Lagoon is a eutrophic ecosystem at latent risk of HAB. The presence of a mixed HAB involving toxic cyanobacteria dinoflagellates conditioned the massive fish kills, in response to which a decision-making procedure and a risk management protocol focused on mitigating and preventing negative impacts on marine species and neighboring communities were immediately implemented.

Immediate actions were developed, among which the following stand out: the creation of the multi-sectorial and interdisciplinary risk management commission, the restriction of ecosystem uses, communication with all actors, the review and re-elaboration of the contingency plans of entities with interests on the aquatic habitat, and the development of an intensive monitoring plan that allowed the participation of experts in their direct interaction with the decision-makers.

Coordinated action between key actors and CITMA's leadership guaranteed the successful implementation of the protocol for a contingency situation. The implemented protocol and the decision matrix for the alert level in case of planktonic cyanobacterial blooms modified for coastal lagoons may be applied on any ecosystem under these risk conditions.

In ecosystems where HAB are recurring events, monitoring must be systematic, which is achieved through the strengthening of the actor network; the alliance between key actors facilitates exchange and permanent cooperation, as well as rapid action during contingency situations, along with community participation.

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Aboal, M.S. 2005. Producción de microcistinas en ecosistemas de regiones áridas: factores ambientales y efectos biológicos. I Jorn. Esp. Est. Microcistinas, Univ. Zaragoza, 37 p.
- Adolf, J.E., T.R. Bachvaroff, D.N. Krupatkina, H. Nonogaki, P.J.P. Brown, A.J. Lewitus, H. R. Harvey and A.R. Place. 2006. Species specificity and potential roles of *Karlodinium micrum* toxin. Afr. J. Mar. Sci., 28(2): 415-419. <https://doi.org/10.2989/18142320609504189>
- Adolf, J.E., D. Krupatkina, T. Bachvaroff and A.R. Place. 2007. Karlotoxin mediates grazing by *Oxyrrhis marina* on strains of *Karlodinium veneficum*. Harmful Algae, 6(3): 400-412. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2006.12.003>.
- Adolf, J.E., T. R. Bachvaroff and A. R. Place. 2009. Environmental modulation of Karlotoxin levels in strains of the cosmopolitan dinoflagellate, *Karlodinium veneficum* (Dinophyceae). J. Phycol., 45(1): 176-192. <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2008.00641.x>.
- Ajani, P., G. Hallegraef and T. Pritchard. 2001. Historic overview of algal blooms in marine and estuarine waters of New South Wales, Australia. Proc. Linn. Soc. NSW, 123, 1-22.
- Alawadi, F. 2010. Detection of surface algal blooms using the newly developed algorithm surface algal bloom index (SABI). Rem- Sens. Oc., Sea Ice, Large Water Reg., 7825. <https://doi.org/10.1117/12.862096>.
- Anderson, A.D. Cembella and G.M. Hallegraef (Eds.). 1998. Physiological ecology of harmful algal bloom. Springer-Verlag, Heidelberg. 600 p.

- Anderson, A.D., Cembella and G.M. Hallegraeff. 2012. Progress in understanding harmful algal blooms: paradigm shifts and new technologies for research, monitoring, and management. *Ann. Rev. Mar. Sci.*, 4: 143-176.
- Anderson, D.M. 2004. Prevention, control and mitigation of harmful algal blooms: multiple approaches to HAB management. *Harmful Algae Mana. Mitig.*, 123-130.
- Anderson, D.M. 2009. Approaches to monitoring, control and management of harmful algal blooms (HABs). *Oc. Coast. Manag.*, 52(7): 342-347.
- Anderson, D.M., P.M. Gilbert and J.M. Burkholder. 2002. Harmful algal blooms and eutrophication: Nutrient sources, composition, and consequences. *Estuaries*, 25: 704-726.
- Anderson D.M., J.M. Burkholder, W.P. Cochlan, P.M. Glibert, C.J. Gobler, C.A. Heif, R.M. Kudelag, M.L. Parsonsh, J.E. Renseli, D.W. Townsend, V.L. Trainerk and G.A. Vargol. 2008. Harmful algal blooms and eutrophication: Examining linkages from selected coastal regions of the United States *Harmful Algae. HABs Eutroph.*, 8(1): 39-53.
- Andrinolo, D., P. Pereira, L. Giannuzzi, C. Aura, S. Massera, M. Caneo, J. Caixach, M. Barco and R. Echenique. 2007. Occurrence of *Microcystis aeruginosa* and microcystins in Rio de la Plata river (Argentina). *Acta Toxicol. Arg.*, 15(1): 8-14.
- Antunes, J.T., P.N. Leão and V.M. Vasconcelos. 2015. *Cylindrospermopsis raciborskii*: review of the distribution, V.M. Phytogeography, and ecophysiology of a global invasive species. *Front. Microbiol.*, 6, 473.
- Arce, O. 2007. Eutrofización de cuerpos de agua. Tesis Maestría Ing. Amb., Univ. San Simón. Cochabamba. <http://www.fcyt.umss.edu.bo/docentes/29/documentos/Eutrofizacion.pdf>. 30 p
- Badylak, S., E.J. Philips, P. Baker, J. Fajans and R. Boler. 2007. Distributions of phytoplankton in Tampa Bay estuary, USA 2002-2003. *Bull. Mar. Sci.*, 80(2): 295-317.
- Balech, E. 1988. Los dinoflagelados del Atlántico Sudoccidental (Vol. I). Min. Agric. Pesca Aliment., Publ. Espec., Inst. Esp. Oceanogr. 310 p.
- Belykh, O.I., E.G. Sorokovikova, G.A. Fedorova, O.V. Kaluzhnaya, E.S. Korneva, M.V. Sakirko and T.A. Sherbakova. 2011. Presence and genetic diversity of microcystin-producing cyanobacteria (*Anabaena* and *Microcystis*) in Lake Kotokel (Russia, Lake Baikal Region). *Hydrobiologia*, 671(1): 241-252. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0724-2>.
- Belykh, O.I., O.A. Dimitrieva, A.S. Gladkikh and E.G. Sorokovikova. 2013. Identification of toxigenic cyanobacteria of the genus *Microcystis* in the Curonian Lagoon (Baltic Sea). *Oceanology*, 53(1), 71-79. <https://doi.org/10.1134/S0001437013010025>.
- Beresovsky, D., O. Hadas, A. Livne, A. Sukenik, A. Kaplan and S. Carmeli. 2006. Toxins and biologically active secondary metabolites of *Microcystis* sp. isolated from Lake Kinneret. *Isr. J. Chem.*, 46(1), 79-87. <https://doi.org/10.1560/Fe24-Vyuf-Ctd-Hb7x>.
- Biagini, M. 1980. Valutazioni dell'inquinamento delle acque correnti per mezzo del fitoplancton. *Biol. Ital.*, 10(9): 20.
- Bittencourt-Oliveira, M., M. Oliveira and E. Pinto. 2011. Diversity of microcystin-producing genotypes in Brazilian strains of *Microcystis* (Cyanobacteria). *Braz. J. Biol.*, 71(1): 209-216.
- Bold, H.C. and M.J. Wynne. 1978. Introduction to the algae. Structure and Reproduction. Prentice Hall, New Jersey. 706 p.
- Boyer, G. L., M.C. Watzin, A.D. Shambaugh, M.F. Satchwell, B.H. Rosen and T. Mihuc. 2004. The occurrence of cyanobacterial toxins in Lake Champlain. *Lake Champlain: Partn. Res. earch New Mill.*, 241-257.
- Brand, J.J. 2006. The Culture Collection of Algae. UTEX, University of Texas at Austin. UTEX www.utex.org
- Burkholder, J. M., B.W. Touchette, E.H. Allen, J.L. Alexander and P.A. Rublee. 2008. Environmental conditions, cyanobacteria and microcystin concentrations in potable water supply reservoirs in North Carolina, USA. *Cyanobact. Harmful Algal Blooms: State Sci. Res. Needs*, 619: 293-294.
- Burns, J. 2008. Chapter 5: Toxic cyanobacteria in Florida waters. *Cyanobact. Harmful Algal Blooms: State Sci. Res. Needs*, 619: 127-137.
- Calandrino, E.S. and H.W. Paerl. 2011. Determining the potential for the proliferation of the harmful cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* in Currituck Sound, North Carolina. *Harmful Algae*, 11: 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2011.04.003>.
- Cameán, A.M., I. Moreno, A. Jos, G. Repetto, S. Pichardo y A.I. Prieto. 2005. Cianobacterias y cianotoxinas: necesidad de su control en el agua de consumo humano. *Rev. Salud Amb.*, 5(2): 137-141.
- Carmichael, W.W. 2001. Health effects of toxin-producing cyanobacteria: "The CyanoHABs". *Human Ecol. Risk Asses.*, 7(5): 1393-1407. <https://doi.org/10.1080/20018091095087>.
- Carrasco, D., E. 2007. Cianobacterias planctónicas y cianotoxinas en embalses españoles. Tesis Doctoral Univ. Aut. Madrid, Dep. Biol., Madrid. 320 p. <https://repositorio.uam.es>
- Carreto, J.I., M. Carignan y N. Montoya. 2007. Florecimientos de algas nocivas. Atlas de Sensibilidad Ambiental del Mar y la Costa. 23 p.
- CDCP. 2006. Ciguatera fish poisoning-Texas, 1998, and South Carolina, 2004. *Morbidity Mortality Weekly Rep.*, (1545-861X). <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=cmedm&AN=16943762&lang=es&site=ehost-live>
- CITMA. 2011. Informe de proyecto: Manejo y control de especies exóticas invasoras. CITMA. Del. Terr. Guantánamo, Guantánamo. 25 p.
- CNAP (Ed.). 2004. Las áreas protegidas de Cuba. Min. Cienc., Tecnol. Medio Amb. (CITMA). La Habana. 34 p. <http://www.snap.cu/>
- Comas, A.A. 2007. Cianoprocariotas (cianobacterias, cianofíceas) y microalgas como indicadores de la calidad del agua en el embalse, Paso Bonito, Cienfuegos. En: REDCIEN (Ed.), Principales resultados de la ciencia y la innovación tecnológica. Inst. Inf. Cient. Tecnol., Cienfuegos.



- Contreras-Espinosa, F., O. Castañeda y A. García-Nagaya. 1994. La clorofila como base para un índice trófico en lagunas costeras mexicanas. An. Inst. Cienc. Mar Limnol. Univ. Nal. Aut. Méx., 21(1-2): 55-66.
- Cronberg, G. 1999. Qualitative and quantitative investigations of phytoplankton in Lake Ringsjon, Scania, Sweden. Hydrobiologia, 404: 27-40. <https://doi.org/10.1023/A:1003757504155>
- Cronberg, G. and H. Annadotter (Eds.). 2006. Manual on aquatic cyanobacteria. A Photo guide and a synopsis of their toxicology. IOCUNESCO, Copenhagen. 106 p.
- Da Silva, A. 2009. Bioacumulação de cianotoxinas e seus efeitos em organismos aquáticos. Oecol. Brasil., 13(2): 272-312.
- De la Cruz, A. 1984. El muestreo integrado y el conteo inmediato de fitoplancton en ecosistemas limitados. Rev. Invest. Mar., 5(3): 15-24.
- Delgado, G. 2005. Dinoflagelados bentónicos tóxicos asociados a la ciguatera: abundancia, toxicidad y relación con los factores ambientales de un área del litoral noroccidental de Cuba. Tesis Doctorado, CIBNOR, México. Tesis Digitales CIBNOR <http://dspace.cobnor.mx:8080/handle/123456789/96>. 88 pp.
- Delgado, G., C.H. Lechuga-Devéze, G. Popowski, L. Troccoli and C.A. Salinas. 2006. Epiphytic dinoflagellates associated with ciguatera in the northwestern coast of Cuba. Rev. Biol. Trop., 54(2).
- Dillard, G. (Ed.). 1999. Common freshwater algae of the United States: an illustrated key to the genera (excluding the diatoms): Gebrüder Borntraeger. Cramer, Berlin, Stuttgart. 1st ed. 173 p.
- Dorta, P., M.D. Gelado, P. Cardona, C. Collado, C. Criado, J. Hernandez, S. Mendoza, V. Siruela, M.E. Torres, D. Curbelo, P. López y E. Rodríguez. 2002. Algunas consideraciones sobre la importancia del polvo de origen sahariano en el clima del archipiélago canario y su aporte a las aguas superficiales oceánicas: el episodio de abril de 2002. Publ. Asoc. Esp. Climatol. Serie A, (3), 24 p.
- Echavarría, E.P., A.C. González, Comas, A.M. San Pedro y E.C. Veitia. 2002. Las microalgas como indicadoras de contaminación orgánica en el río San Juan. En: La directiva marco del agua: realidades y futuros: 482-486. EOL. 2017. *Cylindrospermopsis raciborskii*. <http://eol.org/pages/919240/overview>
- Faust, M.A. 2009. Ciguatera causing dinoflagellates in a coral reef mangrove ecosystem, Belize. Atoll Res. Bull., 569.
- Faust, S. and D. Gullede. 2002. Identifying harmful marine dinoflagellates. Contr. US Nat. Herb., 42, 144 p.
- Figueredo L. y F. Acosta. 2008. Objetos de conservación de la flora y la vegetación de los cerros calizos costeros de la Reserva de la Biosfera Baconao, Santiago de Cuba. Foresta Veracruzana, 10(2): 9-16.
- Fonseca-Rivero, A., V. Cutié-Cancino, I.T. González-García, I.T., Hernández-Sosa, M.N. Valderá-Figueroa, D. Hernández González y A. Cabrera-Medina. 2018. Estado del clima en Cuba 2017. Resumen ampliado. Rev. Cub. Meteor., 24(2): 226-237.
- Fritz, L. and R.E. Triemer. 1985. A rapid simple technique utilizing CalcofluorWhiteM2R for the visualization of dinoflagellate thecal plates. J. Phycol. 21: 662-664.
- Golubic, S., R.M.M. Abed, K. Palinska, S. Pauillac, M. Chinain and D. Laurent. 2010. Marine toxic cyanobacteria: Diversity, environmental responses and hazards. Toxicon, 56(5): 836-841. <https://doi.org/10.1016/j.toxicon.2009.07.023>.
- Gómez, L. 2007. Primer reporte de *Prorocentrum micans* Ehrenberg 1833 asociado a un bloom mixto de *Ceratium lineatum* y *C. fusus*, en aguas de la bahía de Santiago de Cuba. Rev. Invest. Mar., 28(2): 177-179.
- Gómez, L. 2013. Propuesta de un protocolo para la gestión del riesgo por contaminación con biotoxinas en industrias costero-dependientes asociadas a bahías. Invest. Saber., 2(1): 63-72.
- Gómez, L., B. Álamo y J.C. Rodríguez-Tito. 2010. Riesgo de contaminación con cianobacterias en tres embalses de agua de Santiago de Cuba. Medisan, 14(2): 175-183.
- Gómez, L., H.I. Álvarez, J.C. Rodríguez-Tito y B. Álamo. 2011. Cianobacterias: un riesgo emergente en embalses de agua de Santiago de Cuba. Univ. Oriente (Ed.) 76 p. http://www.cnea.uo.edu.cu/index.php?option=com_remository&Itemid=130&func=select&id=3
- Gómez, L., I. Álvarez y J.C. Rodríguez-Tito. 2012. Cuba: Toxic cyanobacteria risk assessment, research and management:40-48. In Chorus, I. (Ed.), Current approaches to cyanotoxin risk assessment, risk management and regulations in different countries. Germany: Fed. Environ. Ag., Germany.
- Gómez, L., O. Asín e Y. Ortega. 2014. Primer reporte de *Oxyrrhis marina* Dujardin 1841 en la bahía de Guantánamo, Cuba. Rev. Invest. Mar., 34(1): 1-8.
- Gómez, L., U. Díaz, A. Fernández, Y. Licea y I. Álvarez, I. 2006. Floraciones algales nocivas en la bahía de Santiago de Cuba. IV Taller Internal. Contam. Protec. Medio Amb., Conyma, La Habana. <https://www.oceandocs.org/handle/1834/2251>
- Gómez, L., Y. Larduet, Y., y N. Abrahantes. 2001. Contaminación y biodiversidad en ecosistemas acuáticos. El fitoplancton de la bahía de Santiago de Cuba. Rev. Invest. Mar., 22(3): 191-197.
- Gómez, L., Y. Licea, U. Díaz y I. Álvarez. 2007. Primer reporte de *Cochlodinium polykrikoides* (Margalef, 1961) en aguas cubanas. Rev. Invest. Mar., 28(1): 87-89.
- Greenberg, T., H. Shear, J.D. Sánchez and M.A. Ortiz-Jiménez. 2008. Preliminary analysis of water pollution in a small lake in Western Mexico. Water Poll., 11: 13-21. <https://doi.org/10.2495/Wp080021>
- Guiry, M.D. and G.M. Guiry. 2014. Algaebase. Retrieved 8 julio 2013. Nat. Univ. Ireland <http://www.algaebase.org/index.lasso>
- INSMET. 2017a. Boletín de la Vigilancia del Clima. Mayo. Vol. 29. Inst. Meteor., La Habana. 19 p.

- INSMET. 2017b. Resumen mensual. Diciembre. <http://www.insmet.cu/asp/genesis.asp?TB0=PLANTILLAS&TB1=MES&TB2=Mes/Diciembre2015>.
- Jos, Á., A. M. Cameán, A. I. Prieto, I. Moreno, L. Atencio, M. Puerto y S. Pichardo. 2008. Efectos tóxicos producidos por las microcistinas en peces. *Rev. Toxicol.*, 25(1-3): 1-72.
- Kosten, S., V.L. Huszar, E. Becares, L.S. Costa, E. van Donk, L.A. Hansson, E. Jeppesen, C. Kruk, G. Lacerot, N. Mazzeo, L. De Meester, B. Moss, M. Lurling, T. Noges, S. and M. Scheffer. 2012. Warmer climates boost cyanobacterial dominance in shallow lakes. *Global Change Biol.*, 18(1): 118-126. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02488.x>.
- Langlois, R.J., M.M. Mills, C. Ridame, P. Croot and J. LaRoche. 2012. Diazotrophic bacteria respond to Saharan dust additions. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 470: 1-14. <https://doi.org/10.3354/Meps10109>.
- López, E.M., T.A. González, E.F.C. Vega y J.L. Santos. 2015. Nubes de polvo del Sahara. Su presencia en Cuba. *Rev. Cub. Meteor.*, 21(1): 120-134.
- Matsuoka, K. and Y. Fukuyo. 2000. Technical guide for modern dinoflagellate cyst study. Westpac-hab, Jap. Soc. Prom. Sci., Tokyo. 72 p.
- Minillo, A., A.H.F. Ferreira, G.T. Yogui y J.S. Yunes. 2000. Concentrações de microcistinas e toxicidade nas formas coloniais de *Microcystis aeruginosa* de florações no estuário da Lagoa dos Patos, RS. En: Espíndola, E.L.G., C.M.R. Botta-Paschoal, O. Rocha, M.B.C. Bohrer y A.L. De Oliveira-Neto (Eds.), *Ecotoxicologia: Perspectivas para o Século XXI*, São Carlos, RiMa, 521 p.
- Moraes, R. 2009. Toxicología de cianotoxinas: microcistinas as estrelas do tema. *Oecol. Austr.*, 13(2).
- Moreno, I., G. Repetto y A. Cameán. 2003. Interés toxicológico de las microcistinas. *Rev. Toxicol.*, 20: 159-165.
- Murugan, N.J., L.M. Karbowski, R.M. Lafrenie and M.A. Persinger. 2013. Temporally-patterned magnetic fields induce complete fragmentation in planaria. *PLoS One*, 8(4), e61714.
- Nalley, J.O., D.R. O'Donnell and E. Litchman. 2018. Temperature effects on growth rates and fatty acid content in freshwater algae and cyanobacteria. *Algal Res.*, 35: 500-507.
- OCDE. 1982. Eutrophisation des eaux. Méthodes de surveillance d'évaluation et de lutte. Paris: ODCE.
- Okaichi, T. (Ed.). 2003. Red tides. Kluwer, Tokyo. 439 p.
- Paerl, H.W., N.S. Hall and E.S. Calandrino. 2011. Controlling harmful cyanobacterial blooms in a world experiencing anthropogenic and climatic-induced change. *Sci. Total Environ.*, 409(10), 1739-1745. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.02.001>.
- Rijkenberg, M.J.A., R.J. Langlois, M.M. Mills, M.D. Patey, P.G. Hill, M.C. Nielsdottir, T.J. Compton, J. LaRoche and E.P. Achterberg. 2011. Environmental forcing of nitrogen fixation in the eastern tropical and sub-tropical North Atlantic Ocean. *PLoS One*, 6(12). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0028989>.
- Rodríguez-Tito, J.C., R.M. Pérez-Silva, L.M. Gómez-Luna e I. Álvarez-Hubert. 2017. Evaluación químico-analítica y microbiológica de los embalses Chalons y Parada de Santiago de Cuba. *Rev. Cub. Quím.*, 29(3): 418-435.
- Rosso, L. y L. Giannuzzi. 2015. Factores ambientales y antropogénicos que afectan la formación de floraciones de cianobacterias y cianotoxinas: 79-93. En: *Cianobacterias como determinantes ambientales de la salud*. Univ. Nal. La Plata, Argentina.
- Sar, E., M. Ferrario y B. Reguera (Eds.). 2002. Floraciones algales nocivas en el Cono Sur americano. *Inst. Esp. Oceanogr.* Madrid. 311 p.
- Sellner, K.G. 1997. Physiology, ecology, and toxic properties of marine cyanobacteria blooms. *Limnol. Oceanogr.*, 42(5): 1089-1104.
- Sellner, K.G., G.J. Doucette and G.J. Kirkpatrick. 2003. Harmful algal blooms: causes, impacts and detection. *J. Ind. Microbiol. Biotech.*, 30(7): 383-406.
- Thomazeau, S., A. Houdan-Fourmont, A. Coute, C. Duval, A. Couloux, F. Rousseau and C. Bernard. 2010. The contribution of Sub-Saharan African strains to the phylogeny of cyanobacteria: Focusing on the Nostocaceae (Nostocales, Cyanobacteria). *J. Phycol.*, 46(3): 564-579. <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2010.00836.x>.
- Vasconcelos, V. 2001. Cyanobacteria toxins: diversity and ecological effects. *Limnetica*, 20(1): 45-58.
- Venrick, E.L. 1995. Muestreo y submuestreo del fitoplancton marino y dulceacuícola. *Scripps Inst. Oceanogr.*, Univ. of California, San Diego. 26 p.
- Verity, P.G. 2010. Expansion of potentially harmful algal taxa in a Georgia Estuary (USA). *Harmful Algae*, 9(2), 144-152. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2009.08.009>.
- Vollenweider, R.A. and J. Kerekes. 1982. Eutrophication of waters. *Monit., Asses. Contr.* OECD, Paris, 156 p.
- Walsh, J.J. and K.A. Steidinger. 2001. Saharan dust and Florida red tides: the cyanophyte connection. *J. Geophys. Res.: Oceans*, 106(C6): 11597-11612.
- Water Environmental Federation (WEF) and American Public Health Association (APHA). 2005. Standard Methods for the examination of water and wastewater. 21st ed. Am. Publ. Health Assoc. (APHA), Washington. 874 p.
- Wher, J., R. Sheath and J.P. Kociolek (Eds.). 2015. Freshwater algae of North America. Academic, San Diego. 1049 p.
- Yan, X., X. Xu, M. Wang, G. Wang, S. Wu, Z. Li, H. Sun, A. Shi and Y. Yang. 2017. Climate warming and cyanobacteria blooms: Looks at their relationships from a new perspective. *Water Res.*, 125: 449-457.
- Yasumoto, T., M. Inoue, T. Ochi, K. Fujimoto, Y. Oshima, Y. Fukuyo, R. Adachi y R. Bagnes. 1980. Environmental studies on a toxic dinoflagellate responsible for ciguatera. *Bull. Jap. Soc. Scient. Fish.*, 46(11): 1397-1404.



Determinación de dimorfismo sexual usando técnicas morfométricas en *Rachycentron canadum* (Perciformes: Rachycentridae) cultivados en cautiverio

Determination of sexual dimorphism using morphometric techniques in *Rachycentron canadum* (Perciformes: Rachycentridae) cultivated in captivity

Roy González G.¹, Adriana Bermúdez Tobón^{1,2} y Gabriel R. Navas-S.^{2*}

0000-0001-8727-4773

0000-0002-5247-4561

0000-0001-9554-6345

1. University of Cartagena, Faculty of Exact and Natural Sciences, Biology Program, Applied and Descriptive Biology Research group, Campus San Pablo, Carrera 49B No. 50-230, Barrio Zaragocilla, Cartagena de Indias, Colombia. rgonzalezg1@unicartagena.edu.co, abermudezt@unicartagena.edu.co

2. University of Cartagena, Faculty of Exact and Natural Sciences, Biology Program, Hydrobiology Research group, Campus San Pablo, Carrera 49B No. 50-230, Barrio Zaragocilla, Cartagena de Indias, Colombia. gnavass@unicartagena.edu.co*

* Autor de correspondencia

RESUMEN

Rachycentron canadum es un pez con importancia económica en la acuicultura debido a su resistencia a variaciones ambientales, factibilidad de cultivo en confinamiento, altas tasas de crecimiento y buena aceptación de los consumidores. La rentabilidad de su cultivo en jaulas se ve afectada negativamente por la dificultad de implementar cultivos monosexo debido a la aparente semejanza entre los sexos. En este estudio se utilizaron técnicas morfométricas para determinar el dimorfismo sexual mediante el análisis de medidas y la forma de los peces. Se encontraron diferencias entre sexos en la posición de los ojos, labios, aleta pectoral y aleta ventral, y en la forma general del cuerpo. La precisión del sexado de los individuos fue de 75,4 % con distancias y 82,7 % con morfometría geométrica.

PALABRAS CLAVE: Cobia, Morfometría geométrica, Morfometría de distancias, Caribe colombiano.

ABSTRACT

Rachycentron canadum is an economically important fish in aquaculture due to its resistance to environmental variations, the feasibility of culture in confinement, high growth rates, and good acceptance by consumers. The profitability of their cage culture is negatively affected by the difficulty of implementing monosex cultures due to the apparent similarity between sexes. In this study, morphometric techniques were used to determine sexual dimorphism by analyzing measurements and the fish's shape. Differences were found between the sexes in the position of the eyes, lips, pectoral fin and ventral fin, and the body's general shape. The sexing precision of the individuals was 75.4 % with distances and 82.7 % with geometric morphometry.

KEYWORDS: Cobia, Geometric morphometry, Distances morphometrics, Colombian Caribbean.

INTRODUCCIÓN

La acuicultura marina ha crecido constantemente y puede suplir parte de la demanda creciente de peces. Particularmente, las especies marinas en ambientes controlados han sido una alternativa efectiva para pesca puramente extractiva. Cada año se estudia un número cada vez mayor de especies con usos potenciales en la industria de la acuicultura, y *Rachycentron canadum* (Linnaeus, 1766), comúnmente conocido como cobia, es uno de ellos (Franks *et al.*, 1999; Liao *et al.*, 2004; Sun *et al.*, 2006; Holt *et al.*, 2007; Mosqueira *et al.*, 2011).

Esta especie ha ganado importancia debido a la viabilidad de su producción, dadas características como la tolerancia a un amplio rango de temperaturas (entre 16,8 y 32,2 °C) y salinidad (entre 5,0 y 44,5 ups), una buena adaptación a espacios cerrados (por ejemplo, a cultivos en jaulas flotantes), tasas altas de crecimiento (peso promedio de 6 kg en el primer año de cultivo), una tasa excelente de conversión de alimentos, carne de buena calidad nutricional y buena recepción de parte de los consumidores dadas su apariencia y características organolépticas, así como una reproducción relativamente fácil a los dos años de edad (Flores, 2017; Carmona *et al.*, 2019).

En comparación con cuerpos de agua cerrados, el cultivo en jaulas flotantes es respetuoso con el medio ambiente, dado que el mar abierto puede asimilar cargas altas de contaminantes y tiene una gran disponibilidad de agua de buena calidad y bien oxigenada. Asimismo, una vez que la estructura ha sido implementada, en muchos casos, esta permite una reducción en los costos de comida y transporte, por lo cual ha habido diferentes experiencias de cultivo en países del Caribe como Colombia y Cuba (Flores, 2017; Carmona *et al.*, 2019).

En cultivos en jaula, donde los animales están muy cerca unos de otros, la implementación de cultivos de un solo sexo es ampliamente utilizada en la industria de la acuicultura (Franks *et al.*, 1999; Franks y Brown-Peterson, 2002; Dutney *et al.*, 2017). Budd *et al.* (2015) resumen algunas de las ventajas de este tipo de cultivo, que permite lo siguiente: usar tasas de crecimiento y/o valores económicos diferenciales entre sexos para maximizar ganancias; reducir la variación en el tamaño de los peces al momento de cosechar; lograr una tasa de crecimiento promedio más alta reduciendo el comportamiento sexual/territorial; reducir el impacto en la calidad del producto, dado, por ejemplo, que a medida que las hembras alcanzan la madurez sexual, desvían la energía (e.g., lípidos); incrementar la estabilidad de sistemas de apareamiento; y reducir el riesgo

INTRODUCTION

Marine aquaculture has grown steadily and can meet an important part of the increasing demand for fishes. In particular, marine species in controlled environments have been an effective alternative to purely extractive fishing. Every year an increasing number of species with potential use in the aquaculture industry are studied, and *Rachycentron canadum* (Linnaeus, 1766), commonly known as cobia, is one of them (Franks *et al.*, 1999; Liao *et al.*, 2004; Sun *et al.*, 2006; Holt *et al.*, 2007; Mosqueira *et al.*, 2011).

This species has gained importance due to its economically feasible production due to characteristics such as tolerance to a wide range of temperature (between 16.8 – 32.2 °C) and salinity (between 5.0 – 44.5 ups), good adaptation to confined spaces (e.g., floating cage culture), high growth rates (average weight of 6 kg in the first year of culture), excellent food conversion rate, meat of good nutritional quality and good acceptance by consumers due to its appearance and organoleptic characteristics, and reproduction relatively easy at two years of age (Flores, 2017; Carmona *et al.*, 2019).

Compared to closed water bodies, floating cage culture is friendly to the environment since the open sea can assimilate high pollutant loads and have high availability of good quality and well-oxygenated water. Likewise, once the infrastructure is implemented, in many cases, it allows for a reduction in the costs of food and its transport, which is why different cultivation experiences have been carried out in Caribbean countries such as Colombia and Cuba (Flores, 2017; Carmona *et al.*, 2019).

In cage cultures, where the animals are very close together, the implementation of monosex cultures is widely used in the aquaculture industry (Franks *et al.*, 1999; Franks and Brown-Peterson, 2002; Dutney *et al.*, 2017). Budd *et al.* (2015) summarize some of the advantages of this type of cultures, they allow: the use of differential growth rates and/or economic value between sexes to maximize profits; reduce variation in fish size at harvest time; achieve a higher average growth rate by reducing sexual/territorial behavior; to reduce the impact on the product quality, for example, as the females reach sexual maturity they divert energy (e.g., lipids); increase the stability of mating systems; and to reduce the risk of environmental impact resulting from the escape of exotic species. Special mention needs the reduction of precocious

de impacto ambiental que resulta del escape de especies exóticas. La reducción en la maduración precoz merece especial mención, pues lleva a un crecimiento lento, dado que la energía es desviada hacia la reproducción; crea una gran variación en el tamaño del producto cosechado; y resulta en la sobrepoblación de jaulas y, por lo tanto, en la inhabilidad de controlar las densidades y tasas de alimentación de los animales (Budd *et al.*, 2015).

El desarrollo sexual en peces es un proceso complejo, resultado de la interacción entre los genes involucrados en el desarrollo sexual (características genéticas y epigenéticas) y los mecanismos por medio de los cuales los modificadores ambientales pueden inducir cambios fenotípicos. Esto a menudo depende de procesos particulares de las especies y del sistema de cultivo. Por lo tanto, las innovaciones tecnológicas que controlan con éxito el sexo de una especie no tienen garantías de funcionar con otra. Por consiguiente, la primera aproximación es la detección manual o automática del sexo y la remoción selectiva de individuos. El segundo paso es la investigación subsiguiente de varios enfoques tecnológicos para producir poblaciones para cultivo de un solo sexo (e.g., tratamiento hormonal exógeno, manipulación de ploidía de cromosomas, herramientas moleculares o hibridación) (Budd *et al.*, 2015).

No se ha descubierto un dimorfismo sexual evidente en cultivos de cobia, y la maduración sexual precoz en jaulas flotantes es un problema, puesto que reduce la tasa de conversión de alimento y genera un costo adicional (Fontaine *et al.*, 1997; Leclercq *et al.*, 2010; Cerviño, 2014). En esta especie, y en otras que aún no han alcanzado la producción a escala industrial, elucidar la diferenciación del sexo sigue siendo un área clave de la investigación aplicada (Budd *et al.*, 2015).

La morfometría es la descripción, el análisis y la interpretación cuantitativa de la forma y su variación entre muestras (Adams *et al.*, 2004; Zelditch *et al.*, 2004), cuyos resultados pueden interpretarse en términos de geometría, morfología, dimorfismo sexual, medio ambiente, diferencias genéticas y/o microevolución, entre otros (Hammer, 2002; van de Wouw *et al.*, 2003).

La morfometría tradicional es el estudio de la forma basado en longitudes y ángulos de especímenes individuales, mientras que la morfometría geométrica está basada en referentes anatómicos. Un referente anatómico es un punto de referencia que puede ser reconocido en todos los especímenes a comparar. Estos están ubicados de manera que son fáciles

de maduración, which leads to slow growth as energy is diverted into reproduction, creates a large variance in product size at harvest, and results in overpopulation of cages and, therefore, an inability to control animal densities and feeding rates (Budd *et al.*, 2015).

Sexual development in fishes is a complex process result of the interaction between genes involved in sexual development (genetic and epigenetic characteristics) and the mechanisms by which environmental modifiers can induce phenotypic changes. It often depends on species-specific processes and the culture system. Therefore, technological innovations that successfully control sex in one species are certainly not guaranteed to work in another. As a result, the first approach is manual or automatic sex detection and selective removal of individuals. The second step is the successive research on various technological approaches to produce monosex populations for culture (e.g., exogenous hormone treatment, chromosome ploidy manipulation, molecular tools, or hybridization) (Budd *et al.*, 2015).

None evident sexual dimorphism has been discovered in the cobia culture, and early sexual maturation in floating cages is a problem as it reduces the feed conversion rate and generates an additional cost (Fontaine *et al.*, 1997; Leclercq *et al.*, 2010; Cerviño, 2014). In this species, and in others that are yet to reach industrial-scale production, elucidation of sex differentiation remains a key area of applied research (Budd *et al.*, 2015).

Morphometry is the description, analysis, and quantitative interpretation of the shape and its variation between samples (Adams *et al.*, 2004; Zelditch *et al.*, 2004), whose results can be interpreted in terms of geometry, morphology, sexual dimorphism, environment, genetic differences, and/or microevolution, among others (Hammer, 2002; van de Wouw *et al.*, 2003).

Traditional morphometric is the study of shape based on lengths and angles on individual specimens, whereas geometric morphometric is based on anatomical landmarks. An anatomical landmark is a reference point that can be recognized in all the specimens to be compared. They are located in a way that is easy to recognize (e.g., on the juxtaposition of tissues, demarcating conspicuous internal structures, or maximums of curvature), and describe the shape of the structure to be compared, avoiding the overinfluence of any of them (Bookstein, 1991). Morphological landmarks are placed on digitalized

de reconocer (e.g., en la yuxtaposición de tejidos, demarcando estructuras internas conspicuas o máximos de curvatura) y describen la forma de la estructura a comparar, evitando la sobreinfluencia de cualquiera de ellos (Bookstein, 1991). Los referentes morfológicos se ubican en imágenes digitalizadas de especímenes y se transforman en coordenadas en un plano bidimensional usando algoritmos matemáticos. Por ende, cualquier variación relacionada con la posición, orientación y escala de la imagen se elimina por medio de software de computadora. Se pueden encontrar diferencias en lo que respecta a la forma de los organismos o entre promedios de grupos diferentes (Kendall, 1989; Rohlf, 1990; Marcus *et al.*, 1993; Adams *et al.*, 2004; Zelditch *et al.*, 2004; Calle *et al.*, 2008). Esta investigación tuvo como objetivo determinar el dimorfismo sexual de *R. canadum* usando morfometría tradicional y geométrica.

MATERIALES Y MÉTODOS

El material biológico creció en el Centro Colombiano de Investigación en Acuicultura (CENIACUA), ubicado en el departamento de Bolívar, Colombia (10°34'16.7"N 75°30'40.6"W). En total, se usaron 57 peces sanos del cultivo, seleccionados al azar. Fueron sacrificados por asfixia, removiendo la fuente de oxígeno del tanque en el que estaban almacenados, y después fueron preservados en un refrigerador a -20 °C. La longitud de horquilla promedio fue de 45,78 cm (mín = 28,4 cm; máx = 71,9 cm), con edad mínima de cuatro meses y máxima de 12 meses. Se excluyeron cuatro muestras debido a que la forma se vio comprometida por factores externos.

Morfometría tradicional

Las variables morfométricas utilizadas se basaron en Gandhi *et al.* (2013) y fueron escaladas dividiendo cada una entre la longitud estándar de cada pez. Las variables medidas (Figura 1) fueron: longitud de horquilla (*Fl*), longitud estándar (*Sl*), longitud de aletas ventrales (*Vf*) y pectorales (*Pf*), diámetro de los ojos (*Ed*), separación de fosas nasales (*nn*), distancia entre la hendidura del labio superior (*uL*) y la inserción de la aleta caudal (*Cf*), distancia entre *uL* y el extremo anterior de la boca (*Ma*), separación entre *uL* y la inserción inferior de la aleta pectoral (*iPF*), distancia entre *uL* y la inserción superior de la aleta pectoral (*sPF*), distancia entre *iPF* y *sPF* (*isPF*), distancia entre la fosa nasal (*n*) y *uL*, longitud desde *Vf* hasta *Ma*, distancia entre las inserciones posteriores de la aleta ventral (*ppVF*), distancia entre las inserciones (posteriores y anteriores) de una *Vf* (*paVF*), distancia entre

images of specimens and transformed into coordinates in a two-dimensional plane using mathematical algorithms. Hence, any variation related to the position, orientation, and scale of the image, is eliminated by computer software. Differences can be found with regards to the shape of the organisms or between averages of different groups (Kendall, 1989; Rohlf, 1990; Marcus *et al.*, 1993; Adams *et al.*, 2004; Zelditch *et al.*, 2004; Calle *et al.*, 2008). This research aimed to determine the sexual dimorphism of *R. canadum* using traditional and geometric morphometry.

MATERIALS AND METHODS

The biological material was growing at the Colombian Center of Investigation for Aquaculture (CENIACUA), located in the Bolivar department, Colombia (10°34'16.7"N 75°30'40.6"W). In total, 57 healthy fish randomly selected from the culture were used. They were sacrificed by asphyxia, removing the oxygen supply from the tank in which they were being kept, and then were preserved in a refrigerator at -20° C. The average fork length was 45.78 cm (Min = 28.4 cm; Max = 71.9 cm.), with a minimum age of four months and a maximum of twelve months. Four samples were excluded due to shape compromised by external factors.

Traditional morphometric

The morphometric variables used were based on Gandhi *et al.* (2013) and escalated by dividing each variable by the standard length of each fish. The variables measured were (Figure 1): fork length (*Fl*), standard length (*Sl*), length of ventral (*Vf*) and pectoral (*Pf*) fins, eye diameter (*Ed*), separation of nostrils (*nn*), distance between the cleft of the upper lip (*uL*) and insertion of the caudal fin (*Cf*), distance between *uL* and the mouth anterior end (*Ma*), separation between *uL* and the inferior insertion of the pectoral fin (*iPF*), distance between *uL* and superior insertion of the pectoral fin (*sPF*), distance between *iPF* and *sPF* (*isPF*), distance between the nostril (*n*) and *uL*, length from *Vf* to *Ma*, distance between posterior insertions of the ventral fin (*ppVF*), distance between the insertions (posterior and anterior) of one *Vf* (*paVF*), distance between the head dorsal insertion (*Hd*) and anterior insertion of the dorsal fin (*aDF*), and distance between the eye (*E*) and *sPF*. In the operculum, three anatomical semi-landmarks were selected, *Op₁*, *Op₂* and *Op₄*. Based on these, the distances between *Op₄* and *uL*,

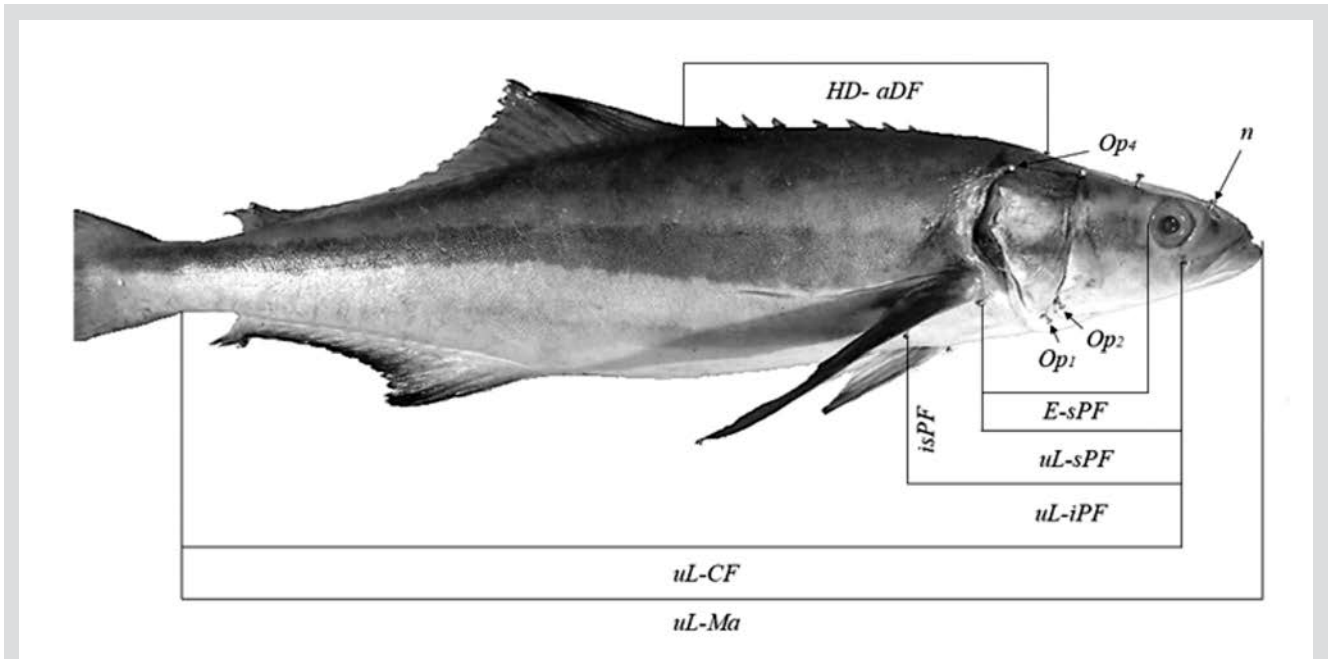


Figura 1. Siete de las 24 medidas y cuatro puntos tomados de los especímenes utilizados en este estudio. En la figura, las abreviaciones son *uL*: hendidura de labio superior; *Ma*: extremo anterior de la boca; *CF*: aleta caudal; *iPF*: inserción inferior de la aleta pectoral; *sPF*: inserción superior de la aleta pectoral; *E*: ojo; *PF*: distancia entre *iPF* y *sPF*; *Op1*, *2*, *4*: hendidura cerca al opérculo; *n*: fosas nasales, *HD*: inserción dorsal de la cabeza, *aDF*: inserción anterior de la aleta dorsal.

Figure 1. Seven of the 24 measurements and four points taken from the specimens used in this study. In the figure the abbreviations are *uL*: cleft of the upper lip; *Ma*: mouth anterior end; *CF*: Caudal fin; *iPF*: inferior insertion of the pectoral fin; *sPF*: superior insertion of the pectoral fin; *E*: eye; *PF*: distance between *iPF* and *sPF*; *Op1*, *2*, *4*: cleft near to the operculum; *n*: nostrils, *HD*: head dorsal insertion, *aDF*: anterior insertion of dorsal fin.

la inserción dorsal de la cabeza (*Hd*) y la inserción anterior de la aleta dorsal (*aDF*), y la distancia entre el ojo (*E*) y *sPF*. En el opérculo, se seleccionaron tres semi-referentes anatómicos: *Op1*, *Op2* y *Op4*. Basado en estos, se analizaron las distancias entre *Op4* y *uL*, *Op4* y *sPF*, *Op4* y *Hd*, *Op2* y *uL*, *Op1* y *uL*, *Op1* y *sPF* y *Op1* y *iPF*.

Morfometría geométrica

Los referentes anatómicos se escogieron siguiendo los criterios de Corti y Crosetti (1996) y Zelditch *et al.* (2004). En total, se colocaron doce referentes en las fosas nasales (L_1), la hendidura del labio superior ($L_2 = uL$), la segunda hendidura cerca al opérculo ($L_3 = Op_2$), la inserción posterior de la aleta anal (L_4), la inserción posterior de la aleta dorsal (L_5), la cuarta hendidura cerca al opérculo ($L_6 = Op_4$), la inserción de la aleta ventral (L_8), la inserción superior de la aleta pectoral ($L_9 = sPF$), la primera vértebra de la región dorsal (L_{10}) y la inserción anterior de las aletas dorsales y anales (L_{11} , L_{12}). Un pseudo-referente se ubicó en la intersección entre margen posterior del ojo y la línea transversal entre L_1 y L_3 (L_7) (Figura 2). Estos referentes fueron digitalizados y convertidos a coordenadas en un plano bidimensional usando el software *tpsDig* de Rohlf (disponible en <https://life.bio.sunysb.edu/ee/rohlf/software.html>).

Op4 and *sPF*, *Op4* and *Hd*, *Op2* and *uL*, *Op1* and *uL*, *Op1* and *sPF* and *Op1* and *iPF* were analyzed.

Geometric morphometric

The anatomical landmarks were chosen following the criteria of Corti and Crosetti (1996) and Zelditch *et al.* (2004). In total, 12 landmarks were placed on: the nostrils (L_1), cleft of the upper lip ($L_2 = uL$), second cleft near to the operculum ($L_3 = Op_2$), posterior insertion of anal fin (L_4), posterior insertion of dorsal fin (L_5), fourth cleft near the operculum ($L_6 = Op_4$), insertion of the ventral fin (L_8), superior insertion of pectoral fin ($L_9 = sPF$), first spine of the dorsal region (L_{10}), and anterior insertion of dorsal and anal fins (L_{11} , L_{12}). A pseudo-landmark was located on the intersection between the posterior margin of the eye and the cross-line between L_1 and L_3 (L_7) (Figure 2). These landmarks were digitalized and converted to coordinates on a two-dimensional plane using *tpsDig* software by Rohlf (available in <https://life.bio.sunysb.edu/ee/rohlf/software.html>).

For images, specimens were fixed using pins and positioned on the same side so that all fins were extended and the mouth was closed. Approximately ten pictures were

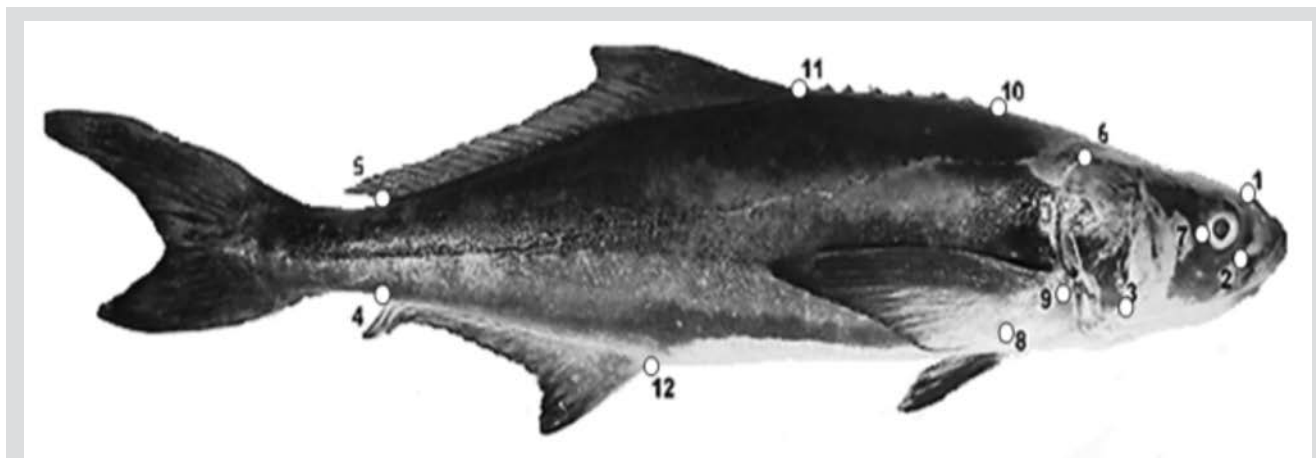


Figura 2. Referentes anatómicos (círculos abiertos) establecidos para el análisis de morfometría geométrica.

Figure 2. Anatomical landmarks (open circles) established for the geometric morphometric analysis.

Para la toma de imágenes, los especímenes fueron fijados usando pines y ubicados en el mismo lado, de manera que todas las aletas estuvieran extendidas y la boca cerrada. Se tomaron aproximadamente 10 fotos por espécimen, únicamente con cambios pequeños en la posición de las aletas y la inclinación de la cabeza y el abdomen. Todas las imágenes del mismo individuo fueron comparadas y se eligieron para inclusión aquellas que demostraban posiciones idénticas.

Se utilizó un Análisis de Procrustes Generalizado (APG) para procesar la matriz de coordenadas de los referentes, superponiendo las configuraciones de todos los individuos ajustadas al tamaño del centroide (raíz cuadrada de la suma de distancias, al cuadrado, desde cada referente hasta el centroide). El APG utiliza los criterios de cuadrados mínimos para obtener la superimposición óptima, evitando variaciones no relacionadas con la forma. Las superimposiciones se usaron para calcular los componentes de deformación relativa utilizados en los análisis estadísticos. El APG también calcula una configuración de consenso (promedio) que resume las configuraciones de todos los referentes, permitiendo describir y comparar la forma promedio del espécimen y/o sus grupos (Rohlf, 1990; Adams *et al.*, 2004; Zelditch *et al.*, 2004; Calle *et al.*, 2008). Este análisis se llevó a cabo usando el software TpsRelw de Rohlf (disponible en <https://life.bio.sunysb.edu/ee/rohlf/software.html>).

Determinación del sexo

Los especímenes fueron sexados por observación directa de las gónadas (Holden y Raitt, 1974). Se realizó una incisión en forma de L entre el ano y las aletas ventral y pectoral; el tejido se estiró hasta que se observaron las gónadas desde la inserción de la aleta dorsal y sobre el intestino. Los

taken per specimen, with only small changes in fin position and the head and abdomen's inclination. All images of the same individual were compared, and those demonstrating identical positioning were chosen for inclusion.

A Generalized Procrustes Analysis (GPA) was used to process the coordinates matrix of the landmarks, superimposing all individuals' configurations adjusted to the size of the centroid (square root of the sum of the distances, squared, from each landmark to the centroid). The GPA uses the minimal squares criteria to obtain the optimal superimposition, avoiding the variations not related to the form. The superimpositions were used to calculate the relative warps components used in the statistical analyzes. GPA also calculate a consensus (average) configuration that resume all landmarks configurations', allowing to describe and compare the average form of the specimen and/or groups of them (Rohlf, 1990; Adams *et al.*, 2004; Zelditch *et al.*, 2004; Calle *et al.*, 2008). This analysis was performed using Rohlf's TpsRelw software (available on <https://life.bio.sunysb.edu/ee/rohlf/software.html>).

Sex determination

The specimens were sexed by direct observation of the gonads (Holden and Raitt, 1974). An L-shaped incision was cut between the anus and ventral and pectoral fin; the tissue was stretched up until the gonads were observed from the insertion of the dorsal fin and over the intestine. Fish with small gonads and tubular appearance were considered male, and those with larger, wide, and flat ones were considered females.

peces con gónadas pequeñas y apariencia tubular fueron considerados machos, y aquellos con gónadas más grandes, anchas y planas fueron considerados hembras.

Análisis estadístico

En el caso de la morfometría tradicional, para cada sexo, la *distribución normal* de los datos fue probada mediante la prueba de Kolmogorov-Smirnov ($p < 0,05$); la independencia de variables, trazando cada variable hasta su pareja; y la homogeneidad de variaciones, por medio de la prueba de Levene ($p > 0,05$). Se usó una prueba t de Student para muestras independientes ($p \leq 0,05$) con el objetivo de determinar diferencias significativas entre sexos. Cada variable biométrica se consideró como independiente, y cada sexo como variable dependiente. Se calculó una correlación lineal, y se hizo un análisis discriminante usando las variables con diferencias significativas y sin correlación cruzada. El análisis discriminante se validó de forma cruzada, y se calcularon las funciones lineales discriminantes, el cuadrado de la distancia entre grupos y el porcentaje de clasificación adecuada.

En la morfometría geométrica, los datos del APG se utilizaron para identificar cuáles referentes anatómicos daban más información sobre la forma de la cobia y para hacer un segundo análisis discriminante por medio de las deformaciones relativas como variables independientes. Se calculó el porcentaje de clasificación adecuada, y cada coordenada de los referentes se transformó en un único valor, multiplicándolos unos con otros. Se calculó, además, la correlación entre la función discriminante y los referentes transformados, y aquellos que tenían la correlación más alta con la función fueron analizados. El dimorfismo sexual se expresó como una ecuación lineal de variables biométricas y una imagen de los vectores de las geométricas.

RESULTADOS

Morfometría tradicional

Con base en la observación directa de las gónadas, 56,14 % de los individuos fue identificado como hembras y 43,86 % como machos. Después de corroborar la independencia de las variables, la normalidad, y la homocedasticidad ($p > 0,05$), la prueba t de Student mostró que $E - sPF$, $paVF$, $uL - sPF$, $n - uL$, $sPF - Op_i$ y $paVF$ eran significativamente diferentes entre sexos ($p < 0,05$; Tabla 1). Estas variables resumen la información sobre los ojos, boca, opérculo y las aletas ventral y pectoral, y no estaban correlacionadas las unas con las otras ($p < 0,05$), lo cual las hace aptas para el análisis discriminante.

Statistical Analysis

In the case of traditional morphometry, for each sex, the data's *normal distribution* was proved by Kolmogorov-Smirnov's test ($p < 0.05$), the independence of variables by plotting each pair of variables to each other, and the *homogeneity of variances* were verified by Levene's test ($p > 0.05$). A Student's t-test for independent samples ($p \leq 0.05$) was used to determine significant differences between sexes. Each biometric variable was deemed as independent, and sex as a dependent variable. A linear correlation was calculated, and discriminant analysis was made using the variables with significant differences and without cross-correlation. The discriminant analysis was cross-validated, and the discriminant linear functions, the squared distance between groups, and the percentage of proper classification were calculated.

In geometric morphometry, the GPA data were used to identify which anatomical landmarks give more information on Cobia's form and make a second discriminant analysis using the relative warps as independent variables. The percentage of proper classification was calculated, and each coordinate of the landmarks was transformed into a single value multiplying them to each other. A correlation between the discriminant function and landmarks transformed was calculated, and the landmarks with the highest correlation with the function were analyzed. The sexual dimorphism was expressed as a linear equation of biometric variables and an image of the geometric ones' vectors.

RESULTS

Traditional Morphometry

Based on direct observation of gonads, 56.14 % of individuals were identified as females and 43.86 % as males. After corroborating the independence of variables, normality, and homoscedasticity ($p > 0.05$), the Student's t-test showed that $E - sPF$, $paVF$, $uL - sPF$, $n - uL$, $sPF - Op_i$, and $paVF$ were significantly different between sexes ($p < 0.05$; Table 1). These variables summarize information about the eyes, mouth, operculum, pectoral, and ventral fins, and did not correlate with each other ($p < 0.05$), being eligible for the discriminant analysis.

Tabla 1. Estadísticas descriptivas de probabilidades de la prueba t de Student (n = 57). Ver Figura 1 para la descripción completa de las variables.

Table 1. Descriptive statistics and probabilities from Student's t-test (n = 57). See Figure 1 for the full description of the variables.

Variables	Sexo / Sex	Media / Mean	Desviación estándar / Standard deviation	Valor t / t-value	FD. / DF.	Valor p / P-value
<i>E - sPF</i>	Macho / Male	12.23	1.20	4.11	55	0.00
	Hembra / Female	11.02	0.94			
<i>uL - sPF</i>	Macho / Male	15.98	0.86	3.10	55	0.00
	Hembra / Female	15.25	0.88			
<i>Op1 - sPF</i>	Macho / Male	6.24	0.75	3.11	55	0.00
	Hembra / Female	5.64	0.69			
<i>paVF</i>	Male	4.49	0.76	2.17	55	0.03
	Female	4.08	0.63			

Este análisis discriminante validado de forma cruzada con variables biométricas agrupó correctamente a 75,4 %. Tiene un cuadrado de la distancia entre grupos de 2,18. Mientras el valor de la primera función discriminante (I) sea más bajo que el segundo (II), el individuo será clasificado como macho. Si I es más alto que II, el individuo es considerado como hembra.

Funciones discriminantes:

I. $5,41 (E-sPF) + 18,08 (uL-sPF) - 0,52 (sPF-Op_i) + 8,79 (paVF) - 195,63$

II. $4,42 (E-sPF) + 18,02 (uL-sPF) - 1,29 (sPF-Op_i) + 7,63 (paVF) - 173,78$

Morfometría geométrica

El APG calculó 20 deformaciones relativas de variación de forma. Los referentes 7, 2 y 9 contribuyeron más a las deformaciones relativas: 29 % de la contribución para el referente 7, 22 % de la contribución para el referente 2 y 15 % para el referente 9. El análisis discriminante validado de forma cruzada con base en ejes principales de variación de forma (*deformaciones relativas*) agrupó a 82,7 % de los individuos (Figura 4). Las variables transformadas (el producto de las coordenadas bidimensionales de cada referente) explicaron el $97,6 \pm 0,01$ % de su variación.

Los referentes 9 y 7 tuvieron correlaciones intragrupal combinadas más altas con la función discriminante que los otros referentes. Si se alinean el consenso de los machos con el de las hembras y se analiza la variación de forma, L_9 es el referente con la mayor diferencia entre sexos (Figura 3). Las hembras tienen un ángulo de

The discriminant analysis cross-validated with biometric variables correctly grouped 75.4 %, it has a squared distance between groups of 2.18. As long as the value of the first discriminant function (I) is lower than the second one (II), the individual will be classified as male, and if it is greater than II, as a female.

Discriminant functions:

I. $5.41 (E-sPF) + 18.08 (uL-sPF) - 0.52 (sPF-Op_i) + 8.79 (paVF) - 195.63$

II. $4.42 (E-sPF) + 18.02 (uL-sPF) - 1.29 (sPF-Op_i) + 7.63 (paVF) - 173.78$

Geometric morphometry

Generalized Procrustes analysis calculated 20 relative warps of shape-variation. The landmarks 7.2, and 9 contributed higher to relative warps: 29 % of the contribution for the landmark 7.22 % for landmark 2, and 15 % for landmark 9. The discriminant analysis cross-validated based on the principal axes of shape variation (*relative warps*) grouped 82.7 % of individuals correctly (Figure 3). The transformed variables (the product of each landmark's two-dimensional coordinates) explained the 97.6 ± 0.01 % of its variation.

Landmarks 9 and 7 had higher combined intragroup correlations with the discriminant function than the other landmarks. Aligning the males' consensus with the females' and analyzing the variation of shape, L_9 is the landmark with a higher difference between sexes (Figure 4). Females have an angle of 135.35 ± 7.01 ° and males 141.92 ± 8.60 ° between L_9 and L_7 with origin in L_3 . The

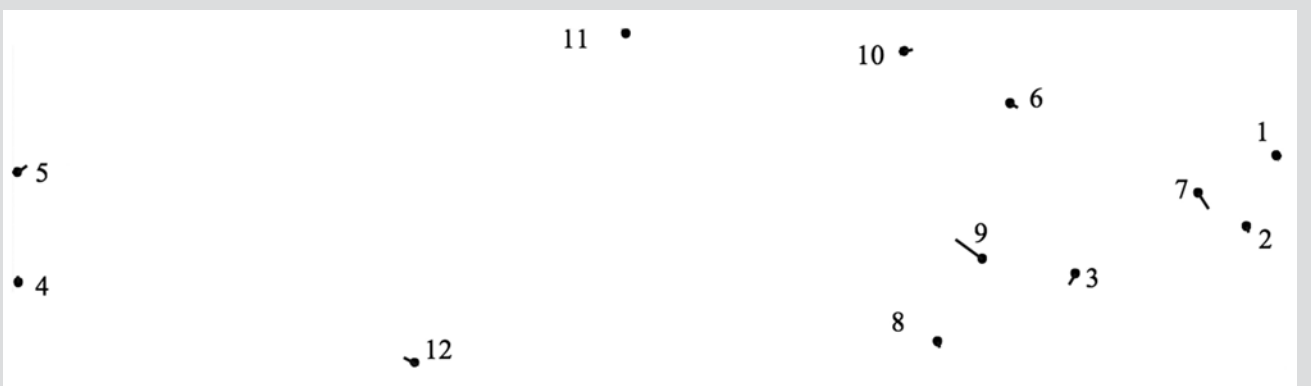


Figura 3. Variación de los vectores de la forma de las hembras con respecto al consenso de la configuración de los machos. Las líneas representan la posición de los referentes en el consenso de la configuración de las hembras.

Figure 3. Variation vectors' of females' shape with respect to the consensus configuration of males. Lines represent the position of the landmarks in the consensus configuration of females.

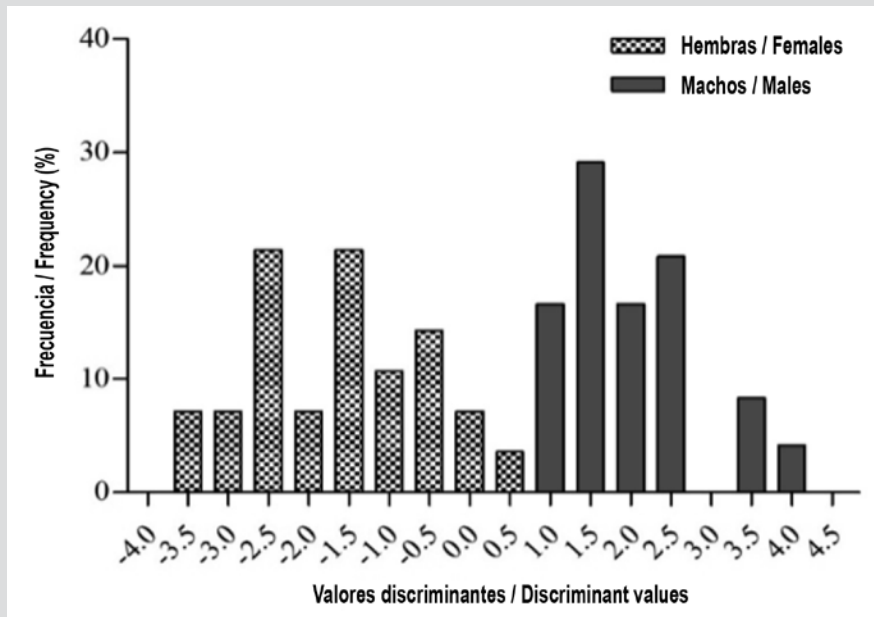


Figura 4. Histograma de valores discriminantes para cada sexo basado en deformaciones relativas (barras llenas para machos y barras abiertas para hembras).

Figure 4. Histogram of Discriminant Values for each sex based on relative warps. Filled bar for males and Open bar for females.

135,35 ± 7,01 ° y los machos de 141,92 ± 8,60 ° entre L9 y L7 con origen en L3. La diferencia entre estos ángulos es significativa (p = 0,004), lo cual indica que las posiciones del ojo y la aleta pectoral son importantes para el dimorfismo sexual en la cobia.

DISCUSIÓN

Las relaciones morfológicas estudiadas permitieron asignar correctamente los sexos en 75 % de los especímenes analizados. Existen individuos en poblaciones naturales

difference between these angles is significant (p = 0.004), indicating that the eye and pectoral fin positions are important for sexual dimorphism in Cobia.

DISCUSSION

The studied morphological relations allowed to assign the sexes correctly in 75 % of the analyzed specimens. There are individuals in natural populations whose characteristics are very similar to the opposite sex, or there are little differences between sexes, causing

cuyas características son muy similares a las del sexo opuesto, o hay pocas diferencias entre sexos, lo que hace que el porcentaje de asignación correcta en análisis discriminantes rara vez alcance 100 %. Esto puede deberse a que el fenotipo de los individuos depende de su sexo y de factores ambientales, genéticos y sociales (Márquez, 1995; Sanabria *et al.*, 2011; Peckmann *et al.*, 2015; U-Yong *et al.*, 2015; Jónsdóttir *et al.*, 2016).

En los análisis de morfometría geométrica, el 23 % cuyo sexo no fue determinado puede ser también el resultado de un error en el posicionamiento de los peces al momento de tomar imágenes. Sin embargo, dado que la covarianza/matriz de varianzas es igual en todos los grupos, el análisis no pierde validez. Los porcentajes de asignación correcta en el análisis discriminante basado en distancias (75,4 %) y en morfometría geométrica (82,7 %), además de la carencia de los efectos perturbadores de la edad usados en esta investigación (4-12 meses), hacen que esta técnica sea útil en la acuicultura de cobia y otras especies (Bonino y Donadio, 2010; Peckmann *et al.*, 2015; U-Yong *et al.*, 2015; Jónsdóttir *et al.*, 2016).

Los referentes ubicados en la cobia pueden ser usados para sexar individuos con base en algoritmos de reconocimiento en peces. Actualmente se está desarrollando un método para determinaciones en peces como *Sebastes constellatus*, *S. levis*, *S. miniatus*, *S. rubrivinctus*, y *Prognathodes falcifer* por medio del análisis automatizado de capturas fotográficas. Sin embargo, aún no es claro cuáles algoritmos son los mejores, y no hay ninguna base de datos con información suficiente para hacerlos (Dujardin *et al.*, 2010; Matai *et al.*, 2012; Williams *et al.*, 2012; NOAA, 2013; Dujardin *et al.*, 2014). La cantidad necesaria de información para diferenciar especies es más grande que la que se necesita para distinguir entre los sexos de una. Por lo tanto, desarrollar este tipo de técnica para sexar individuos es ciertamente alcanzable y no debería ser complicado.

El nivel de distinción de sexo obtenido en este estudio podría incrementar la eficiencia de la acuicultura marina de cobia en un solo sexo en jaulas en el Caribe colombiano, lo cual incrementaría su rentabilidad.

CONCLUSIÓN

Las variables biométricas que pueden usarse como dimorfismo sexual son $E - sPF$, VF y $Op_4 - Hd$. Los referentes en el ojo y la aleta pectoral son las fuentes más precisas para extraer información sobre el sexo. Visualmente, la diferencia entre sexos puede verse en cabezas más pequeñas y un

the percentage of correct assignation in discriminant analyses rarely reach 100 %. This could be because of the phenotype of the individuals being dependent on their sex and environmental, genetic, and social factors (Márquez, 1995; Sanabria *et al.*, 2011; Peckmann *et al.*, 2015; U-Yong *et al.*, 2015; Jónsdóttir *et al.*, 2016).

In geometric morphometrics analyses, the 23 % not accounted for by sex could also result from an error in the position of the fish when taking the images. However, because the covariance - variance matrix is equal through the groups, the analysis does not lose validity. The percentages of correct assignation in the discriminant analysis based on distances (75.4 %) and geometric morphometrics (82.7 %), in addition to the lack of a disturbing effect of age used in this research (4 – 12 months), makes this technique useful in the aquaculture of cobia and other species (Bonino and Donadio, 2010; Peckmann *et al.*, 2015; U-Yong *et al.*, 2015; Jónsdóttir *et al.*, 2016).

The landmarks located on the cobia can be used for sexing individuals based on recognizing algorithms in fish. Currently, a way to determine a certain fish like *Sebastes constellatus*, *S. levis*, *S. miniatus*, *S. rubrivinctus*, and *Prognathodes falcifer* is being developed the automatized analysis of photographic capture. However, it is not yet clear which algorithms are best, and there is no database with enough information to make it (Dujardin *et al.*, 2010; Matai *et al.*, 2012; Williams *et al.*, 2012; NOAA, 2013; Dujardin *et al.*, 2014). The amount of information necessary to differentiate species is larger than that needed to separate one species' sexes. Therefore, developing this type of technique for sexing individuals is certainly achievable and should not be complicated.

The level of sex separation obtained in this study could increase the efficiency of monosex marine aquaculture of cobia in cages in the Colombian Caribbean, increasing their profitability.

CONCLUSION

The biometric variables that can be used as sexual dimorphism are $E - sPF$, VF , and $Op_4 - Hd$. Landmarks on the eye and pectoral fin are the most accurate sources to extract information about the sexes. Visually the difference between sexes can be seen as narrower heads and larger space and the narrower angle between the eyes and pectoral fin for females.



espacio mayor, así como en un ángulo más estrecho entre los ojos y la aleta pectoral para las hembras.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Gobernación de Bolívar por el apoyo a los proyectos del Sistema General de Regalías, en específico al Convenio Especial de Cooperación de Ciencia y Tecnología No 58 celebrado entre la Gobernación de Bolívar y Ceniagua (Contrato 05 de 2014 suscrito entre Ceniagua y Universidad de Cartagena), del cual hacen parte los resultados acá presentados. A la Universidad Metropolitana de Mánchester, a través del proyecto *Improving Local Management of Tropical Coastal Resources in The Face of Climate Change for Economic Wellbeing of Local and Vulnerable Communities* [Mejorando la gestión local de recursos costero-tropicales ante el cambio climático para el bienestar económico de comunidades locales y vulnerables]; y a la Vicerrectoría de Investigación de la Universidad de Cartagena por el proyecto con acta de compromiso N° 136-2018.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors thank the Government of Bolívar for supporting the projects of the General System of Royalties, specifically the Special Agreement for Cooperation in Science and Technology No. 58 signed between the Government of Bolívar and Ceniagua (Contract 05 of 2014 signed between Ceniagua and the University of Cartagena), of which the results presented here are part. To the Manchester Metropolitan University through the project *Improving Local Management of Tropical Coastal Resources in The Face of Climate Change for Economic Wellbeing of Local and Vulnerable Communities.* And to the Vicechancellor of Research of Universidad de Cartagena for the project with Acta de Compromiso N° 136-2018.

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Adams, D.C., F.J. Rohlf and D.E. Slice. 2004. Geometric morphometrics: ten years of progress following the 'Revolution'. *Ital. J. Zool.*, 71: 5–16. doi: 10.1080/11250000409356545.
- Bonino, N. y E. Donadio. 2010. Parámetros corporales y dimorfismo sexual en el conejo silvestre europeo (*Oryctolagus cuniculus*) introducido en Argentina. *Mastozool. Neotrop.*, 17(1): 123–127.
- Bookstein, F.L. 1991. *Morphometric tools for landmark data: Geometry and biology*. Cambridge University Press, New York, 435 p.
- Budd A.M., Q.Q. Banh, J.A. Domingos and D.R. Jerry. 2015. Sex control in fish: Approaches, challenges and opportunities for aquaculture. *J. Mar. Sci. Eng.*, 2015, 3, 329–355. doi:10.3390/jmse3020329
- Calle, D.A., M.L. Quíñones, H.F. Erazo y N. Jaramillo. 2008. Discriminación por morfometría geométrica de once especies de *Anopheles (Nyssorhynchus)* presentes en Colombia. *Biomédica*, 28(3): 371–385. doi: <https://doi.org/10.7705/biomedica.v28i3.75>.
- Carmona J.C., E. R. Flores, R. Castelo, Y. Armas, M. F. Hoyum, R. Engelsen y B. T. Lunestad. 2019. Factibilidad del engorde y comercialización de la cobia (*Rachycentron canadum*) en la provincia de Matanzas, Cuba. *Rev. Cub. Invest. Pesq.*, 36 (2), 38–42.
- Cerviño, S. 2014. Estimating growth from sex ratio-at-length data in species with sexual size dimorphism. *Fish. Res.*, 160: 112–119. doi: <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2013.11.010>.
- Corti, M. and D. Crosetti. 1996. Geographic variation in the grey mullet: a geometric morphometric analysis using partial warp scores. *J. Fish Biol.*, 48: 255–269.
- Dujardin, J.P., A.B. Henry and D. Kaba. 2010. The exchangeability of shape. *BMC Res. Notes*, 3(266): 1–7. doi: 10.1186/1756-0500-3-266.
- Dujardin, J., D. Kaba, P. Solano, M. Dupraz, K.D. McCoy and N. Jaramillo-O. 2014. Outline-based morphometrics, an overlooked method in arthropod studies?. *Infect. Genet. Evol.*, 28: 704–714. doi: 10.1016/j.meegid.2014.07.035.
- Dutney, L., A. Elizur and P. Lee. 2017. Analysis of sexually dimorphic growth in captive reared cobia (*Rachycentron canadum*) and the occurrence of intersex individuals. *Aquaculture*, 468(1): 348–355. doi: <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2016.09.044>.
- Flores E.R. 2017. La cobia (*Rachycentron canadum*). *Rev. Cub. Invest. Pesq.*, 34(2): 74–83.
- Fontaine, P., J.N. Gardeur, P. Kestemont and A. Georges. 1997. Influence of feeding level on growth intraspecific weight variability and sexual growth dimorphism of Eurasian perch *Perca fluviatilis* L. reared in a recirculation system. *Aquaculture*, 157: 1–9. doi: [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(97\)00092-6](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(97)00092-6).
- Franks, J.S. and N.J. Brown-Peterson. 2002. A review of age, growth and reproduction of cobia, *Rachycentron canadum* from U.S. waters of the Gulf of Mexico and Atlantic Ocean. *Gulf Carib. Fish. Inst.*, 53: 553–569.

- Franks, J.S., J.R. Warren and M.V. Buchanan. 1999. Age and growth of cobia, *Rachycentron canadum*. from the northeastern Gulf of Mexico. Fish. Bull., 97(3): 459–471.
- Gandhi, V., V. Venkatesan and P. Zacharia. 2013. Biometry analysis, length-weight relationship and sexual dimorphism of the Spotted Scat, *Scatophagus argus* (Linnaeus, 1766) (Perciformes: Scatophagidae) from Gulf of Mannar southeast coast of India. J. Mar. Biol. Assoc. India, 55(1): 12-16. doi: 10.6024/jmbai.2013.55.1.01743-02.
- Hammer, Ø. 2002. Morphometrics - brief notes. Paläont. Inst. Mus., Zürich, 49 p.
- Holden, M. and D. Raitt. 1974. Manual of fisheries science, Part 2 - Methods of resource investigation and their application. FAO, Rome. Available at <http://www.fao.org/3/f0752e/F0752E00.HTM#toc> [Accessed 27 11 2020].
- Holt, G.J., C.K. Faulk and M.H. Schwarz. 2007. A review of the larviculture of cobia *Rachycentron canadum*, a warm water marine fish. Aquaculture, 268: 181–187. doi:<https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2007.04.039>.
- Jónsdóttir, I.G., A.K. Gudlaugsdóttir and H. Karlsson. 2016. Morphometric differences between sub-populations of northern shrimp (*Pandalus borealis*). A case study from two adjacent fjords in Iceland. Reg. Stud. Mar. Sci., 3: 42–48. doi: <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2015.04.002>.
- Kendall, D.G. 1989. A survey of the statistical theory of shape. Stat. Sci., 4(2): 87–120.
- Leclercq, E., J.F., Taylor, D. Hunter and H. Migaud. 2010. Body size dimorphism of sea-reared Atlantic salmon (*Salmo salar* L.): Implications for the management of sexual maturation and harvest quality. Aquaculture, 301: 47–56. doi: <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2010.01.029>.
- Liao, I.C., H. Ting-Shih., T. Wann-Sheng, H. Cheng-Ming., C. Su-Lean and E.M. Leño. 2004. Cobia culture in Taiwan: current status and problems. Aquaculture, 237: 155–165. doi: 10.1016/j.aquaculture.2004.03.007.
- Marcus, L.F., M. Corti, A. Loy, G.J.P. Naylor and D.E. Slice. 1993. Advances in morphometrics. Tuscany, Italy: NATO ASI Series. Series A. Life Sci., 284: 588. doi: 10.1007/978-1-4757-9083-2.
- Márquez, C. 1995. Historia natural y dimorfismo sexual de la tortuga *Kinosternos scorpioides* en Palo Verde Costa Rica. Rev. Ecol. Lat., 2(1-3): 37–44.
- Matai, J., R. Kastner, G.R. Cutter and D.A. Demer. 2012. Automated techniques for detection and recognition of fishes using computer vision algorithms. Available at: <https://swfsc.noaa.gov/publications/CR/2012/2012Matai.pdf> [Accessed 26 10 2015].
- Mosqueira, J.R., P. Pinzón, H. Calderón y R. Vieira. 2011. Producción de alevines de cobia *Rachycentron canadum* (Linnaeus, 1766) en el centro de investigación, educación y recreación - Ceiner - (Cartagena. Colombia). AquaTic, 35: 35–42.
- NOAA. 2013. Facial recognition technology and the future of fisheries management. Available at: http://www.nmfs.noaa.gov/stories/2013/06/6_5_13video_monitoring.html [Accessed 26 10 2015].
- Peckmann, T.R., K. Orr, S. Meek and S.K. Manolis. 2015. Sex determination from the talus in a contemporary Greek population using discriminant function analysis. J. For. Leg. Med., 33: 14–19. Doi: 10.1016/j.jflm.2015.03.011.
- Rohlf, F.J. 1990. Morphometrics. Annu. Rev. Ecol. Syst., 21: 299–316. doi: <https://doi.org/10.1146/annurev.es.21.110190.001503>.
- Sanabria C., L.C. Polo y M.C. Botella. 2011. Dimorfismo sexual en primera vértebra cervical en una muestra de población colombiana. Rev. Españ. Med. Leg., 37 (4): 140–145.
- Sun, L., H. Chen and L. Huang. 2006. Effect of temperature on growth and energy budget of juvenile cobia (*Rachycentron canadum*). Aquaculture, 261: 872–878. doi: 10.1016/j.aquaculture.2006.07.028
- U-Yong, L., K. In-Beom and K. Dai-Soon. 2015. Sex determination using discriminant analysis of upper and lower extremity bones: New approach using the volume and surface area of digital model. For. Sci. Int., 253: 135. e1-4. doi: 10.1016/j.forsciint.2015.05.017.
- Williams, K., C. Rooper and J. Harms. 2012. Photographic and videographic imagery collection and analysis activities at the coral reef ecosystem division of the NOAA Pacific Islands Fisheries Science Center. Rep. Nat. Mar. Fish. Serv. Automated Imaged Processing Workshop, 18–20.
- van de Wouw, M., N. Maxted N. y B.V. Ford-Lloyd. 2003. A multivariate and cladistic study of *Vicia* L. ser. *Vicia* (Fabaceae) based on analysis of morphological characters. Plant System. Evol., 237:19–39.
- Zelditch M., D. Swiderski, D. Sheets and W. Fink. 2004. Geometric morphometrics for biologists: A primer. Academic. 437 p.

RECIBIDO/RECEIVED: 09/03/2020

ACEPTADO/ACCEPTED: 24/12/2020



Análisis cuantitativo y cualitativo de hidrocarburos contaminantes en la bahía de Santiago de Cuba por medio de cromatografía de gases

Quantitative and qualitative analysis of contaminating hydrocarbons in the Gulf of Santiago de Cuba by gas chromatography

Liliana Mesa Mesa^{1*}; José Falcón Hernández²; Alexander Mulet De los Reyes³ y Juan Ramón Castellanos González¹

0000-0002-0979-6557

0000-0002-0310-998X

0000-0002-9617-6849

0000-0002-3996-5964

1. Centro de Estudios Multidisciplinarios de Zonas Costeras CEMZOC, Facultad de Construcciones, Universidad de Oriente, Avenida de las Américas S/N, CP 90 100, Santiago de Cuba, Cuba. lilianamesa83@gmail.com*
2. Facultad de Ingeniería Química y Agronomía. Universidad de Oriente. Santiago de Cuba, Cuba.
3. Facultad de Ingeniería en Telecomunicaciones, Informática y Biomédica. Universidad de Oriente. Santiago de Cuba, Cuba.
4. Autor de correspondencia

RESUMEN

Las costas de Cuba están expuestas a sufrir los daños ocasionados por la contaminación por hidrocarburos. La franja costera de la bahía de Santiago de Cuba es ejemplo del deterioro de sus recursos naturales debido a esta contaminación, la cual se presenta como uno de sus principales problemas medioambientales. En el presente trabajo, empleando el método de cromatografía de gases, se realizó un análisis cuantitativo y cualitativo a partir de los valores del tiempo de retención y el área bajo las curvas del cromatograma, que permitió caracterizar el grado de contaminación en cuatro puntos de la bahía de Santiago de Cuba: playa La Estrella (P1), Puerto "Guillermón Moncada" (P2), Refinería de Petróleo "Hermanos Díaz" (P3), Central Termoeléctrica "Antonio Maceo" RENTE (P4). Se compararon los tiempos de retención de los picos individuales en cromatogramas de las muestras con varios patrones, obteniéndose así los tipos de hidrocarburos presentes en cada punto, siendo P2 y P4 los que mayor agentes contaminantes y concentración presentan por la altura de sus picos. El fuel oil resultó ser el agente más contaminante presente en la bahía.

PALABRAS CLAVES: Contaminación, Hidrocarburos, Bahía, Cromatografía de gases.

ABSTRACT

The coasts of Cuba are exposed to damage caused by the contamination by petroleum hydrocarbons. The coastal strip of the Gulf of Santiago de Cuba is an example of natural resources deterioration due to this contamination, which appears as one of its main environmental problems. In the present work, using gas chromatography, quantitative and qualitative analysis were performed based on the retention time values and the area under the chromatogram curve, which allowed characterizing the degree of contamination at four points of the bay of Santiago de Cuba: playa La Estrella (P1), "Guillermón Moncada" Port (P2) "Hermanos Díaz" Oil Refinery (P3), "Antonio Maceo" Thermoelectric Power Plant RENTE (P4). Retention times of individual peaks in chromatograms of individual samples with several standards, thus obtaining the types of hydrocarbons present at each point, with points P2 and P3 being the ones with the highest pollutant and the highest concentration by peak height. Fuel oil turned out to be the most polluting agent present in the bay.

KEYWORDS: Pollution, Hydrocarbons, Bay, Gas chromatography.

INTRODUCCIÓN

Los derrames de petróleo marino pueden dañar el medio ambiente y perturbar la vida y la economía de las comunidades costeras, que dependen de la calidad del agua para sus industrias, turismo y pesca (Novelli *et al.*, 2020). Aproximadamente la mitad del petróleo en el océano se origina de la filtración de petróleo natural y la otra mitad se deriva de fuentes antropogénicas, incluida la actividad industrial en alta mar, la escorrentía y los derrames de petróleo que ocurren principalmente durante el transporte y la producción de petróleo (Morrison *et al.*, 2018).

Investigaciones recientes centradas en el destino del petróleo en la matriz acuosa, sedimentaria y del suelo requieren que los métodos analíticos puedan proporcionar información suficiente para la evaluación y remediación de sitios contaminados por petróleo. Sin embargo, no hay enfoque único que puede caracterizar de forma rápida, confiable y simultánea fracciones de petróleo crudo y clases específicas de compuestos y compuestos individuales en cada fracción (Wang *et al.*, 2010). Se han utilizado una gran cantidad de técnicas para la toma de huellas digitales de hidrocarburos (HC) de petróleo y la identificación de fuentes (Gallota and Chistensen, 2012).

El tiempo de retención (TR) o, quizás con mayor precisión, volumen de retención, es para los químicos analíticos casi la característica más importante del cromatograma ya que es la clave para separar, identificar y cuantificar los analitos de interés de cualquier medio complejo. De hecho, la identificación de picos se logra inicialmente al comparar el tiempo de retención del componente desconocido al de un estándar. Como consecuencia de esta consideración primordial, se han realizado grandes esfuerzos dedicados a desarrollar métodos cromatográficos estándar que permitir la identificación de componentes de la mezcla en función de sus tiempos de retención. (Etxebarria *et al.*, 2009). Este trabajo tiene como objetivo identificar el área de mayor o menor contaminación por hidrocarburos en la bahía de Santiago de Cuba, a partir del análisis cuanti y cualitativo de los valores de los tiempos de retención, obtenidos a través de la utilización del método cromatográfico,

ÁREA DE ESTUDIO

La bahía de Santiago de Cuba (Figura 1) es la segunda más contaminada del país. Está situada en la costa meridional de la isla de Cuba frente al mar Caribe. Tiene su entrada entre punta Morrillo y punta Socapa (19° 58' 10" N y 75° 52' 19" W); constituye una bahía de bolsa. Al norte y noreste de la bahía

INTRODUCTION

Marine oil spills can damage the environment and upset the life and economy of coastal communities dependent on the quality of water for their industries, tourism, and fishing (Novelli *et al.*, 2020). Almost half of the oil in the ocean is the result of natural oil spills, and the other half stems from anthropogenic sources, including high-seas industrial activities and oil runoffs and spills mainly occurring during oil transport and production (Morrison *et al.*, 2018).

Recent studies focused on the fate of oil in the aqueous, sedimentary, and ground matrix require analytical methods to be able to provide enough information for the evaluation and cleanup of oil-contaminated sites. However, there is no single approach that can quickly, reliably, and simultaneously characterize fractions of crude oil, as well as specific compound classes and individual compounds in each fraction (Wang *et al.*, 2010). A large amount of techniques to take hydrocarbon (HC) footprints and identify sources have been used (Gallota and Chistensen, 2012).

The retention time (TR), or perhaps more accurately, the retention volume is almost the most important characteristic of the chromatogram for analytical chemists, given that it is the key to separate, identify, and quantify the analytes of interest within any complex medium. As a matter of fact, the identification of peaks is initially achieved by comparing the retention time of the unknown component against a standard. As a consequence of this primordial consideration great efforts have been made towards developing standard chromatographic methods that allow the identification of components in the mix in terms of the retention times (Etxebarria *et al.*, 2009). The objective of this work is to identify the area of greatest or least contamination by hydrocarbons in the Santiago de Cuba Bay, based on the quantitative and qualitative analysis of the retention time values obtained through the chromatographic method.

AREA OF STUDY

The bay of Santiago de Cuba (Figure 1) is the second most polluted in the country. It is located on the southern coast of the island of Cuba in front of the Caribbean Sea. Its entrance is between Punta Morrillo and Punta Socapa (19° 58' 10" N y 75° 52' 19" W), and it constitutes a bag-type bay. To the north and northwest of the bay, the city of Santiago de Cuba has developed, along with its port, the second most

se ha desarrollado la ciudad de Santiago Cuba y su puerto, segundo de importancia del país. La entrada a la bahía es por un estrecho canal de 13-20 m de profundidad. Son notables los cayos Granma y Ratonés, ubicados en el canal de entrada. La superficie total de la bahía es de 12 km² aproximadamente, con una profundidad promedio de 8 m y un valor máximo de 21 m. El perímetro del litoral, incluido los cayos, es de 41 km.

En la bahía se encuentran ubicadas numerosas industrias; por lo que llega a la bahía un volumen de agua residual de 3 x 10⁶ m³ aproximados por día. Además, dentro del territorio de la cuenca están enclavadas más de 60 000 viviendas, con una población de más de 200 000 habitantes. Numerosas instalaciones de diversos usos ocupan las márgenes de la bahía, lo cual ha provocado conflictos por el uso del espacio y los recursos entre los diferentes usuarios presentes en la zona. En esta situación también influye el hecho de que la bahía santiaguera, por sus propias características geográficas, es una bahía cerrada, con un canal estrecho de comunicación (Fernández *et al.*, 2015).

MATERIALES Y MÉTODOS

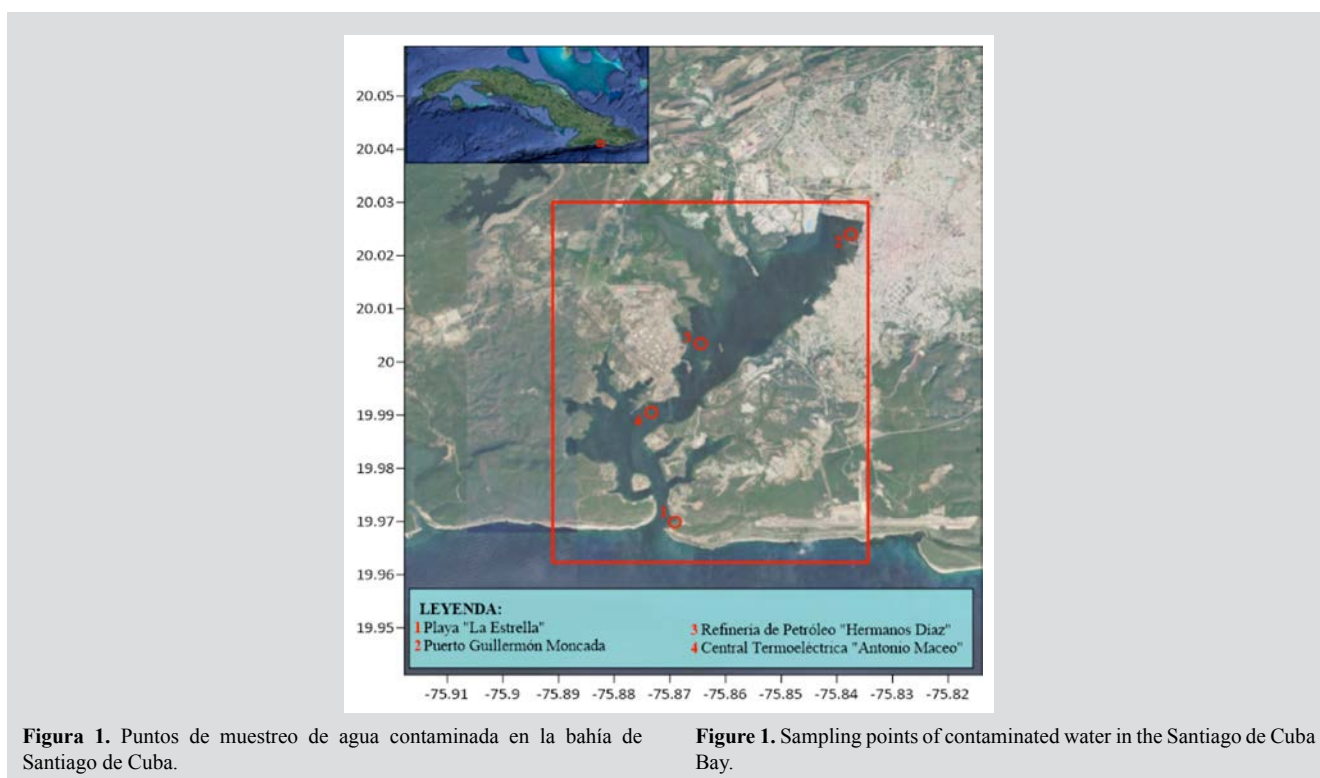
La toma de muestras de agua se realizó en cuatro puntos de la bahía de Santiago de Cuba, escogidos previamente de acuerdo con su vulnerabilidad en cuanto a los derrames de hidrocarburos en el área: Refinería de Petróleos “Hermanos

important in the country. The entrance of the bay is through a narrow, 13-20 m deep channel. The notorious Granma and Ratonés cays are located at the entrance channel. The total surface of the bay is approximately 12 km², with an average depth of 8 m and a maximum value of 21 m. The perimeter of the coastline, including the cays, is 41 km.

Numerous industries are located at the bay, which is why a daily wastewater volume of approximately 3 x 10⁶ m³ arrives there. Additionally, within the territory of the basin, they are more than 60 000 households, with a population of more than 200 000 inhabitants. Numerous facilities with diverse uses occupy the margins of the bay, which has caused conflicts around the use of space and resources between the different users in the area. This situation is also influenced by the fact that the Santiago bay, due to its own features, is a closed bay with a narrow communication channel (Fernández *et al.*, 2015).

MATERIALS AND METHODS

Water sampling was conducted at four points of the Santiago de Cuba Bay, which were previously chosen according to their vulnerability in terms of hydrocarbon spills in the area: the “Hermanos Díaz” oil refinery (Figure 1, Point 1), the “Antonio Maceo” thermoelectric plant (RENTE) (Figure 1, Point 2), the dock of the Guillermón



Díaz” (Figura 1, Punto 1), Central Termoeléctrica “Antonio Maceo” (RENTE) (Figura 1, Punto 2), el muelle del Puerto Guillermon Moncada (Figura 1, Punto 3) y la playa “La Estrella” (Figura 1, Punto 4). Para la recolección de muestras se emplearon las técnicas de muestreo y conservación (NC ISO, 1994). La toma de muestras se llevó a cabo en el período comprendido entre marzo y mayo de 2019. Debido a la diversidad de factores que interfieren en la variación de las propiedades del agua de mar (Castillo *et al.*, 2013), así como la variación que puede existir en cuanto al grado de contaminación por hidrocarburos, se tomaron las muestras durante cuatro días consecutivos.

Para lograr la remoción de los extractos orgánicos de las muestras se aplicó el método de embudo de separación, utilizando éter de petróleo como solvente. Luego se añadieron 3 g de gel de sílice para eliminar el exceso de agua de las muestras extraídas, y fueron reducidos los extractos de éter de petróleo empleando el rotoevaporador, obteniéndose muestras más concentradas para su posterior análisis en el cromatógrafo de gases.

El análisis mediante cromatografía gaseosa acoplada a un Detector de Ionización de Llama (FID) se realizó en un Cromatógrafo Agilent Technologies 7890A (Australia), usando una columna capilar de sílice fundida HP-5 (30 m de longitud, 0,320 mm de diámetro interno, 0,25 μm de espesor de fase) e hidrógeno como gas portador, el cual opera bajo las siguientes condiciones establecidos en el programa de análisis de derivados del petróleo: el programa de temperatura utilizado en el análisis fue de 60° C (3 min), elevándose a 300° C con una rampa de temperatura de 10° C/min y manteniéndose isotérmico a esta temperatura por 15 min; el inyector y el detector de ionización a la llama se mantuvieron a 280 y 310° C, respectivamente; el flujo de hidrogeno fue de 30 ml/min, el de aire de 400 ml/min, su volumen inicial en la columna fue de 1,5 ml/min y su presión fue de 27,42 KPa; cada corrida duró 42 min.

El tiempo de retención es característico del hidrocarburo en particular y el área/altura del pico es proporcional a su cantidad. El instrumento usado en estos análisis fue un FID muy sensible a los hidrocarburos. Debido a que el FID también responde a varios compuestos, estas sustancias deben ser removidas por un proceso de separación y limpieza con sílica-gel y/o alúmina (EPA, 2014).

Con el objetivo de comparar los valores de tiempo de retención obtenidos de las muestras tomadas, se prepararon cinco patrones de hidrocarburos, empleando agua de mar y prototipos de HC certificados de laboratorios de la Refinería de Petróleos Hermanos Díaz (diesel, fuel oil, aceite de motor,

Moncada port (Figure 1, Point 3), and “La Estrella” beach (Figure 1, Point 4). For sample collection, the sampling and conservation techniques were employed (NC ISO, 1994). The sampling was conducted between March and May, 2019. Due to the diversity of factors interfering the variation of the properties of seawater (Castillo *et al.*, 2013), as well as the variation that may exist with regard to the degree of contamination by hydrocarbons, the samples were taken for four consecutive days.

To achieve the removal of the organic extracts from the samples, the separating funnel method was applied using petroleum ether as a solvent. Then, 3 g of silica gel were added to eliminate the excess water from the extracted samples, and the petroleum ether extracts were reduced with a rotary evaporator, thus obtaining more concentrated samples for their later analysis in the gas chromatograph.

The analysis by means of gas chromatography coupled with a Flame Ionization Detector (FID) was performed in an Agilent Technologies 7890A chromatograph (Australia) using an HP-5 fused silica capillary column (30 m length, 0.320 mm internal diameter, 0.25 μm face thickness) and hydrogen as a carrier gas, which operates under the following conditions established in the analysis program for petroleum derivatives: the temperature program using this analysis was 60 °C (3 min), rising to 300 °C with a temperature ramp of 10 °C/min, and remaining isothermal at this temperature for 15 min; the injector and the flame ionization detector were maintained at 280 and 310 °C, respectively; the hydrogen flow was of 30 ml/min, the airflow was 400 ml/min, its initial volume in the column was of 1.5 ml/min, and its pressure was 27.42 KPa; each run lasted for 42 min.

The retention times a particular characteristic of hydrocarbons, in the area/height of the peak is proportional to its quantity. The instrument used in these analyses was an FID that is very sensitive to hydrocarbons. Given that the FID also responds to several compounds, these substances must be removed through a process of separation and cleaning with silica gel or alumina (EPA, 2014).

With the objective of comparing the time tension values obtained from the samples taken, five hydrocarbon patterns were prepared using seawater and certified HC prototypes from the “Hermanos Díaz” oil refinery (diesel, fuel oil, engine oil, turbofuel, and kerosene). Each one was prepared from the individual compounds. They were separated in five 1 000 mL beakers, and they were later mixed with hydrocarbon samples (10 μL), sealed with wax



turbo combustible y kerosina). Se preparó cada una a partir de los compuestos individuales. Se separaron en cinco vasos de precipitado de 1 000 mL, posteriormente se mezclaron con muestras (10 μ L) de hidrocarburos, sellados con papel encerado y agitados. Para comparar los valores de TR de las muestras procesadas, se determinan los valores de TR de las muestras patrones. Las fracciones y su rango en número de carbonos son los siguientes: kerosina y turbo combustible, C₁₁-C₁₃; diésel, C₁₃-C₁₇; fuel oil, C₁₉-C₂₅; aceite de motor, C₂₀-C₄₅.

El análisis comparativo entre los valores de los TR de las muestras y los patrones (match), permitirá identificar los diferentes HC presentes en cada punto. Se enumeran la cantidad de match por punto, y luego se determinan los valores de las medianas, para comprender la tendencia central de este conjunto de números.

RESULTADOS

Determinación del TR mediante el método de cromatografía de gases

Se determinó el tiempo de retención en cada una de las muestras tomadas (previamente concentradas). Es el tiempo en minutos que queda retenido un analito en el interior de la columna, según la afinidad de éstos con su recubrimiento interno, es decir el tiempo que demora su paso por la misma, el cual puede variarse alterando el flujo del gas portador (hidrógeno en este caso). Los valores del tiempo de retención son extraídos de los picos de mayor intensidad en cuanto a la altura de éstos (Jaramillo y Dorman, 2019). En el caso del método de cromatografía para derivados del petróleo (Alzaga, 2004), el más pesado va a ser retenido por una mayor fracción de tiempo, dando paso a que los más volátiles sean los primeros picos en salir en el cromatograma. Se muestra un ejemplo de los resultados que brinda el equipo (tabla y gráfico con los valores de tiempo de retención, altura y área de la curva) obtenidos de cada uno de los puntos de muestreo, durante los días del monitoreo realizado (Tabla 1 y figura 2).

Tabla 1. Valores del TR (Punto 4, día 1).

Número / Number	Tiempo / Time (min)	Área / Area (?)	Altura / Height (?)
1	1.9	74413.8	40532.2
2	1.9	138874.7	76665.2
3	2.0	830523.5	356834.8
4	2.1	1051308.5	266764.9
5	5.3	64.8	21.3
6	5.4	2.0	8.6E-1
7	15.1	24.8	12.0
8	17.2	61.9	38.7

paper, and stirred. To compare the TR values of the process samples, the TR values standard samples are determined. The fractions in the range in carbon number are the following: kerosene and turbofuel, C₁₁-C₁₃; diesel, C₁₃-C₁₇; fuel oil, C₁₉-C₂₅; engine oil, C₂₀-C₄₅.

This comparative analysis between the TR values of the samples and the standards (match), will allow identifying different HCs present at each point. The degree of match per point is listed, and the median values are then determined in order to understand central tendency of this set of numbers.

RESULTS

TR determination through the gas chromatography method

The retention time of each of the samples taken (previously concentrated) was determined. It is a time in minutes during which an analyte is retained inside the column, according to its affinity with the internal coating, that is, the time it takes for it to go through the column, which may vary by altering the flow of the carrier gas (this case, hydrogen). The time retention values are extracted from the highest intensity peaks in terms of their height (Jaramillo and Dorman, 2019). In this case of the chromatography method for petroleum derivatives (Alzaga, 2004), the heaviest compound will be retained for greater fraction of time, thus giving way for the most volatile ones to be the first peaks to appear in the chromatogram. An example of the results provided by the equipment (table and graph with the time retention and curve area and height values) obtained from each sampling point during the monitoring days (Table 1 and figure 2).

Table 1. TR values (Point 4, day 1).

Número / Number	Tiempo / Time (min)	Área / Area (?)	Altura / Height (?)
9	17.3	3.6	2.2
10	17.3	1.2	6.8E-1
11	19.2	55.3	31.8
12	19.2	2.8	1.5
13	20.8	36.1	20.3
14	22.6	23.1	13.0
15	22.6	2.1	1.3
16	24.1	17.1	8.2
17	24.2	3.1E-1	2.2E-1
18	25.4	1.6	7.3E-1
19	25.5	12.0	5.3
20	27.5	80.9	10.3
21	28.5	9.9E-1	2.7E-1
22	28.6	70.8	123.6
23	39.4	1.2E-1	1.9E-1

En todos los casos, el pico más alto que representa los primeros cuatro tiempo de retención es del éter de petróleo, que por ser el más volátil es el primero en salir de la columna, entre los valores de tiempo de retención de 5 - 40 min (aproximadamente) se elevan los picos evidenciando la presencia de los compuestos extraídos arrastrados por el éter de petróleo. Por tanto, en el análisis realizado no se tienen en cuenta los primeros cuatro valores del TR.

Valores de tiempo de retención obtenidos de las muestras patrones

Para comparar los valores de TR de las muestras procesadas se determinan los valores de TR de las muestras patrones. Los patrones de HC fueron analizados en las mismas condiciones que las muestras.

Se muestra un ejemplo de los resultados que brinda el equipo (tabla y gráfico con los valores de tiempo de retención, altura y área de la curva) obtenidos de cada uno de las muestras patrones (tabla 2 y figura 3).

Tabla 2. Valores del TR (muestra patrón Diesel).

Número / Number	Tiempo / Time (min)	Área / Area (?)	Altura / Height (?)
1	1.9	72107.6	38519.7
2	2.0	126823.3	68764.9
3	2.0	754481.1	326566.3
4	2.1	906609.6	243240.2
5	6.9	39.4	20.4
6	7.5	125.9	3.6
7	8.6	56.4	34.5
8	8.7	861.1	2.4

In all cases, the highest peak that represents the first four retention times is petroleum ether, which, because it is the most volatile, it is the first to leave the column. Between the retention time values of 5-40 min (approximately), peaks start to rise, thus evidencing the presence of the extracted compounds carried by the petroleum ether. Therefore, the first four TR values are not considered in the performed analysis.

Time retention values obtained from the standard samples

To compare the TR values of the processed samples, the TR values of the standard samples are determined. The HC standards were analyzed under the same conditions as the samples.

An example of the results provided by the equipment is shown (table and graph the retention time, height and area of the curve) obtained from each of the standard samples (table 2 and figure 3).

Table 2. TR values (Diesel standard sample).

Número / Number	Tiempo / Time (min)	Área / Area (?)	Altura / Height (?)
9	10.1	63.3	36.3
10	11.5	78.5	38.0
11	12.8	58.5	34.8
12	14.0	55.4	32.1
13	15.1	183.8	5.8
14	15.2	40.4	26.6
15	16.2	36.3	22.6
16	17.3	28.0	18.0
17	18.3	24.3	15.6
18	19.2	21.1	12.9
19	20.1	16.8	10.6

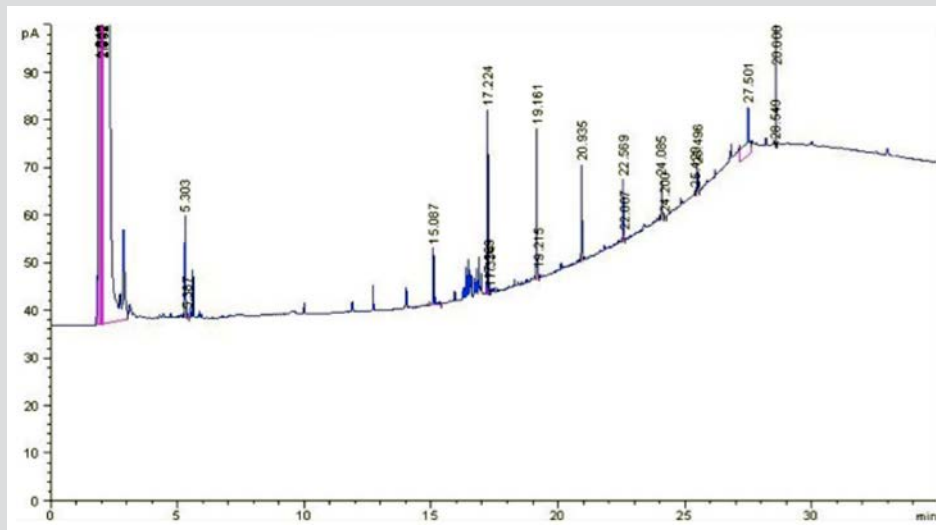


Figura 2. Gráfico del cromatograma (TR vs altura del pico Pto 4 día 1).

Figure 2. Chromatogram graph (TR vs. peak height, Point 4, day 1).

Al igual que las mezclas, el pico más alto que representa los primeros cuatro tiempo de retención es del éter de petróleo que por ser el más volátil es el primero en salir de la columna, los valores de TR están entre 5 - 40 min (aproximadamente) y se observan los picos de los diferentes hidrocarburos puros que componen los combustibles empleados como patrones. En el caso del turbo combustible y la kerosina, la mayoría de los hidrocarburos puros que componen estos combustibles salen de la columna en el menor intervalo de tiempo, ya que son de los más volátiles entre los patrones analizados, no siendo así en el caso del aceite de motor y fuel oil que, al contener las fracciones más pesadas de hidrocarburos, presentan los mayores tiempos de retención. Para cada muestra y cada patrón existe un gráfico y tabla que recoge los datos anteriores de lectura de cromatograma, dichos valores serán comparados entre sí para encontrar coincidencias de los valores de TR.

Just like the mixtures, the highest peak that represents the first four retention times is the petroleum ether; as it is the most volatile, it is the first to leave the column. The TR values are between 5 and 40 min (approximately), and peaks from different pure hydrocarbons that constitute the fuels used as standards are observed. In the case of turbofuel and kerosene, most of the pure hydrocarbons that comprise these fuels leave the column within the shortest time interval, given that they are the most volatile among the analyzed standards, unlike engine and fuel oil, which, as they contain the heaviest hydrocarbon fractions, they have the highest retention times. For each sample and standard, there is a graph and a table that includes the previous chromatogram reading data. Such values will be compared against each other to find matching TR values.

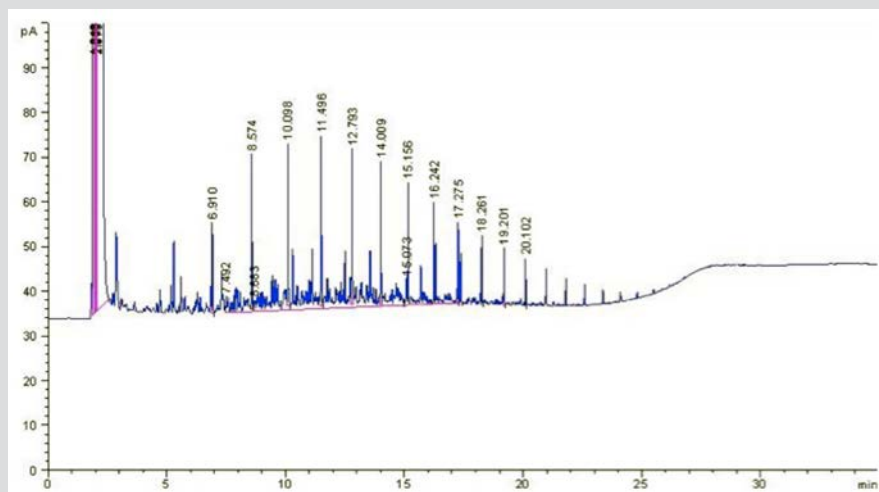


Figura 3. Gráfico del cromatograma (muestra patrón Diesel).

Figure 3. Chromatogram graph (Diesel standard sample).

DISCUSIÓN

Análisis cualitativo de los valores de TR obtenidos en cada punto de muestreo con los patrones HC.

El TR es característico del hidrocarburo en particular y el área/altura del pico es proporcional a su cantidad, por lo que es una propiedad que los identifica e individualiza (Etxebarria *et al.*, 2009). Se puede usar TR como un parámetro para identificación. Los TR cromatográficos son característicos de los compuestos que representan, pero no son únicos.

La identificación de picos se logra inicialmente al comparar el tiempo de retención del componente desconocido al de un estándar. La coincidencia de los tiempos de retención de una muestra y de una sustancia de referencia puede usarse como un criterio parcial en la construcción de un perfil de identidad, pero es insuficiente por sí misma para establecer la identidad. Los TR absolutos de un compuesto dado varían de un cromatograma al siguiente, se profundizan los estudios en metodologías que perfeccionan las diferencias provocadas entre los intervalos de los TR, para lograr una mayor precisión (Jaramillo y Dorman, 2019). A continuación se recogen las coincidencias (match) de los valores de TR entre las muestras tomadas en cada punto y las muestras patrones, para demostrar la presencia de un tipo de combustible en un punto y día determinados.

Tabla 3. Coincidencias (match) entre los valores de TR de las muestras y patrones (Punto 1 “Playa La Estrella”).

Día 1 / Day 1	Día 2 / Day 2	Día 3 / Day 3	Día 4 / Day 4
1.9	1.9	1.9	1.9
2.0	2.0	2.0	2.0
2.0	2.0	2.0	2.0

DISCUSSION

Qualitative analysis of the TR values obtained each sampling point with HC standards

TR is a characteristic of hydrocarbons in particular, and the area/height of the peak is proportional to their quantity, which is why it is one of the features that identify and individualize them. (Etxebarria *et al.*, 2009). TR can be used as a parameter for identification. Chromatographic TRs are typical of the compounds they represent, but they are not unique.

The identification of peaks is initially achieved by comparing the retention time of the unknown compound to a standard. A match in the retention times of a sample and a reference substance can be used as a partial criterion in the construction of an identity profile, but it is insufficient in and of itself to establish identity. The absolute TRs of a given compound vary from one chromatogram to the next. Studies on methodologies that perfect the differences caused between TR intervals are deeply examined to achieve greater accuracy (Jaramillo and Dorman, 2019). Up next, the matching TR values between the samples taken at each point and the standard samples are shown to demonstrate the presence of a fuel type at a specific point and day.

Table 3. Matches between the TR values of the samples and standards (Point 1, La Estrella Beach).



Día 1 / Day 1	Día 2 / Day 2	Día 3 / Day 3	Día 4 / Day 4
2.1	2.1	2.1	2.1
5.3* ^{FO} * ^{AM} * ^{TC}	5.3* ^{FO} * ^{AM} * ^{TC}	5.3* ^{FO} * ^{AM} * ^{TC}	2.9
5.4	5.4	5.6* ^{FO} * ^{AM}	5.3* ^{FO} * ^{AM} * ^{TC}
15.1 * ^D * ^{FO} * ^{TC} * ^K	5.5* ^{AM}	15.1 * ^D * ^{FO} * ^{TC} * ^K	5.6* ^{FO} * ^{AM}
17.2* ^{FO}	5.6* ^{FO} * ^{AM}	17.2* ^{FO}	15.1 * ^D * ^{FO} * ^{TC} * ^K
17.3 * ^D	10.8	17.2* ^{FO}	16.4
17.3 * ^D	11.9	19.2* ^D	16.5
19.2* ^D	12.1	20.9* ^{FO}	16.8
19.2* ^D	14.0* ^D	22.6	16.9
20.9* ^{FO}	14.2	24.0	17.0
22.6	15.1 * ^D * ^{FO} * ^{TC} * ^K	24.1	17.2* ^{FO}
22.6	15.2* ^D * ^K	25.4	19.2* ^D
24.1	16.4	36.2	21.0* ^{FO}
24.2	16.5		22.6
25.4	16.5		24.1
25.5	16.8		25.5
27.5	16.9		26.8
28.5	17.2		33.0
28.6* ^{FO}	19.2* ^D		36.2
39.4	20.9* ^{FO}		
	22.6		
	22.6		
	24.1		
	24.1		
	30.0		

*FO: match de TR con patrón de fuel oil; *D: match de TR con patrón de diésel; *K: match de TR con patrón de kerosina; *TC: match de TR con patrón de turbo combustible; *AM: match de TR con patrón de aceite de motor.

*FO: TR match with a fuel oil standard; *D: TR match with a diesel standard; *K: TR match with a kerosene standard; *TC: TR match with a turbine fuel standard; *AM: TR match with an engine oil standard

Tabla 4. Coincidencias (match) entre los valores de TR de las muestras y patrones (Punto 2 “Puerto Guillermón Moncada”).

Table 4. Matches between the TR values of the samples and standards (Point 2, Guillermón Moncada port)

Día 1 / Day 1	Día 2 / Day 2	Día 3 / Day 3	Día 4 / Day 4
1.9	1.9	1.9	1.9
2.0	2.0	2.0	2.0
2.0	2.0	2.0	2.0
2.1	2.1	2.1	2.1
7.1	5.3* ^{FO} * ^{AM} * ^{TC}	2.9	7.1
12.7* ^{FO}	9.8	5.3* ^{FO} * ^{AM} * ^{TC}	12.7
12.9	10.1 * ^D * ^{TC} * ^K	5.6* ^{FO} * ^{AM}	12.9
15.1 * ^D * ^{FO} * ^{TC} * ^K	12.7* ^{FO}	9.5	15.1 * ^D * ^{FO} * ^{TC} * ^K
17.2* ^{FO}	12.7* ^{FO}	9.8	17.2* ^{FO}
19.2* ^D	15.1 * ^D * ^{FO} * ^{TC} * ^K	10.0* ^{FO} * ^{TC}	19.2* ^D
20.9* ^{FO}	17.2* ^{FO}	10.1 * ^D * ^{TC} * ^K	20.9* ^{FO}
21.0* ^{FO}	19.2* ^D	12.7* ^{FO}	21.0* ^{FO}
21.8	19.3	15.1 * ^D * ^{FO} * ^{TC} * ^K	21.8
22.6	20.9* ^{FO}	17.2* ^{FO}	22.6
22.6	21.7	19.2* ^D	22.6
23.4	21.8	21.0* ^{FO}	23.4

Día 1 / Day 1	Día 2 / Day 2	Día 3 / Day 3	Día 4 / Day 4
24.1	22.6	22.6	24.2
24.8	22.6	23.4	25.4
25.5	23.4	24.1	25.5
26.2	24.1	24.8	27.5
26.8	24.8	25.5	28.5
27.3* ^{AM}	25.5	26.2	28.6
27.5	26.2	26.8	29.4
27.6	26.8	27.5	34.2
28.2* ^{TC} ^K	26.9	28.2* ^{TC} ^K	34.2
28.4	27.5	38.7	35.6
34.2	28.2* ^{TC}		36.2
34.3	36.2		

Tabla 5. Coincidencias (match) entre los valores de TR de las muestras y patrones (Punto 3 “Refinería Hermanos Díaz”).

Table 5. Matches between the TR values of the samples and standards (Point 3, Hermanos Díaz refinery).

Día 1 / Day 1	Día 2 / Day 2	Día 3 / Day 3	Día 4 / Day 4
1.9	1.9	1.9	1.9
2.0	2.0	2.0	2.0
2.0	2.0	2.0	2.0
2.1	2.1	2.1	5.6* ^{AM}
2.9	5.3	2.8	12.7* ^{FO}
5.3	5.6* ^{AM}	5.6* ^{AM}	15.1* ^D * ^{FO} * ^{TC} * ^K
5.6* ^{AM}	10.0* ^{FO} * ^{TC}	6.8* ^K	16.4
6.9* ^D * ^{TC} * ^K	12.7* ^{FO}	8.8	16.5
10.0* ^{FO} * ^{TC}	15.1* ^D * ^{FO} * ^{TC} * ^K	10.0* ^{FO} * ^{TC}	16.5
12.7* ^{FO}	16.4	11.9	16.8
14.0* ^D	16.9	12.7* ^{FO}	16.8
15.1* ^D * ^{FO} * ^{TC} * ^K	17.2* ^{FO}	14.0* ^D	17.2* ^{FO}
16.4	19.1* ^{FO}	15.1* ^D * ^{FO} * ^{TC} * ^K	19.1* ^{FO}
16.6	20.9* ^{FO}	16.5	20.9* ^{FO}
16.9	22.6	17.2* ^{FO}	22.5
17.2* ^{FO}	24.1	19.1* ^{FO}	24.1
19.2* ^D	25.5	20.9* ^{FO}	25.5
20.9* ^{FO}	26.2	22.5	26.8
22.6	26.8	24.1	32.9
24.1		25.5	
25.5		26.8	
26.8		28.2	
27.5		35.6	

Tabla 6. Coincidencias (match) entre los valores de TR de las muestras y patrones (Punto 4 “Termoeléctrica RENTE”).

Table 6. Matches between the TR values of the samples and standards (Point 4, RENTE thermoelectric plant).

Día 1 / Day 1	Día 2 / Day 2	Día 3 / Day 3	Día 4 / Day 4
1.9	1.9	1.9	1.9
2.0	2.0	2.0	2.0
2.0	2.0	2.0	2.0
2.1	2.1	2.1	2.1
5.3* ^{FO} * ^{TC}	2.9	2.8	2.8



Día 1 / Day 1	Día 2 / Day 2	Día 3 / Day 3	Día 4 / Day 4
5.6* ^{FO} * ^{AM}	5.3* ^{FO} * ^{TC}	5.6* ^{FO} * ^{AM}	5.6* ^{FO} * ^{AM}
10.0* ^{FO} * ^{TC}	5.6* ^{FO} * ^{AM}	6.8* ^{TC} * ^K	10.0* ^{FO} * ^{TC}
12.7* ^{FO}	10.0* ^{FO} * ^{TC}	10.0* ^{FO} * ^{TC}	12.7* ^{FO}
15.1* ^D * ^{FO} * ^{TC} * ^K	12.7* ^{FO}	12.7* ^{FO}	15.1* ^D * ^{FO} * ^{TC} * ^K
16.5	15.1* ^D * ^{FO} * ^{TC} * ^K	15.1* ^D * ^{FO} * ^{TC} * ^K	16.4
16.9	16.5	16.4	16.8
17.2* ^{FO}	17.2* ^{FO}	16.5	17.2* ^{FO}
19.2* ^D	19.1* ^{FO}	16.8	19.1* ^{FO}
20.9* ^{FO}	20.9* ^{FO}	17.2* ^{FO}	20.9* ^{FO}
22.6	22.6	19.1* ^{FO}	22.5
24.1	24.1	20.9* ^{FO}	24.1
26.8	25.5	22.5	25.5
27.5	26.8	24.1	32.9
	32.9	25.5	
		32.9	

Se presentan los números de match para determinar cuál está en mayor cuantía en cada punto de muestreo. Para ello se recogen en las siguientes datas (Tabla 7): número de match, y valores medios, máximos de medianas.

The number of matches is presented to determine which has the greatest amount at each sampling point. To this effect, the following data are listed (Table 7): number of matches, mean values, and median maximum value.

Tabla 7. Resumen de match por punto de muestreo, valores de media, máximo y mediana.

Table 7. Match summary per sampling point; mean, maximum, median values.

Patrones / Standard	Día 1 / Day 1	Día 2 / Day 2	Día 3 / Day 3	Día 4 / Day 4	Media / Mean	Max	Mediana / Median
Punto 1 “Playa La Estrella” / Point 1 La Estrella Beach							
Diesel	3	4	2	2	2.75	4	2.5
Fuel oil	5	4	5	5	4.75	5	5
Aceite / E. Oil	1	3	2	3	2.25	3	2.5
Turbo	2	2	2	2	2	2	2
Kerosina / Kerosene	1	2	1	1	1.25	2	1
Punto 2 “Puerto Guillermón Moncada” / Point 2 Guillermón Moncada Port							
Diesel	2	3	3	2	2.5	3	2.5
Fuel oil	5	5	6	4	5	6	5
Aceite / E. Oil	1	1	2	0	1	2	1
Turbo	2	4	5	1	3	5	3
Kerosina / Kerosene	2	2	3	1	2	3	2
Punto 3 “Refinería Hermanos Díaz” / Point 3 Hermanos Díaz Refinery							
Diesel	4	1	2	1	2	4	1.5
Fuel oil	5	6	6	5	5.5	6	5.5
Aceite / E. Oil	1	1	1	1	1	1	1
Turbo	3	2	2	1	2	3	2
Kerosina / Kerosene	2	1	2	1	1.5	2	1.5
Punto 4 “Termoeléctrica RENTE” / Point 4 RENTE Thermoelectric Plant							
Diesel	2	1	1	1	1.25	2	1
Fuel oil	7	8	7	7	7.25	8	7
Aceite / E. Oil	1	1	1	1	1	1	1
Turbo	3	3	3	2	2.75	3	3
Kerosina / Kerosene	1	1	2	1	1.25	2	1

Se grafican los valores de las medianas (Figura 4), pues con estos valores se minimizan los posibles errores existentes en las mediciones, así como las interferencias provocadas por variables externas a la hora de la toma de muestras.

El análisis indica que en los cuatro puntos de muestreo el HC que tuvo mayormente presente fue el fuel oil, seguido del turbo combustible, el resto se encontraban en menor cuantía. Analizando los puntos de manera independiente:

Punto 1, Playa La Estrella: aquí el fuel oil es el principal contaminante, seguido por el diesel y el aceite de motor en igual cuantía; **Punto 2**, Puerto Guillermón Moncada: están presentes en menores fracciones el turbo combustible y diesel, estando presente el fuel oil como principal contaminante; **Punto 3**, Refinería Hermanos Díaz: en este punto prevalece la presencia de fuel oil como principal agente contaminante, seguido de turbo combustible; **Punto 4**, Central Termoeléctrica Antonio Maceo (RENTE): aquí se encuentra el fuel oil como principal contaminante, presentando los valores más elevados de número de match.

Análisis cuantitativo de los valores de TR obtenidos en cada punto de muestreo con los patrones HC

Después de desarrollado el método de cromatografía de gases y obtenidos los resultados de la lectura de las muestras y los patrones de combustibles, se analiza el área bajo la curva de los gráficos del cromatograma (directamente proporcional a la altura del pico y a la concentración del compuesto hidrocarbonado presente). (Wang *et al.*, 2010).

Punto 1. Playa La Estrella: aunque la playa La Estrella esta distante del lóbulo interior de la bahía, la que se referencia como la parte más contaminada, es importante resaltar que sus picos no están muy distantes de los presentes en los otros puntos de muestreo ya que contiene cuatro agentes contaminantes y las alturas de sus picos son significativas, por lo que posee una concentración considerable. Teniendo en cuenta que ésta es un área de baño, deberían tomarse las medidas pertinentes o bien para minimizar el grado de contaminación por HC en la misma o prohibir las actividades de baño y recreación, debido a los efectos negativos que provocan los HC en la salud humana.

Punto 2. Puerto Guillermón Moncada: aquí se presentan varios números de picos significativos que representan los de mayor concentración con respecto al resto de los puntos. Este es, entonces, el lugar más contaminado y con mayor cantidad de agentes contaminantes entre los analizados, debido a las principales maniobras de acceso, atraque, fondeo y/o movimiento de buques hacia y desde las instalaciones que se encuentran situadas en el canal interior y la dársena de maniobra del Puerto.

The median values are graphed (Figure 4) because potential measurement errors are minimized with these values, as well as any interference caused by external variables at the time of sampling.

The analysis indicates that, at the four sampling points, the HC with the highest presence was fuel oil, followed by turbo fuel. The rest were found at lower quantities. The sampling points are independently analyzed below:

Point 1, La Estrella Beach: Here, fuel oil is the main pollutant, followed by diesel and oil in the same amount; **Point 2**, Guillermón Moncada Port: Turbofuel and diesel are present in lower fractions, with fuel oil being present as the main pollutant; **Point 3**, Hermanos Díaz Refinery: At this point, fuel oil prevails as the main pollutant, followed by turbofuel; **Point 4**, Antonio Maceo Thermoelectric Plant (RENTE): Here, fuel oil is present at the main pollutant, reporting the highest match amount values.

Quantitative analysis of the TR values obtained at each sampling point with HC standards

After developing the gas chromatography method and obtaining the results from the reading of fuel samples and standards, the area beneath the curve in the chromatogram graphs is analyzed (directly proportional to peak height and the concentration of the present hydrocarbon compound) (Wang *et al.*, 2010).

Point 1. La Estrella Beach: Although La Estrella Beach is far from the internal lobe of the bay, which is referenced as the most polluted part, it is important to highlight that its peaks are not so far from those present at other sampling points, since it contains four pollutant agents, and the heights of its peaks are significant, as it has a considerable concentration. Taking into account that this is a bathing area, appropriate measures should be taken either to minimize the degree of contamination by HC or forbid bathing and recreation activities, given the negative effects caused by HCs in human health.

Point 2. Guillermón Moncada Port: Here, several amounts of significant peaks are reported, which represent a greater concentration with respect to the rest of the points. This is therefore the most polluted place and the one with the highest amount of polluting agents among the analyzed points, given the main access, docking, anchoring, and/or movement maneuvers of vessels to and from the facilities located in the interior channel and the maneuvering basin of the port.

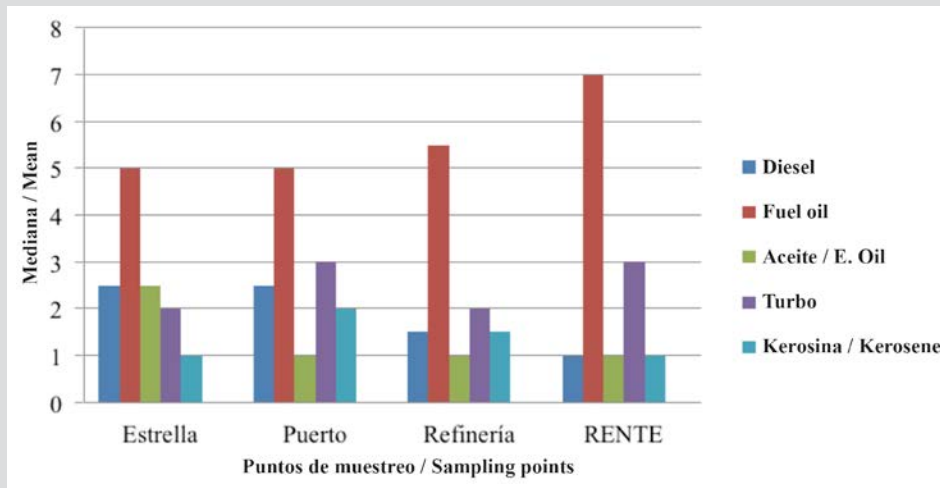


Figura 4. Valores de medianas de match para cada punto de muestreo.

Figure 4. Median values for matches at each sampling point.

Punto 3. Refinería Hermanos Díaz: aunque se esperaba que éste arrojará los números más elevados de agentes contaminantes y los picos más elevados, debido a que ésta es la industria donde se procesa el petróleo crudo y sus derivados, no fue así; la altura de los picos y su área son inferiores a los de los puntos 2 y 3. Se considera que esto se debe a que el proceso productivo se encontraba paralizado en la época de monitoreo, por lo que se realizará en otra etapa productiva y se compararán los valores con los obtenidos.

Punto 4. Central Termoeléctrica Antonio Maceo (RENTE): posee el mayor número de picos significativos, (en su mayoría pertenecen al fuel oil) por lo que este es el HC que predomina en este punto como mayor agente contaminante, pero no en mayor concentración respecto al resto de los puntos analizados, debido al manejo constante de combustibles en el desarrollo de su actividad productiva. Así mismo, en este punto se tomaron las muestras exactamente el canal de salida de agua de enfriamiento, que se encuentran al lado de la laguna de oxidación de la Refinería, lo que demuestra que aún con el proceso de refinación en pausa, las emisiones provocadas por la laguna de oxidación no están siendo controladas.

CONCLUSIÓN

El análisis realizado indica que el fuel oil es el agente más contaminante presente en la bahía. El puerto Guiller món Moncada y la Central Termoeléctrica Antonio Maceo (RENTE) resultaron ser puntos de mayor grado de contaminación, presentando los mayores picos significativos. El estudio permite a las autoridades administrativas adoptar medidas para enfocar esfuerzos para minimizar la contaminación en las áreas críticas encontradas.

Point 3. Hermanos Díaz Refinery: Although it was expected that this point reported the highest amounts of polluting agents and the highest peaks, given that this is the industry where crude oil and its derivatives are processed, it was not so; the height of the peaks and their area are smaller than those of points 2 and 3. It is believed that this is due to the fact that the productive process was paralyzed at the time of monitoring, which is why it will be conducted at another productive stage, and the obtained values will be compared.

Point 4. Antonio Maceo Thermoelectric Plant (RENTE): It has the highest amount of significant peaks (most of them belonging to fuel oil), which is why this HC prevails as the greatest polluting agent, although not in a greater concentration with respect to the rest of the analyzed points, given the constant handling of fuels in the development of its productive activity. Similarly, at this point, the samples were taken precisely at the outlet of the cooling water, which is located next to the refinery's oxidation pond, which demonstrates that, even with a paused refinement process, the emissions caused by the oxidation pond are not being controlled.

CONCLUSION

The analysis performed indicates that fuel oil is the most polluting agent present in the bay. Guiller món Moncada Port and the Antonio Maceo Thermoelectric Plant (RENTE) turned out to be the points with the highest degree of contamination, reporting the highest number of significant peaks. The study allows the government authorities to take measures in order to focus the efforts on minimizing pollution in the critical areas found.

RECOMENDACIONES

Se recomienda realizar estudios similares en períodos donde la refinería se encuentre con un proceso de producción activo y comparar los resultados con los obtenidos, así como incrementar el número de días de muestreo y fechas en el año y comparar los resultados con los del presente trabajo. Igualmente, se recomienda la comparación de resultados con otros métodos de análisis físico químicos para profundizar en los estudios de este tipo de contaminación y ampliar el número de muestras patrones.

AGRADECIMIENTOS

La investigación se llevó a cabo gracias al proyecto PS223LH001-016 Monitoreo y manejo integrado de ecosistemas costeros ante el cambio climático en la región oriental de Cuba. (ECOS). Programa Sectorial MES.

RECOMMENDATIONS

It is recommended to carry out similar studies in periods when the refinery undergoes an active production process and to compare the results with those hereby obtained, as well as to increase the number of sampling days and dates and compare the results with those of the present work. In the same way, comparing the results with other physicochemical analysis methods is advised to deepen the studies on this type of pollution and increase the number of standard samples.

ACKNOWLEDGMENTS

The research was carried out thanks to the project PS223LH001-016 Monitoring and integrated management of coastal ecosystems in the face of climate change in the eastern region of Cuba. (ECOS). MES Sector Program.

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Alzaga, R. 2004. Fast solid-phase extraction-gas chromatography-mass spectrometry procedure for oil fingerprinting. Application to the Prestige oil spill. *J. Chromatogr. A*, 1025: 133-138. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2003.10.080>
- Castillo, B. 2013. Evaluación analítica para la determinación de hidrocarburos totales en aguas por espectroscopia infrarroja. *Bol. J. Chem.*, 30(2): 146-152. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=426339680007>
- EPA. 2014. The SW-846 Compendium: Method 8270D-Semivolatile organic compounds by gas chromatography/mass spectrometry (GC/MS). *Env. Protec. Ag. US*, 71 p. <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-12/documents/8270d.pdf> 14/07/2017
- Etxebarria, N. 2009. Retention-time locked methods in gas chromatography. *J. Chromatogr. A*, 1216(10), 1624-1629. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2008.12.038>
- Fernández, L. 2015. Comportamiento de la contaminación orgánica de la bahía de Santiado de Cuba. *Cienc. PC(1)*. ISSN: 1027-2887. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=181338814003>
- Gallota, F. 2012. Source identification of petroleum hydrocarbons in soil and sediments from. *J. Chromatogr. A*, 1235, 149-158. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2012.02.041>
- Jaramillo, R. 2019. Retention time prediction of hydrocarbons in cryogenically modulated comprehensive two-dimensional gas chromatography: A method development and translation application. *J. Chromatogr. A*, 612, 460696. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2019.460696>
- Morrison, A. E. 2018. Chemical characterization of natural and anthropogenic-derived oil residues on Gulf of Mexico beaches. *Mar. Poll. Bull.*, 137, 501-508. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.10.051>
- Novelli, G. 2020. On the transport and landfall of marine oil spills, laboratory and field observations. *Mar. Poll. Bull.*, 150, 110805. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110805>
- Oficina Nacional de Normalización. Calidad del agua muestreo, Guía para la preservación y manipulación de muestras, parte 3. NC ISO 5667-3. 1994.
- Prebhalo, S. 2015. Determination of emerging contaminants in wastewater utilizing comprehensive two-dimensional gas-chromatography coupled with time-of-flight mass spectrometry. *J. Chromatogr. A*, 1419, 109-115. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2015.09.080>
- Wang, S. 2010. The development of a method for the qualitative and quantitative determination of petroleum hydrocarbon components using thin-layer chromatography with flame ionization detection. *J. Chromatogr. A*, 1217: 368-374. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2009.11.022>

RECIBIDO/RECEIVED: 18/05/2020

ACEPTADO/ACCEPTED: 04/01/2021



Seguimiento al estado de las poblaciones de once peces óseos y cartilagosos en el Santuario de Fauna y Flora Malpelo, Pacífico colombiano

Monitoring of the status of eleven bony and cartilaginous fish populations in the Malpelo Sanctuary of Fauna and Flora, Colombian Pacific

Felipe Ladino Archila*, Sandra Bibiana Martínez-Mondragón, María Alejandra Duarte-Fajardo,

0000-0001-8852-0796

0000-0001-9012-264X

0000-0002-6494-6941

Natalia Vélez y Sandra Bessudo Lion

0000-0001-7372-6513

0000-0003-3819-2004

Fundación Malpelo y Otros Ecosistemas Marinos, Bogotá, Colombia. fladino@fundacionmalpelo.org*, chaquea2896@gmail.com, faunamarina@fundacionmalpelo.org, n.velez858@gmail.com, sbessudo@fundacionmalpelo.org

* Autor de correspondencia

RESUMEN

Con el objetivo de determinar tendencias en la abundancia relativa a través del tiempo para especies priorizadas dentro del Plan de Manejo del Santuario de Fauna y Flora Malpelo, se realizaron censos visuales submarinos (CVS) entre abril de 2009 y agosto de 2019. Se colectaron datos para cinco especies de peces óseos: jurel azul (*Caranx melampygus*), bravo (*Seriola rivoliana*), atún aletiamarillo (*Thunnus albacares*), cherna (*Dermatolepis dermatolepis*) y mero (*Mycteroperca olfax*), y seis especies de peces cartilagosos: raya águila (*Aetobatus laticeps*), tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis*), tiburón de Galápagos (*Carcharhinus galapagensis*), tiburón aletiblanco de arrecife (*Triaenodon obesus*), tiburón ballena (*Rhincodon typus*) y tiburón martillo (*Sphyrna lewini*). En términos generales, se observó una tendencia negativa no significativa en la abundancia relativa a través del tiempo para la mayoría de las especies evaluadas, exceptuando *A. laticeps* y *T. obesus*, las cuales mostraron tendencias positivas no significativas. El tiburón martillo (*S. lewini*) fue la única especie que mostró una disminución estadísticamente significativa de su abundancia a través del tiempo. Los resultados de este estudio evidencian la necesidad apremiante de establecer medidas más eficientes de manejo y de regulación pesquera, que promuevan la conservación de especies importantes de peces no sólo dentro del santuario sino a lo largo del Pacífico Oriental Tropical.

PALABRAS CLAVE: Área marina protegida, Abundancia relativa, Frecuencia de observación, Pacífico Oriental Tropical.

ABSTRACT

To determine trends over time in the relative abundance of species prioritized in the Malpelo Fauna and Flora Sanctuary Management Plan, underwater visual censuses were done from April 2009 to August 2019. Data were collected for five species of bonefish: bluefin trevally (*Caranx melampygus*), longfin yellowtail (*Seriola rivoliana*), yellowfin tuna (*Thunnus albacares*), leather bass (*Dermatolepis dermatolepis*) and sailfin grouper (*Mycteroperca olfax*), and six cartilaginous fish: spotted eagle ray (*Aetobatus laticeps*), silky shark (*Carcharhinus falciformis*), Galapagos shark (*Carcharhinus galapagensis*), whitetip reef shark (*Triaenodon obesus*), whale shark (*Rhincodon typus*) and scalloped hammerhead shark (*Sphyrna lewini*). A negative non-significant trend in abundance through time was observed for most of the evaluated species, except *A. laticeps* and *T. obesus*, which showed positive non-significant trends. The hammerhead shark (*S. lewini*) was the only species that showed a statistically significant decrease in abundance over time. The results of this study highlight the urgent need to establish more effective fisheries management and regulation measures that promote the conservation of important fish species, not just inside the sanctuary but also within the Tropical Eastern Pacific.

KEYWORDS: Marine protected area, Relative species abundance, Frequency of observation, Tropical Eastern Pacific.

DOI: <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2021.50.1.1084>

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 óseos y cartilagosos son organismos clave en los ecosistemas que habitan, ya que juegan papeles importantes y únicos que permiten mantener las relaciones tróficas estables y representan un indicador de la salud del ecosistema (Jennings y Kaiser, 1998; Navia *et al.*, 2017). Al eliminar estas especies se puede generar un desequilibrio importante, impacto que puede extenderse a otras especies y, por ende, provocar el colapso de todo el ecosistema (Navia *et al.*, 2007, 2012, 2016; Bornatowski *et al.*, 2014; Dulvy *et al.*, 2014). Particularmente, los peces cartilagosos o elasmobranchios (tiburones y rayas) poseen características que los hace un grupo especialmente vulnerable comparado con algunos peces óseos (Stevens *et al.*, 2000; Myers y Worm, 2005), ya que presentan un ciclo de vida lento y poco resiliente (Bonfil, 1997; Lucifora, 2003; Ladino, 2014).

Existe un consenso a nivel mundial sobre el aumento en la degradación de los ecosistemas marinos y el colapso de la mayoría de las poblaciones de peces, principalmente debido a la sobreexplotación pesquera (Dulvy *et al.*, 2014; White *et al.*, 2015). Según un informe de las Naciones Unidas, la pesca ilegal y no reglamentada, sumada a los efectos de la creciente acidificación de los océanos, cambio climático y el aumento de la eutrofización, representan las mayores amenazas para las especies marinas; dicho informe resalta que la fracción de los stocks pesqueros biológicamente sostenibles ha disminuido de 90% a 66,9% entre 1974 y 2015 (United Nations, 2019). A pesar de esta crítica situación, los países suelen tener dificultades a la hora de tomar acciones concretas de conservación, debido a la falta de información acerca de las tendencias en el estado de las poblaciones de especies vulnerables y a la deficiencia en el establecimiento de regulaciones pesqueras. Es por este motivo que una de las estrategias más comunes que se ha desarrollado para la conservación de estas especies son las áreas marinas protegidas (AMP) (Graham *et al.*, 2003). Esta medida de conservación consiste en establecer legalmente sectores con diversos propósitos, entre los cuales se pueden destacar la protección de especies y hábitats marinos, la restauración de reservas pesqueras y la administración de actividades turísticas (Pomeroy, 2007). Se ha demostrado que en estas AMP la diversidad y biomasa de grandes peces suelen ser superiores a las de zonas aledañas, dependiendo de factores del AMP tales como tamaño, antigüedad y tipo de protección (Edgar, 2011; Edgar *et al.*, 2014). Inclusive son numerosos los casos donde los beneficios son percibidos por las comunidades colindantes, pues el denominado “efecto rebose” fomenta el flujo de peces desde la AMP hasta las zonas aledañas, donde pueden ser

INTRODUCTION

Bony and cartilaginous fishes are essential in the ecosystems they live in because they play important roles that allow maintaining stable trophic relations and they represent an indicator of the ecosystem health (Jennings and Kaiser, 1998; Navia *et al.*, 2017). Eliminating these species could cause an important imbalance that can extend to other species and, therefore, cause the whole system to collapse (Navia *et al.*, 2007; Navia *et al.*, 2012; Bornatowski *et al.*, 2014; Dulvy *et al.*, 2014; Navia *et al.*, 2016). Particularly, cartilaginous fish or elasmobranchs (sharks and manta rays) have characteristics that make them an especially vulnerable group compared to some bony fish (Stevens *et al.*, 2000; Myers and Worm, 2005), because they show a slow and little resilient lifecycle (Bonfil, 1997; Lucifora, 2003; Ladino, 2014).

There is a world side consensus about the increasing degradation of the marine ecosystems the collapse of most fish populations, mainly due to fishing overexploitation (Dulvy *et al.*, 2014; White *et al.*, 2015). According to a United Nations reports, illegal and unregulated fishing, together with the effects of the growing acidification of the oceans, climate change, and eutrophication, represent the greatest threats for the marine species; the mentioned report highlights that the fraction of biologically sustainable fishing stocks has decreased from 90 % to 66.9 % between 1974 and 2015 (United Nations, 2019). Despite this critical situation, countries often have difficulties when taking concrete conservation actions, due to the lack of information about the trends in the status of vulnerable populations, and the deficiency in establishing fishing regulations. This is why one of the most common strategies developed to preserve these species are marine protected areas (MPA) (Graham *et al.*, 2003). This preservation measure consists of legally establishing sectors with different purposes, among which the protection of marine species and habitats, the restoration of fishing reserves, and the administration of tourist activities, can be highlighted (Pomeroy, 2007). It has been proved that diversity and big fish biomass in these MPA are often superior to those of nearby areas, depending on MPA factors such as size, antiquity, and type of protection (Edgar, 2011; Edgar *et al.*, 2014). Even the cases where benefits are perceived by neighboring communities are numerous because the so-called “overflow effect” fosters the fish flow from MPA Marine Protected Area to the surrounding areas where they can be sustainably used (Graham *et al.*, 2003; Grüss *et al.*, 2011; Graham and McClanahan, 2013; Stuart-Smith *et al.*, 2013).

aprovechados sosteniblemente (Graham *et al.*, 2003; Grüss *et al.*, 2011; Graham y McClanahan, 2013; Stuart-Smith *et al.*, 2013).

El Santuario de Fauna y Flora Malpelo (SFF Malpelo) es un AMP de gran importancia a nivel regional, pues representa un punto de conectividad entre ecosistemas costeros y oceánicos. Adicionalmente, hoy en día es mundialmente reconocida por albergar una gran diversidad y abundancia de organismos marinos, entre los que se destacan particularmente los grandes cardúmenes de tiburón martillo (*Sphyrna lewini*) y tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis*). Esta AMP, junto con La Reserva Natural de Galápagos (Ecuador), el Parque Nacional Isla del Coco (Costa Rica), el Parque Nacional Natural Gorgona (Colombia) y el Parque Nacional Coiba (Panamá), componen el Corredor Marino del Pacífico Oriental Tropical (CMAR), iniciativa que busca promover el aprovechamiento sostenible de la diversidad biológica en el área alrededor de estas AMP (CMAR, 2015).

Lamentablemente, alrededor del mundo la mayoría de las AMP carecen de datos periódicos o registros históricos que permitan conocer el impacto a largo plazo sobre las especies y ecosistemas que estas áreas pretenden proteger (Barnett *et al.*, 2012). Esto es debido a limitaciones económicas y logísticas que tienden a incrementarse en islas oceánicas como Malpelo. No obstante, en el SFF Malpelo se ha logrado realizar monitoreos anuales de su fauna con el fin de establecer sus tendencias poblacionales. En el presente estudio se evalúan y discuten los valores de abundancia relativa y frecuencias de observación para once especies de peces monitoreadas durante once años (2009 – 2019). Las especies monitoreadas fueron: el jurel azul (*Caranx melampyus*), el bravo (*Seriola rivoliana*), el atún aletiamarillo (*Thunnus albacares*), la cherna (*Dermatolepis dermatolepis*), el mero (*Mycteroperca olfax*), la raya águila (*Aetobatus laticeps*), el tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis*), el tiburón de Galápagos (*Carcharhinus galapagensis*), el tiburón aletiblanco de arrecife (*Triaenodon obesus*), el tiburón ballena (*Rhincodon typus*) y el tiburón martillo (*Sphyrna lewini*). Los resultados de este estudio serán útiles para evaluar y mejorar la efectividad del manejo y las medidas de conservación actuales de estas poblaciones en el SFF Malpelo.

ÁREA DE ESTUDIO

El SFF Malpelo posee actualmente 2'709 600 ha de extensión, dentro de las cuales la Isla de Malpelo (4° 0' N, 81°36'W) es la única parte emergida. Malpelo se encuentra en el Pacífico Oriental Tropical (POT) a 490 km de la costa

The Malpelo Fauna and Flora Sanctuary (Malpelo FFS) is a MPA of great importance at the regional level because it represents a connection point between coastal and oceanic ecosystems. Besides, it is worldwide recognized for harboring large diversity and abundance of marine organisms, among which the large shoals of sharks such as the hammerhead shark (*Sphyrna lewini*) and the silky shark (*Carcharhinus falciformis*) can be particularly highlighted. This PMA, along with the Galapagos Natural Reserve (Ecuador), the National Park Isla del Coco (Costa Rica), the National Natural Park Gorgona (Colombia), and the National Park Coiba (Panamá), form the Eastern Tropical Pacific Marine Corridor (CMAR), an initiative that seeks to promote the sustainable use of the biological diversity in the area surrounding these Marine Protected Area MPA (CMAR, 2015).

Unfortunately, most MPA around the world lack periodical data or historical records that allow knowing the long-term impact on the species and ecosystems that these areas intend to protect (Barnett *et al.*, 2012). This occurs due to economic and logistic limitations that tend to increase at oceanic islands such as Malpelo. However, annual monitoring of its fauna has been made in the Malpelo FFS to establish its population trends. This research evaluates and discusses the relative abundance values and the frequencies of observation for eleven species of fish monitored for eleven years (2009-2019). The monitored species were: the bluefin trevally (*Caranx melampyus*), the longfin yellowtail (*Seriola rivoliana*), the yellowfin tuna (*Thunnus albacares*), the bass (*Dermatolepis dermatolepis*), the sailfin grouper (*Mycteroperca olfax*), the eagle ray (*Aetobatus laticeps*), the silky shark (*Carcharhinus falciformis*), the Galapagos shark (*Carcharhinus galapagensis*), the whitetip reef shark (*Triaenodon obesus*), the whale shark (*Rhincodon typus*), and the scalloped hammerhead (*Sphyrna lewini*). The results of this research will be useful to evaluate and improve the effectiveness of management and the current preservation actions of these populations at the Malpelo FFS.

STUDY AREA

The Malpelo FFS is currently 2,709,600 ha in size, within which the Malpelo Island (4° 0' N, 81° 36' W) is the only emerged part. Malpelo is located in the Eastern Tropical Pacific (ETP) 490 km away from the Colombian coast of Buenaventura (Figure 1). The island is surrounded by eleven pinnacles, it is 1.2 km² in size, and it is the summit of an underwater mountain range that rises from

colombiana de Buenaventura (Figura 1). La isla está rodeada por once pináculos y tiene una extensión de 1,2 km², siendo la cima de una cordillera submarina que se eleva desde los 4 000 m de profundidad (Keisser y Hoffman, 1975; Caita y Guerrero, 2000). En cuanto a sus condiciones oceanográficas, existen cuatro corrientes que influyen en Malpelo: la Contracorriente Ecuatorial del Norte, la Contracorriente Ecuatorial del Sur, la Corriente de Colombia y la Corriente Ciclónica de Panamá. Debido a sus interacciones, es posible diferenciar dos épocas claras: una de aguas frías y otra de aguas cálidas. La primera va de enero a abril, presentando temperaturas superficiales de alrededor de 23 °C, mientras que la época de aguas cálidas va de mayo a diciembre, cuando en promedio las temperaturas están alrededor de 27 °C (Rodríguez-Rubio y Giraldo, 2011).

MATERIALES Y MÉTODOS

Fase de campo

Los datos usados en el estudio provienen de los censos visuales submarinos (CVS) desarrollados por el grupo de monitoreo de peces del SFF Malpelo, en inmersiones de alrededor de 60 minutos entre 2009 y 2019. Estos censos fueron hechos por buzos previamente entrenados para la identificación de fauna del Santuario, registrando la abundancia de algunas especies priorizadas como Valores Objeto de Conservación (VOC), la zona de muestreo, la fecha, la hora, la temperatura, la visibilidad y el tiempo de buceo (Schmitt *et al.*, 2002; Auster *et al.*, 2005). Durante las inmersiones los datos fueron tomados siempre por el buzo más experimentado y fueron sus conteos los que se tuvieron en cuenta para registrar en los censos

4,000 m depth (Keisser and Hoffman, 1975; Caita and Guerrero, 2000). Regarding its oceanographic conditions, four currents influence Malpelo: the North Equatorial Counter Current, the South Equatorial Counter Current, the Colombia Current, and the Panama Cyclonic Current. Due to their interactions, it is possible to differentiate two clear seasons: one of the cold waters and another one of the warm waters. The first season runs from January to April, showing superficial temperatures around 23 °C, while the warm waters season runs from May to December when average temperatures fall around 27 °C (Rodríguez-Rubio and Giraldo, 2011).

MATERIALS AND METHODS

Field Stage

Data used in the study come from the submarine visual census (SVC) developed by the group of fish monitoring of the Malpelo FFS, in dives of about 60 minutes between the years 2009 and 2019. These censuses were made by divers previously trained for the identification of fauna of the Sanctuary, recording the abundance of some species prioritized as Values Object of Conservation (VOC), the sampling area, the date, the time, the temperature, the visibility, and the diving time (Schmitt *et al.*, 2002; Auster *et al.*, 2005). The most experienced diver always did the data collection during dives, and those counts were taken into account to record the respective census to avoid overestimations. Despite there are 32 diving sites in Malpelo, in each dive it is possible to monitor only 5-7 of

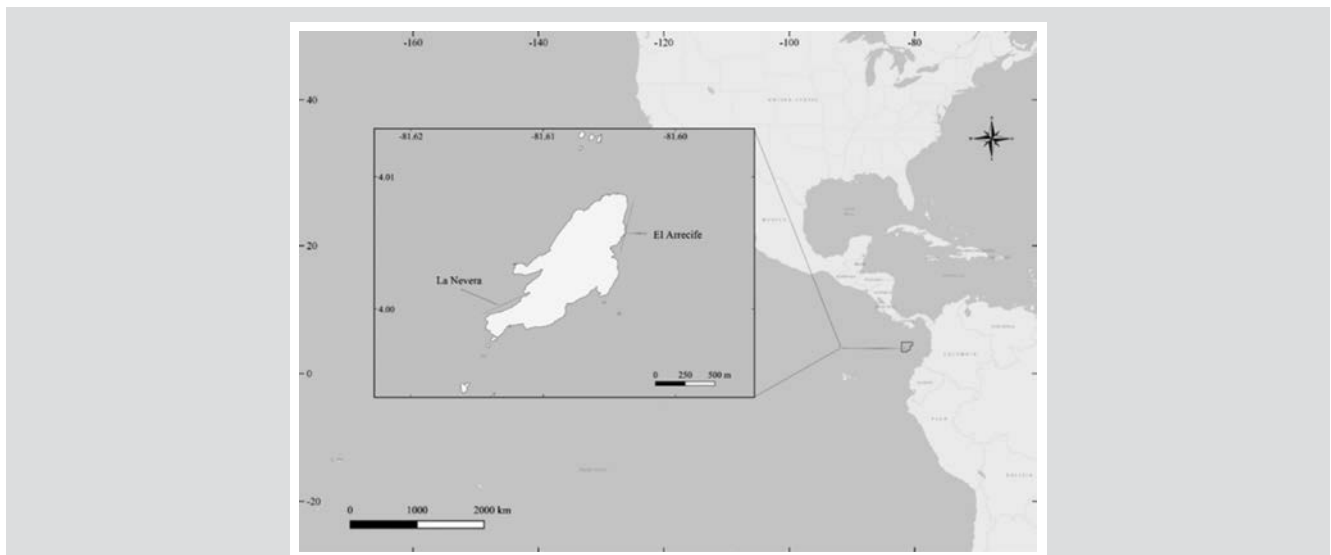


Figura 1. Ubicación del SFF Malpelo en el Pacífico colombiano.

Figure 1. Location of SFF Malpelo in the Colombian Pacific.

respectivos con el propósito de evitar sobre estimaciones. A pesar de que en Malpelo existen 32 sitios de buceo, en cada salida solo es posible monitorear entre 5-7 de ellos. Condiciones como las fuertes corrientes y el oleaje del área hacen que estas zonas monitoreadas sean altamente variables y dependientes de las condiciones climáticas de cada día. Más del 75 % de los monitoreos de cada expedición fueron realizados en los sitios conocidos como El Arrecife y La Nevera (Figura 1), que son las zonas más protegidas del oleaje y las más biodiversas, ya que en ellas se han observado las mayores formaciones coralinas del área y numerosas estaciones de limpieza. Los recorridos en El Arrecife y en La Nevera siempre son los mismos, variando únicamente la dirección según la corriente. Por lo anterior, en el presente estudio solo fueron utilizados y analizados los datos de estos dos sitios de buceo. El esfuerzo de muestreo, representado en horas de buceo por año, ha aumentado en los últimos años (Figura 2) debido a que, en adición a las expediciones científicas, el sector turístico realizó viajes de ciencia ciudadana, permitiendo que los investigadores aumentaran el número de inmersiones en los últimos cuatro años y así obtener datos valiosos.

Procesamiento de datos

En primer lugar, se seleccionaron las once especies de interés basados en el Plan de Manejo del SFF Malpelo. La matriz de datos fue filtrada hasta obtener solo los datos de El Arrecife y La Nevera.

Para cada año se obtuvo la frecuencia de observación con el propósito de evaluar variaciones en la probabilidad de avistamiento de las especies de interés. Para ello se contó el número de inmersiones realizadas y el porcentaje que representaron los buceos en los cuales el conteo de individuos fue mayor a cero, es decir en los que hubo avistamiento.

Para el cálculo de abundancia relativa (individuos avistados/hora de buceo) se tuvo como base el número de individuos observados dividido en el tiempo de buceo en horas (Soler *et al.*, 2013). Posteriormente, se promediaron los datos de El Arrecife y La Nevera para cada especie y se obtuvo un dato de abundancia relativa por expedición. Para cada año, se promediaron por separado los datos de las expediciones realizadas durante época cálida y época fría debido a las grandes oscilaciones en abundancia que presentan varias especies dependiendo de la época. En este sentido, el valor de abundancia relativa registrado para cada año de muestreo corresponde a un promedio entre épocas cálida y fría.

Con el fin de examinar las tendencias de las poblaciones a lo largo del tiempo, se graficó la abundancia relativa anual de cada especie durante los once años de

them. Conditions such as the strong currents and the swell in the area make these monitored areas highly variable and dependent on the daily climate conditions. More than 75 % of the monitoring in each expedition was made in the sites known as El Arrecife and La Nevera (Figure 1), which are the areas most protected against swell and diverse, because the largest coralline formations, and many cleaning stations, have been observed there. The routes in El Arrecife and La Nevera are always the same, changing only the direction according to the current. Because of the above, this study only used and analyzed data from these two diving sites. The sampling effort, represented in diving hours per year, has increased during the last years (Figure 2) because, besides the scientific expeditions, the tourist sector carried out citizen science trips, allowing the researchers to increase the number of dives during the last four years to obtain valuable data.

Data processing

In the first place, the eleven species of interest were selected, based on the Malpelo FFS Management Plan. The data matrix was filtered until obtaining only data from El Arrecife and La Nevera.

The frequency of observation for each year was obtained to evaluate variations in the probability of sighting of the species of interest. For that purpose, the number of dives made was counted and the percentage represented by dives where the count of individuals was greater than zero, i.e., when there was a sighting.

The calculation of relative abundance (sighted individuals/diving hour) was based on the number of sighted individuals divided by the diving time in hours (Soler *et al.*, 2013). Then, data from El Arrecife and La Nevera were averaged for each species and a single datum of abundance per expedition was obtained for each species. Data from the expeditions conducted during warm and cold seasons were separately averaged for each year due to the great oscillations in abundance that various species show depending on the season. In this sense, the value of relative abundance recorded for each sampling year corresponds to an average between warm and cold seasons.

To examine the population trends over time, the annual relative abundance of each species during the eleven years of data collection was graphed, and for the statistical analysis, a linear regression test was carried out between abundances and years, having always N=11 for the eleven sampling years. Habits and distribution of the evaluated species were taken into account for the interpretation of

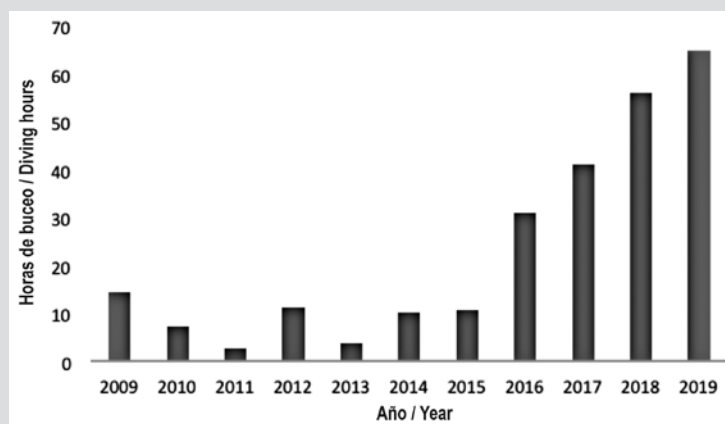


Figura 2. Esfuerzo de muestreo (horas de buceo/año) durante los monitoreos de fauna marina en los sectores de El Arrecife y La Nevera entre 2009-2019 en el SFF Malpelo.

Figure 2. Sampling effort (diving hours/year) during monitoring of marine fauna in the sectors El Arrecife and La Nevera between 2009-2019 in the Malpelo FFS.

recolección de datos y para el análisis estadístico se realizó una prueba de regresión lineal entre las abundancias y los años, siempre teniendo un $N=11$ por los once años de muestreo. Para la interpretación de los resultados se tuvieron en cuenta los hábitos y distribución de las especies evaluadas. Las especies se separaron en tres grupos: 1) peces asociados al arrecife, 2) especies altamente pelágicas y móviles de difícil monitoreo, y 3) especies de elasmobranchios que son comunes y con algún grado de residencia dentro del santuario.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La abundancia de todas las especies fue altamente variable entre los años, en contraste con la frecuencia de observación que fue más estable (Figuras 3, 4 y 5). En general se observaron tendencias negativas, aunque no significativas, en la abundancia relativa de las especies evaluadas a través del tiempo, exceptuando a *Aetobatus laticeps* y *Triaenodon obesus*, las cuales mostraron tendencias positivas (Figura 5a, c).

Los peces asociados al arrecife y con hábitos gregarios mostraron una tendencia a disminuir su abundancia a través de los años, pero esta no fue significativa en ningún caso *S. rivoliiana* ($r = -0,534$, $P = 0,09$), *M. olfax* ($r = -0,475$, $P = 0,140$), *C. melampygus* ($r = -0,271$, $P = 0,419$) y *D. dermatolepis* ($r = -0,275$, $P = 0,413$). No obstante, todas las especies en este grupo tuvieron frecuencias de observación de más del 80 % en la mayoría de los años (Figura 3b, d, f, h), las cuales pueden ser explicadas por el uso que estas especies hacen de los arrecifes. Por ejemplo, especies como *C. melampygus*, *D. dermatolepis*, *S. rivoliiana* y *M. olfax* forman agregaciones alimenticias siguiendo la actividad de forrajeo y caza de otras especies como la morena *Gymnothorax dovii* (Quimbayo

the results. Species were separated into three groups: 1) fish associated with the reef, 2) highly pelagic and mobile species, hard to monitor, and 3) elasmobranchs species that are common and with some degree of residence in the sanctuary.

RESULTS AND DISCUSSION

The abundance of all species was highly variable among years, in contrast to the observation frequency that was less variable (Figures 3, 4, and 5). In general, negative trends were observed, though not significant, in the relative abundance of the evaluated species over time, except *Aetobatus laticeps* and *Triaenodon obesus*, which showed positive trends (Figure 5a, c).

Fish associated with the reef, and with gregarious habits, showed a trend to decrease their abundance over the years, but this was not significant in any case *S. rivoliiana* ($r = -0.534$, $P = 0.09$), *M. olfax* ($r = -0.475$, $P = 0.140$), *C. melampygus* ($r = -0.271$, $P = 0.419$) and *D. dermatolepis* ($r = -0.275$, $P = 0.413$). However, all the species in this group had observation frequencies greater than 80 % in most of the years (Figure 3b, d, f, h), which can be explained by the use these species make of the reef. For instance, species such as *C. melampygus*, *D. dermatolepis*, *S. rivoliiana*, and *M. olfax* form food aggregations following foraging and hunting activities of other species such as moray eel *Gymnothorax dovii* (Quimbayo *et al.*, 2014). These interspecific associations, added to the search for shelter, suggest that their association with the coralline formations of Malpelo is important, a reason for the continued sightings in these diving sites. These species are observed constantly

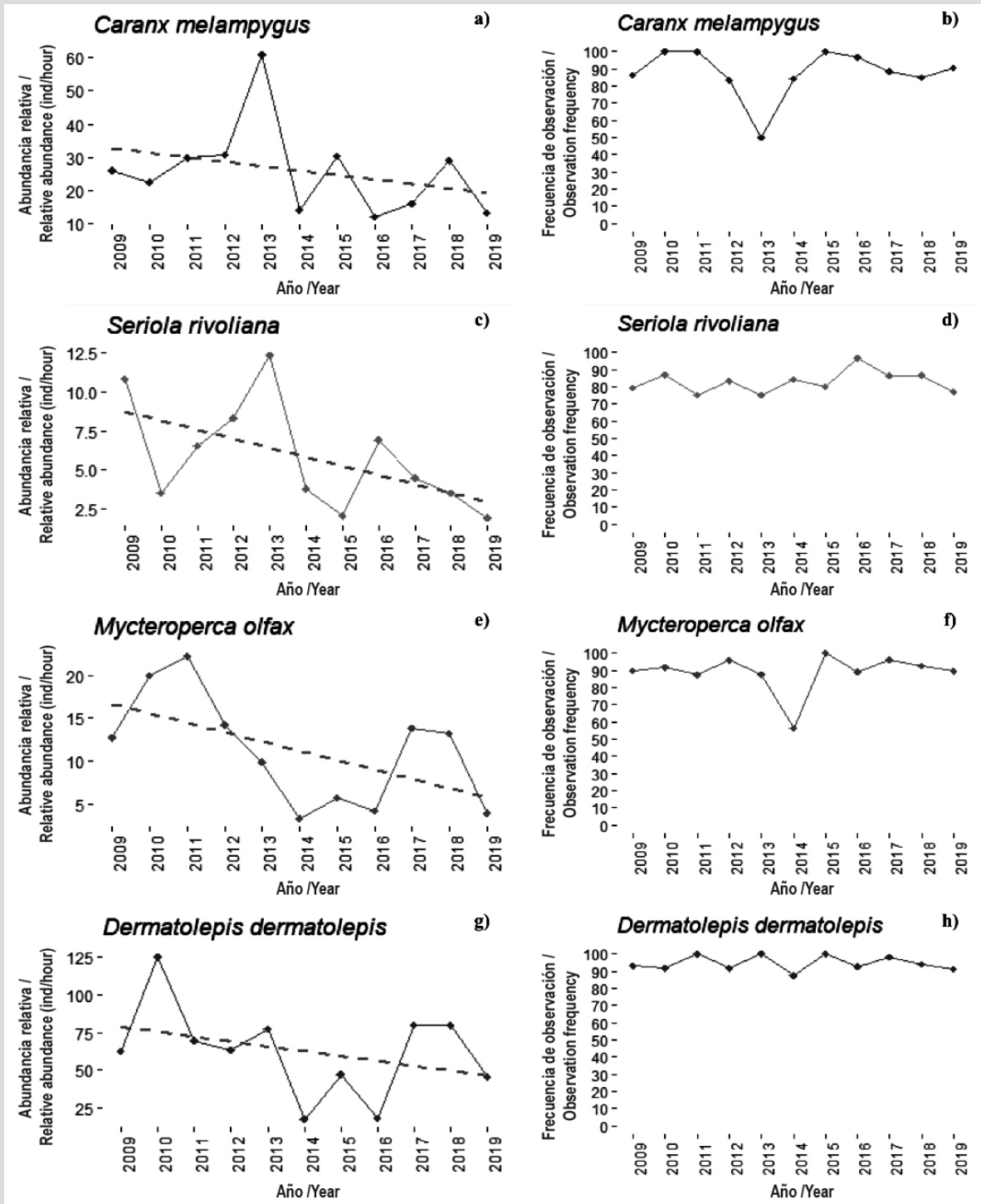


Figura 3. Abundancia relativa promedio (individuos/horas de buceo) y frecuencia de avistamientos entre 2009 – 2019 para *C. melampygus*, *S. rivoliana*, *M. olfax* y *D. dermatolepis* en el SFF Malpelo.

Figure 3. Average relative abundance (individuals/diving time) and sighting frequency between 2009-2019 for *C. melampygus*, *S. rivoliana*, *M. olfax*, and *D. dermatolepis* in the SFF Malpelo.

et al., 2014). Estas asociaciones interespecíficas, sumado a la búsqueda de refugio, sugieren que es importante su asociación con las formaciones coralinas de Malpelo, razón por la cual se mantienen los avistamientos constantes en estos sitios de buceo. Estas especies son observadas constantemente asociadas a las

associated with the coralline formations of Malpelo in their young and adult stages, but their larval behavior is unknown and it is assumed that larvae connect Malpelo’s populations to those of other areas within the ETP, thanks to currents that disperse them (Wood *et al.*, 2016). In surrounding

formaciones coralinas en Malpelo en sus estadios de juvenil y adulto, pero se desconoce su comportamiento larvario y se presume que las larvas conectan a las poblaciones de Malpelo con las de otras áreas dentro del POT gracias a corrientes que las dispersan (Wood *et al.*, 2016). En zonas aledañas como Galápagos, poblaciones de *M. olfax* han registrado cambios significativos en la presencia y talla de grandes individuos reproductivos, exponiendo la sobre explotación que sufre esta especie a nivel local (Usseglio *et al.*, 2016). Considerando que estas especies habitan el CMAR y sus distribuciones incluyen áreas marinas fuera del SFF Malpelo, la tendencia de disminución en sus abundancias relativas podría reflejar las presiones que sufren las poblaciones a nivel regional.

En contraste, *T. albacares* mostró abundancias relativas muy bajas, poco fluctuantes (excepto por un pico en 2010) y una tendencia negativa, aunque no significativa ($r = -0,270$, $P = 0,422$). Adicionalmente, la frecuencia de observación varió entre 0 y 30 % a través de los años (Figura 4a, b). El pico observado en 2010 puede explicarse por la presencia de un cardumen mientras se realizaba el censo. Las metodologías para cuantificar individuos de esta especie son limitadas y requieren de esfuerzos adicionales que se salen del alcance de este estudio. Esto es debido, en primer lugar, a que se trata de una especie de pez netamente pelágica que no frecuenta las zonas donde se realizaron los buceos. En segundo lugar, su condición de especie altamente migratoria, que viaja en grupos de cientos o miles de ejemplares (Lan *et al.*, 2013, Bessudo y Lefèvre, 2017), hace que sea una especie difícil de monitorear y cuyos conteos son poco precisos por la dificultad de cuantificar individuos en grupos tan numerosos.

Limitaciones similares a las anteriores se encontraron al monitorear el tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis*), especie para la cual no se observó una tendencia significativa ($r = 0,210$, $P = 0,535$; Figura 4c). Se observó con una frecuencia que no superó 30 %, excepto en el año 2016 cuando alcanzó valores cercanos al 60 % (Figura 4d). Dichos resultados son poco concluyentes y deben ser examinados con cautela teniendo en cuenta la dificultad de monitorear especies como esta, con hábitos oceánicos que además no es residente de Malpelo y presenta alta movilidad en grupos muy numerosos, difíciles de contar. Es importante resaltar que los grandes cardúmenes suelen ser observados exclusivamente entre mayo y octubre (Bessudo y Lefèvre, 2017) y no suelen acercarse a las zonas como El Arrecife y La Nevera, sino que frecuentan un bajo al norte de Malpelo conocido como El Acuario, que no fue incluido dentro del estudio por las condiciones de buceo que lo hacen un lugar complejo para la toma de datos.

areas such as Galapagos, populations of *M. olfax* had undergone significant changes in the presence and size of big reproductive individuals exposing the overexploitation this species suffers at the local level (Usseglio *et al.*, 2016). Taking into account that these species live in CMAR and their distributions include marine areas outside Malpelo FFS, the decreasing trend of their relative abundances could reflect the pressures that populations undergo at the regional level.

In contrast, *T. albacares* showed very low relative abundances, little fluctuant, (except by a peak in 2010), and a negative trend, although not significant ($r = -0.270$, $P = 0.422$). In addition, the observation frequency varied between 0 and 30 % over the years (Figure 4a, b). The peak observed in 2010 can be explained by the presence of a shoal while the census was carrying out. The methodologies to count individuals of this species are limited and require additional effort beyond the scope of this study. This occurs due to, in the first place, the fact that it is a purely pelagic species that do not frequent the areas where dives were made. In the second place, its condition of highly migratory species, traveling in hundreds or thousands of individuals (Lan *et al.*, 2013, Bessudo and Lefèvre, 2017), makes it a hard to monitor species, which counts are little accurate due to the difficult of quantifying individuals in groups so large.

Limitations similar to the above were found when monitoring the silky shark (*Carcharhinus falciformis*), species that showed no significant trend ($r = 0.210$, $P = 0.535$; Figure 4c). It was observed with a frequency lesser than 30 %, except in 2016 when reached values close to 60 % (Figure 4d). Such results are inconclusive and must be carefully examined taking into account the difficult in monitoring species like this one, with oceanic habits, that does not reside permanently in Malpelo and highly mobile in large groups, hard to count. It is important to highlight that large shoals are often observed exclusively between May and October (Bessudo and Lefèvre, 2017) and they do not use to come close to areas such as El Arrecife and La Nevera, but they frequent a shallow area to the north of Malpelo known as El Acuario, which was not included in the study due to the diving conditions that make it a complex place for data collecting.

Highly mobile species such as the whale shark (*Rhincodon typus*) are also hard to monitor. In this study, their relative abundance was highly fluctuating, with no significant trends ($r = -0.068$, $P = 0.843$), and with a very low observation frequency, always less than 20 % (Figure

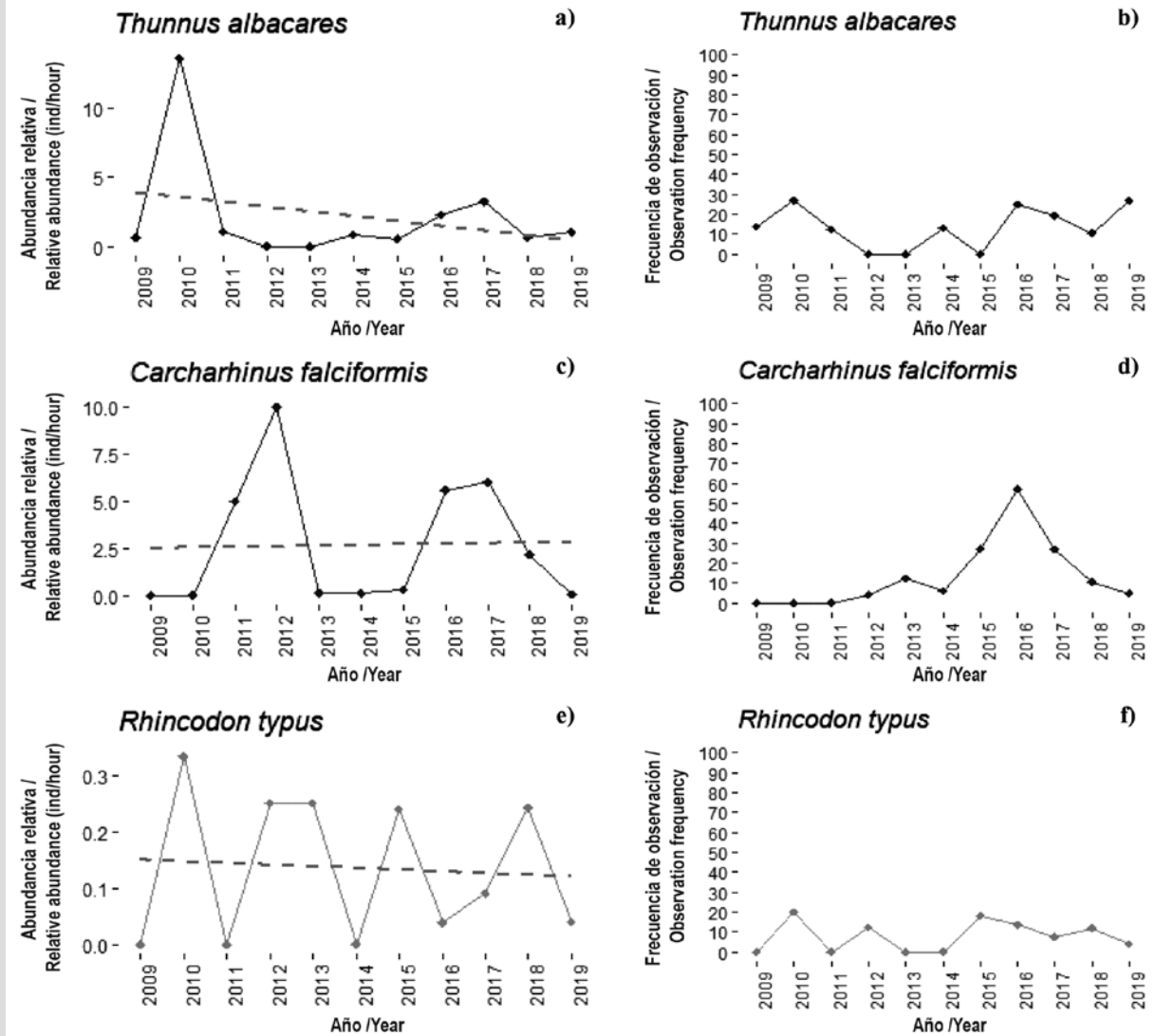


Figura 4. Abundancia relativa promedio (individuos/horas de buceo) y frecuencia de avistamientos entre 2009 – 2019 para *T. albacares*, *C. falciformis* y *R. typus* en el SFF Malpelo.

Figure 4. Average relative abundance (individuals/diving hours) and sighting frequency between 2009-2019 for *T. albacares*, *C. falciformis*, and *R. typus* in the Malpelo FFS.

Especies altamente móviles como el tiburón ballena (*Rhincodon typus*) son también difíciles de monitorear. En el presente estudio su abundancia relativa fue altamente fluctuante, sin tendencias significativas ($r = -0,068$, $P = 0,843$) y con una frecuencia de observación muy baja, siendo siempre menor al 20% (Figura 4e, f). En Malpelo se pueden observar ocasionalmente individuos solitarios y de paso que residen entre una y dos semanas entre junio y septiembre (Bessudo *et al.*, 2016). Los resultados reflejan una abundancia baja y variable con una frecuencia de observación que es también consistentemente baja. Esto podría ser explicado por el hecho de que es una especie solitaria, pelágica y migratoria.

Por otro lado, se observaron tendencias ligeramente positivas no significativas en las abundancias relativas de

43e, f). Solitary and transient individuals who stay one or two weeks between June and September (Bessudo *et al.*, 2016) can be occasionally observed in Malpelo. Results show a variable and low abundance with an observation frequency also consistently low. This could be explained by the fact that it is a solitary, pelagic, and migratory species.

On the other hand, not-significant slightly positive trends were observed in the relative abundances of *A. laticeps* ($r = 0.075$, $P = 0.827$) and *T. obesus* ($r = 0.329$, $P = 0.323$) populations, accompanied by an increase in the observation frequency (Figure 5 a, b, c, d). Both the eagle ray and the whitetip reef shark are species with solitary habits or small aggregations in Malpelo (Bessudo and Lefèvre, 2017). *A. laticeps* tends to reach sexual maturity relatively

poblaciones de *A. laticeps* ($r = 0,075$, $P = 0,827$) y *T. obesus* ($r = 0,329$, $P = 0,323$), acompañadas de un aumento en la frecuencia de observación (Figura 5 a, b, c, d). Tanto la raya águila como el tiburón aletiblanco de arrecife son en Malpelo especies con hábitos solitarios o de agregaciones poco numerosas (Bessudo y Lefèvre, 2017). *Aetobatus laticeps* tiende a alcanzar la madurez sexual relativamente temprano en comparación con otros elasmobranchios (Schluessel *et al.*, 2010) y a pesar de ser la raya más común de Malpelo, hasta la fecha no se han realizado estudios de movilidad y distribución de la especie dentro del AMP. Sin embargo, se ha planteado la hipótesis de que podría ser residente con base en avistamientos durante todo el año y registros de individuos en todos sus estadios de desarrollo, incluso se han documentado hembras teniendo crías (Bessudo y Lefèvre, 2017). Así mismo, *T. obesus* es uno de los tiburones más comunes en los ecosistemas de coral del POT y con tendencia a la filopatría (Randall, 1977; Peñaherrera *et al.*, 2012; Mejía-Falla *et al.*, 2014). Estudios con telemetría acústica han revelado altos periodos de permanencia dentro del AMP y, de hecho, es probable que tenga todo su ciclo de vida dentro del santuario, pues se han observado en todos sus estadios de vida (Ladino *et al.*, 2016). En un estudio anterior se reportaron comportamientos estables para estas dos especies (Soler *et al.*, 2013), por lo que estos registros, sumados a los aumentos sutiles que se han registrado en cuanto a abundancia relativa y frecuencia de encuentro en ambas especies, sugieren que Malpelo podría representar un lugar clave en la recuperación y posible reproducción de estas especies.

El tiburón de Galápagos (*Carcharhinus galapagensis*), a pesar de mostrar una frecuencia de observación altamente fluctuante (Figura 5e, f), presentó una tendencia negativa no significativa en su abundancia relativa ($r = -0,472$, $P = 0,143$). En Malpelo suele ser común encontrárselo durante todo el año en pequeños grupos de menos de tres individuos, aunque ocasionalmente se han visto congregaciones de hasta 40 individuos en frenesí reproductivo (Bessudo y Lefèvre, 2017). Los resultados sugieren que durante los buceos es alta la probabilidad de encontrarse con individuos de esta especie, aunque con el paso de los años parece que estos encuentros son con grupos cada vez más pequeños. Es importante tener en cuenta la movilidad de esta especie al evaluar los datos obtenidos, se ha postulado que su ámbito doméstico es menor a 150 km^2 (Kohler y Turner, 2001; Holzwarth *et al.*, 2006; Meyer *et al.*, 2010) y algunos animales marcados con telemetría satelital y acústica mostraron amplios periodos de residencia (Ladino *et al.*, 2016), aunque también se han registrado algunas migraciones hacia otras islas del CMAR. Estos movimiento se

early compared to other elasmobranchs (Schluessel *et al.*, 2010), and despite being the most common ray in Malpelo, to date, no studies of mobility and distribution of the species within the MPA has been conducted. However, the hypothesis that they could be resident has been posed, based on yearlong sightings and records of individuals at all their development stages, even females were documented having offspring (Bessudo y Lefèvre, 2017). Likewise, *T. obesus* is one of the most common sharks in the ETP's coral ecosystems and trending to philopatry (Randall, 1977; Peñaherrera *et al.*, 2012; Mejía-Falla *et al.*, 2014). Studies with acoustic telemetry have revealed high periods of permanence within MPA and, actually, it likely stays its whole lifecycle within the sanctuary because they have been observed in all their life stages (Ladino *et al.*, 2016). Stable behaviors were reported for these two species in a previous study (Soler *et al.*, 2013), so these records, along with the light increases recorded regarding relative abundance and meeting frequency in both species, suggest that Malpelo could represent a key place in the recovery and possible reproduction for these species.

The Galapagos shark (*Carcharhinus galapagensis*), despite showing a highly fluctuant observation frequency (Figure 5e, f), showed a non-significant negative trend in its relative abundance ($r = -0.472$, $P = 0.143$). It is often common to find it in Malpelo the whole year in small groups of less than three individuals, although occasionally congregations of up to 40 individuals have been seen in a reproductive frenzy (Bessudo and Lefèvre, 2017). Results suggest that during dives there is a high probability of finding individuals of this species, although over the years it seems that these meetings are with smaller and smaller groups. It is important to take into account this species' mobility when evaluating the obtained data; it has been posed that their domestic environment is smaller than 150 km^2 (Kohler and Turner, 2001; Holzwarth *et al.*, 2006; Meyer *et al.*, 2010) and some animals tagged with satellite and acoustic telemetry showed broad residence periods (Ladino *et al.*, 2016), although some migrations towards other islands of CMAR have been recorded. These movements are probably made with reproductive purposes because within the sanctuary individuals of sizes smaller than 120 cm have not been recorded, and besides Malpelo lacks ecosystems such as coasts and estuaries that serve as breeding areas (Ladino *et al.*, 2016). These mobilizations outside MPA could be deemed as a risk factor in which shark groups are exposed to hazards such as fishing, which could cause declines in their populations.

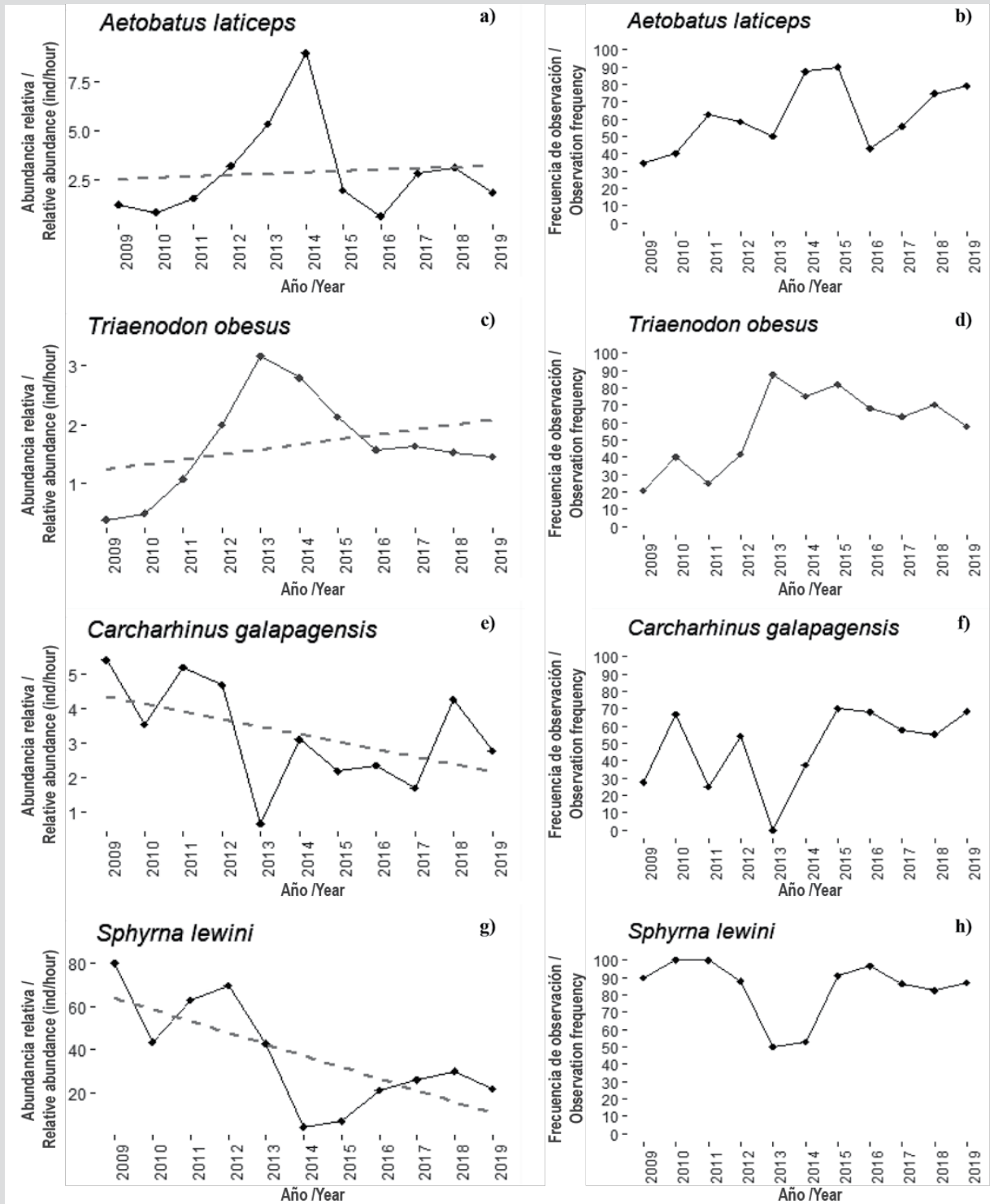


Figura 5. Abundancia relativa promedio (individuos/horas de buceo) y frecuencia de avistamientos entre 2009–2019 para *A. laticeps*, *T. obesus*, *C. galapagensis* y *S. lewini* en el SFF Malpelo.

Figure 5. Average relative abundance (individuals/diving hour) and sighting frequency between 2009–2019 for *A. laticeps*, *T. obesus*, *C. galapagensis*, and *S. lewini* in the Malpelo FFS.

realizan probablemente con fines reproductivos, ya que no se han registrado individuos de tamaños menores a los 120 cm dentro del Santuario y además Malpelo carece de ecosistemas como costas y estuarios que sirvan de áreas de crianza (Ladino

The sanctuary's flagship species, the hammerhead shark (*Sphyrna lewini*), was the only evaluated species that showed a significant decrease in its relative abundance ($r = -0.689$, $P = 0.019$), decreasing in 73.3 % between 2009

et al., 2016). Estas movilizaciones fuera de las AMP podrían considerarse un factor de riesgo en el cual los grupos de tiburones se exponen a peligros como la pesca, la cual podría causar disminuciones en sus poblaciones.

La especie bandera del santuario, el tiburón martillo (*Sphyrna lewini*), fue la única especie evaluada que presentó una disminución significativa en su abundancia relativa ($r = -0,689$, $P = 0,019$), con una disminución de 73,3 % entre 2009 y 2019 (Figura 5g). No obstante, su frecuencia de observación se mantuvo por encima de 80 % (excepto en 2013 y 2014; Figura 5h), lo que quiere decir que en general esta especie se observa muy frecuentemente, pero en grupos que han reducido su número preocupantemente a través de los años. Estos resultados son coherentes con lo reportado en otras islas del CMAR. Por ejemplo, en las islas Galápagos, la abundancia de tiburones martillo disminuyó 50 % entre 1985 y 2015 (Peñaherrera-Palma *et al.*, 2017), y en la isla del Coco se reportó una disminución en la abundancia de alrededor de 43 % entre 1993 y 2013 (Nalesso, 2014; White *et al.*, 2015). Así mismo, en Australia el Departamento de Agricultura de Queensland reportó un descenso poblacional de 73 % entre 2005 y 2016. Esta crítica situación está relacionada con los grandes rangos de movimiento de esta especie. Los estudios de telemetría en la región han demostrado que los tiburones martillo se mueven por todo el POT, entre las islas oceánicas (Bessudo *et al.*, 2011), los montes submarinos (Chávez *et al.*, 2020) y las zonas costeras para tener a sus crías (Quintanilla *et al.*, 2015; Salinas-de-León *et al.*, 2017; Bessudo y Ladino, 2019; Zanella *et al.*, 2019). Esto resalta la necesidad de implementar corredores biológicos protegidos entre las islas del POT (Grüss *et al.*, 2011; Migramar, 2016) y la importancia de identificar y proteger las áreas de crianza de las especies.

CONCLUSIONES

En general se observaron tendencias negativas no significativas en la abundancia relativa de las especies evaluadas, exceptuando a *Aetobatus laticeps* y *Triaenodon obesus*, los cuales mostraron tendencias positivas no significativas.

No se observaron variaciones significativas en las abundancias relativas de especies que aparentemente pasan su ciclo de vida completo en el santuario, lo que puede responder a que Malpelo es un AMP que ha aplicado medidas de manejo como la prohibición de la pesca, la ampliación de su área y el fortalecimiento del control y vigilancia, que tienen como objetivo detener el deterioro de las poblaciones dentro del área.

and 2019 (Figure 5g). However, its observation frequency kept over 80 % (except in 2013 and 2014; Figure 5h), which means that in general this species is frequently observed, but by increasingly smaller groups. These results are coherent with reports in other CMAR islands. For instance, in Galapagos islands, the abundance of hammerhead shark decreased by 50 % between 1985 and 2015 (Peñaherrera-Palma *et al.*, 2017), and in Isla del Coco a decrease in the abundance of around 43 % between years 1993 to 2013 was reported (Nalesso, 2014; White *et al.*, 2015). Likewise, in Australia, Queensland's Agriculture Department reported a population decrease of 73 % between 2005 and 2016. This critical situation is related to the large ranges of movement of this species. Telemetry studies in the region have proved that hammerhead shark move around the whole ETP, between oceanic islands (Bessudo *et al.*, 2011), submarine mountains (Chávez *et al.*, 2020), and coastal areas to have their offspring (Quintanilla *et al.*, 2015; Salinas-de-León *et al.*, 2017; Bessudo and Ladino, 2019; Zanella *et al.*, 2019). This highlights the necessity of implementing protected biologic corridors between the ETP's islands (Grüss *et al.*, 2011; Migramar, 2016) and the importance of identifying and protecting the breeding areas of the species.

CONCLUSIONS

In general, not significant negative trends were observed in the relative abundance of the evaluated species, except *Aetobatus laticeps* y *Triaenodon obesus*, which showed no significant positive trends.

No significant variations were observed in the relative abundance of the species that apparently spend their whole lifecycle in the sanctuary, which may be because Malpelo is MPA that has taken management actions such as prohibiting fishing, broadening the area, and strengthening control and surveillance, which aim at stopping the deterioration of populations in the area.

On the other hand, it is evident a significant decline in the hammerhead shark populations, probably associated with the fact of having very broad domestic environments that surpass the MPA's limits (Costa *et al.* 2012). The results highlight the importance of keeping the monitoring in the long term in an ecosystem like Malpelo because, despite being far from human activities, is not oblivious to the impact such activities are generating in the ocean. Besides, it shows the necessity of protecting



Por otro lado, se evidencia un declive significativo en las poblaciones de tiburón martillo, probablemente asociado al hecho de tener ámbitos domésticos muy amplios que sobrepasan los límites de las AMP (Costa *et al.* 2012). Los resultados dejan en evidencia la importancia de mantener un monitoreo a largo plazo en un ecosistema como el de Malpelo, pues a pesar de estar alejado de las actividades humanas, no es ajeno al impacto que dichas actividades están generando en el océano. Además, expone la necesidad de proteger a las especies marinas más allá de las fronteras del AMP, trabajando conjuntamente en la conectividad de la región y las regulaciones pesqueras de las zonas aledañas.

AGRADECIMIENTOS

El proceso de protección del SFF Malpelo se ha logrado gracias al apoyo de múltiples aliados, dentro de los cuales se encuentran diversas organizaciones, institutos y personas. Queremos agradecer particularmente el apoyo brindado por Parques Nacionales Naturales de Colombia, Fondo para la Acción Ambiental y la Niñez, Conservación Internacional, Biodiversity Conservation Colombia, Nausicaá, Fundación Príncipe Alberto II de Mónaco, Gobierno y Armada Nacional de Colombia, y a la tripulación de las Motonaves María Patricia, Ferox y Seawolf. Finalmente, queremos destacar a Colombia Dive Adventures por su apoyo en las campañas de ciencia ciudadana.

marine species beyond MPA borders, working together in the connectivity of the region and the fishing regulations in the surrounding areas.

ACKNOWLEDGMENTS

The process of protection of Malpelo FFS has been achieved thanks to the support of many allies, among which different organizations, institutes, and people are found. We would like to thank particularly the support provided by Parques Nacionales Naturales de Colombia, Fondo para la Acción Ambiental y la Niñez, Conservación Internacional, Biodiversity Conservation Colombia, Nausicaá, Fundación Príncipe Alberto II de Mónaco, Colombia's Government and National Navy, and to the crew of motor ships María Patricia, Ferox and Seawolf. Finally, we would like to give a special mention to Colombia Dive Adventures for its support in the citizen science campaigns.

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Auster P., B. Semmens and K. Barber. 2005. Pattern in the cooccurrence of fishes inhabiting the coral reefs of Bonaire, Netherlands Antilles. *Environ. Biol. Fishes*, 74: 187-194.
- Bessudo, S. y F. Ladino 2019. Identificación de áreas de crianza del tiburón martillo (*Sphyrna lewini*) en el Pacífico colombiano. Inf. Final, Fundación Malpelo y Otros Ecosistemas Marinos. Bogotá, 19 p.
- Bessudo, S e I. Lefèvre. 2017. Guía de peces isla Malpelo. Bogotá. 360 p.
- Bessudo, S., G. A Soler, A.P Klimley, J. T. Ketchum, A. Hearn and R. Arauz. 2011. Residency of the scalloped hammerhead shark (*Sphyrna lewini*) at Malpelo Island and evidence of migration to other islands in the Eastern Tropical Pacific. *Environ. Biol. Fishes*, 91(2): 165-176.
- Bessudo, S., F. Ladino., L. Quintero., G. Soler., P. Salinas y M. Hoyos. 2016. Resultados preliminares sobre los patrones de movimiento de los tiburones ballena (*Rhincodon typus*) en el Pacífico Oriental Tropical. V Encuentro Colombiano sobre Condrictios. Bogotá.
- Bonfil, R.1997. Status of shark resources in the southern Gulf of Mexico and Caribbean: implications for management. *Fish. Res.*, 29(2): 101-117.
- Bornatowski, H., A. Navia, R. Braga, V. Abilhoa and M. Corrêa. 2014. Ecological importance of sharks and rays in a structural foodweb analysis in southern Brazil. *JMS*, 71(7): 1586-1592. doi: 10.1093/icesjms/fsu025.
- Caíta, C. y R. Guerrero. 2000. Geología de la Isla Malpelo. Informe técnico. Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales.
- Chávez, E. J., R. Arauz, A. Hearn, E. Nalesso y T. Steiner. 2020. Asociación de tiburones con el Monte Submarino Las Gemelas y primera evidencia de conectividad con la Isla del Coco, Pacífico de Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.*, 68: 320-329.
- Clarke, S. C., S. J. Harley, S. D Hoyle and J. S. Rice. 2013. Population trends in Pacific Oceanic sharks and the utility of regulations on shark finning. *Cons. Biol.*, 27(1): 197-209.
- CMAR (Corredor Marino del Pacífico Este Tropical). 2015. Qué es el CMAR. <http://cmarpacifico.org/web-cmar/quienes-somos/que-es-el-cmar/>. [8/07/2020].

- Costa D. P, G. A. Breed, P. W. Robinson. 2012. New insights into pelagic migrations: implications for ecology and conservation. *An. Rev. Ecol., Evol., System.*, 43:73–96. doi:10.1146/annurev-ecolsys-102710-145045.
- Dulvy, N. K., S. L. Fowler, J. A. Musick, R. D. Cavanagh, P. M. Kyne, L. R. Harrison, J. K. Carlson, L.N.K. Davidson, S. V Fordham, M. P. Francis, C. M. Pollock, C. A. Simpfendorfer, G. H. Burgess, K. E. Carpenter, L. JV Compagno, D. A. Ebert, C. Gibson, M. R. Heupel, S. R. Livingstone, J. C. Sanciangco, J. D. Stevens, S. Valenti and W. T. White. 2014. Extinction risk and conservation of the world's sharks and rays. *eLife* 3:1–34.
- Edgar. G and J. Graham. 2011. Does the global network of marine protected areas provide an adequate safety net for marine biodiversity? *Aq. Cons. Mar Freshw Ecosyst*, 21(4): 313–316.
- Edgar, G., R. Stuart-Smith, T. Willis, S. Kininmonth, S. Baker, S. Banks, N.S. Barrett, M.A. Becerro, A.T. F. Bernard, J. Berkhout, C.D. Buxton, S.J. Campbell, A.T. Cooper, M. Davey, S.C. Edgar, G. Försterra, D.E. Galván, A.J. Irigoyen, D.J. Kushner, R. Moura, P. E Parnell, N.T. Shears, G. Soler, E.M. A. Strain and R.J. Thomson. 2014. Global conservation outcomes depend on marine protected areas with five key features. *Nature*, 506(7487): 216–220. doi: 10.1038/nature13022
- Graham, N. A. J., R. D. Evans and G. R. Russ. 2003. The effects of marine reserve protection on the trophic relationships of reef fishes on the Great Barrier Reef. *Environ. Cons.*, 30(2):200–208.
- Graham, N. A. J. and T. R. McClanahan. 2013. The last call for marine wilderness? *BioScience*, 63(5):397–402.
- Grüss, A., D.M. Kaplan, S. Guénette, C.M. Roberts and L. W. Botsford. 2011. Consequences of adult and juvenile movement for marine protected areas. *Biol. Cons.*, 144(2): 692–702.
- Holzwarth, S. R., E. E. DeMartini, B. J. Zgliczynski and J. L. Laughlin. 2006. Sharks and jacks in the northwestern Hawaiian Islands from towed-diver surveys 2000–2003. *Atoll Research Bulletin*.
- Jennings, S. and M. J. Kaiser. 1998. The effects of fishing on marine ecosystems. *Adv. Mar. Biol.*, 201–352. doi:10.1016/s0065- 2881(08)60212-6
- Ketchum, J. T., A. Hearn, A. P. Klimley, C. Peñaherrera, E. Espinoza, S. Bessudo and R. Arauz. 2014. Inter-island movements of scalloped hammerhead sharks (*Sphyrna lewini*) and seasonal connectivity in a marine protected area of the eastern tropical Pacific. *Mar. Biol.*, 161(4): 939–951.
- Kiessler, A. and J. Hoffman. 1975. Reconnaissance and mapping of Malpelo island. En: Graham, J. (Ed). *The Biological Investigation of Malpelo Island, Colombia*. Smithsonian. Contr. Zool., (176): 13–16.
- Kohler, N. E. and P. A Turner. 2001. Shark tagging: a review of conventional methods and studies: 191–224. In: Tricas, T. C and S.H. Gruber (Eds.).
- Kyne, P.M, R. Barreto, J. Carlson, D. Fernando, S. Fordham, M. P. Francis, K. Herman, R.W. Jabado, K.M. Liu, N. Pacoureau, E. Romanov and R.B Sherley. 2019. *Carcharhinus galapagensis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2019: e.T41736A2954286. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-3.RLTS.T41736A2954286.en>. [01/08/2020].
- Ladino, F., S. Bessudo, P. Salinas y M. Hoyos. 2016. Patrones de movimiento y residencia del tiburón aletiblanco (*Triaenodon obesus*) y el tiburón galápagos (*Carcharhinus galapagensis*) en el santuario de fauna y flora Malpelo. V Enc. Col. Condrictios, Bogotá. 49 p.
- Ladino, F., Bessudo, S., P. Salinas y M. Hoyos. 2016. Patrones de movimiento y residencia del tiburón aletiblanco (*Triaenodon obesus*) y el tiburón galápagos (*Carcharhinus galapagensis*) en el santuario de fauna y flora Malpelo. V encuentro colombiano sobre Condrictios, Bogotá.
- Lan, K. W., K. Evans and M.A. Lee. 2013. Effects of climate variability on the distribution and fishing conditions of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the western Indian Ocean. *Clim. Change*, 119(1): 63–77.
- López-Victoria, M. 2006. Los lagartos de Malpelo (Colombia): aspectos sobre su ecología y amenazas. *Caldasia*, 28(1): 129–134.
- Lucifora, L. O. 2003. Ecología y conservación de los grandes tiburones costeros de bahía Anegada, Provincia de Buenos Aires, Argentina. Unpublished Ph. D. Thesis, Univ. Nal. Mar del Plata, Mar del Plata. 406 p.
- Mejía-Falla, P. A., A.F. Navia, R. Lozano, A. Tobón-López, K. Narváez, L.A. Muñoz-Osorio, L.M. Mejía-Ladino y J. López-García. 2014. Uso de hábitat de *Triaenodon obesus* (Carcharhiniiformes: Carcharhinidae), *Rhincodon typus* (Orectolobiformes: Rhincodontidae) y *Manta birostris* (Myliobatiformes: Myliobatidae) en el Parque Nacional Natural Gorgona, Pacífico colombiano. *Rev. Biol. Trop.*, 62: 329–342.
- Mejía-Falla, P.A and A.F Navia. 2011. Relationship between body size and geographic range size of elasmobranchs from the Tropical Eastern Pacific: An initial approximation for their conservation. *Cienc. Mar.*, 37: 305–321. doi: 10.7773/cm.v37i3.1750
- Meyer, C. G., Y. P. Papastamatiou and K.N. Holland. 2010. A multiple instrument approach to quantifying the movement patterns and habitat use of tiger (*Galeocerdo cuvier*) and Galapagos sharks (*Carcharhinus galapagensis*) at French Frigate Shoals, Hawaii. *Mar. Biol.*, 157(8): 1857–1868.
- Migramar. 2016. *Migramar: Ciencia para la conservación de especies marinas migratorias en el Pacífico Este*, 20p.
- Myers, R. and B. Worm. 2005. Extinction, survival or recovery of large predatory fishes. *Phil. Transac. Royal Soc. B: Biol. Sci.*, 360(1453): 13–20. doi: 10.1098/rstb.2004.1573
- Nalesso, E. 2014. Distribución espacio-temporal de los tiburones martillo, *Sphyrna lewini*, alrededor de la isla del Coco (2005–2013), Pacífico Tropical Oriental. Tesis Ecol. Mar., CICESE, Baja California, 73 p.
- Navia, A. F., P. A. Mejía-Falla and A. Giraldo. 2007. Feeding ecology of elasmobranch fishes in coastal waters of the Colombian Eastern Tropical Pacific. *BMC Ecology* 7.
- Navia, A.F., E. Cortés, F. Jordán, V.H. Cruz-Escalona and P.A. Mejía-Falla. 2012. Changes to marine trophic networks caused by fishing. *Div. Ecosyst.* doi: 10.5772/37787
- Navia, A.F., V.H Cruz-Escalona, A. Giraldo and A. Barausse. 2016. The structure of a marine tropical food web, and its implications for ecosystem-based fisheries management. *Ecol. Modell.*, 32:23–33.



- Navia, A. F., P. A. Mejía-Falla, J. López-García, A. Giraldo y V. H. Cruz-Escalona. 2017. How many trophic roles can elasmobranchs play in a marine tropical network? *Mar. Freshw. Res.*, 68(7):1342–53.
- Peñaherrera, C., A.R. Hearn and A. Kuhn. 2012. Diel use of a saltwater creek by white-tip reef sharks *Triaenodon obesus* (Carcharhiniformes: Carcharhinidae) in Academy Bay, Galapagos Islands. *Rev. Biol. Trop.*, 60(2): 735-743.
- Peñaherrera-Palma, C, E. Espinosa, A.R. Hearn, J. Ketchum, J.M. Semmens y P. Klimley. 2017. Reporte del estado poblacional de los tiburones martillo en la Reserva Marina de Galápagos: 127-131. En: Informe Galápagos 2015- 2016. DPNG, CGREG, FCD y GC. Puerto Ayora, Galápagos, Ecuador. 6 p.
- Pomeroy, R. S. 2007. Cómo evaluar una AMP: Manual de indicadores naturales y sociales para evaluar la efectividad de la gestión de áreas marinas protegidas. UICN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido. 232 p.
- Quimbayo J.P., F. A. Zapata, S. R. Floeter, S. Bessudo e I. Sazima. 2014. Asociaciones alimentarias en peces arrecifales en isla Malpelo, Colombia (Pacífico oriental tropical). *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 43(1). Disponible en: <http://boletin.invemar.org.co:8085/ojs/index.php/boletin/article/view/40>
- Quintanilla, S., A. Gómez, C. Mariño-Ramírez, C. Sorzano, S.Bessudo, G.Soler, J. E. Bernal and S. Caballero. 2015. Conservation genetics of the scalloped hammerhead shark in the Pacific coast of Colombia. *J. Hered.*, 106(S1): 448–458.
- Randall, J. E. 1977. Contribution to the biology of the whitetip reef shark (*Triaenodon obesus*). *Pac. Sci.*, 31: 144-164.
- Rodríguez-Rubio, E y A. Giraldo. 2011. Características oceanográficas en isla Malpelo y su relación con la cuenca oceánica del Pacífico colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 40: 19–32.
- Salinas-de-León, P., E. M. Hoyos-Padilla y F. Pochet. 2017. First observation on the mating behaviour of the endangered scalloped hammerhead shark *Sphyrna lewini* in the Tropical Eastern Pacific. *Environ. Biol. Fishes*, 100(12):1603–8.
- Schluessel, V., M.B. Bennett and S.P. Collin. 2010. Diet and reproduction in the white-spotted eagle ray *Aetobatus narinari* from Queensland, Australia and the Penghu Islands, Taiwan. *Mar. Freshw. Res.*, 61: 1278-1289. doi: 10.1071/MF09261.
- Schmitt, E, R. Sluka and K. Sullivan-Sealey. 2002. Evaluating the use of roving diver and transect surveys to assess the coral reef fish assemblage off southeastern Hispaniola. *Coral Reefs* 21: 216-223.
- Sequeira, A. M., C. Mellin, M.G. Meekan, D.W. Sims and C.J. Bradshaw. 2013. Inferred global connectivity of whale shark *Rhincodon typus* populations. *J. Fish Biol.*, 82(2): 367-389.
- Soler, G. A., S. Bessudo and A. Guzmán. 2013. Long term monitoring of pelagic fishes at Malpelo Island, Colombia. *Lat. Am. J. Cons.*, 3(2): 28-37.
- Stevens, J. D., R. Bonfil, N.K. Dulvy and P.A. Walker. 2000. The effects of fishing on sharks, rays, and chimaeras (chondrichthyans), and the implications for marine ecosystems. *ICES J. Mar. Sci.*, 57(3): 476-494. doi: 10.1006/jmsc.2000.0724
- Stuart-Smith, R. D., A. E. Bates, J. S. Lefcheck, J. E. Duffy, S. C. Baker, R. J. Thomson, J. F. Stuart-Smith, N. A. Hill, S. J. Kininmonth, L. Airoidi, M. A. Becerro, S. J. Campbell, T. P. Dawson, S. A. Navarrete, G. A. Soler, E. M. A. Strain, T. J. Willis and G. J. Edgar. 2013. Integrating abundance and functional traits reveals new global hotspots of fish diversity. *Nature*, 501(7468): 539–542.
- United Nations. 2019. Special edition: progress towards the Sustainable Development Goals-Report of the Secretary-General. United Nations - Economic and Social Council. <https://undocs.org/en/E/2019/68>. [6/07/2020].
- Usseglio, P., A.M. Friedlander, H. Koike, J. Zimmerhackel, A. Schuhbauer, T. Eddy and P. Salinas-de-León. 2016. So long and thanks for all the fish: overexploitation of the regionally endemic Galapagos grouper *Mycteroperca olfax* (Jenyns, 1840). *PLoS one*, 11(10), e0165167.
- White, E. R., M.C. Myers, J.M. Flemming and J.K. Baum. 2015. Shifting elasmobranch community assemblage at Cocos Island—an isolated marine protected area. *Cons. Biol.*, 29(4): 1186-1197.
- Wood, S., I. B. Baums, C. B. Paris, A. Ridgwell, W. S. Kessler and E. J. Hendy. 2016. El Niño and coral larval dispersal across the eastern Pacific marine barrier. *Nat. Com.*, 7, 12571. doi:10.1038/ncomms12571
- Zanella, I., A. López-Garro and K. Cure. 2019. Golfo Dulce: critical habitat and nursery area for juvenile scalloped hammerhead sharks *Sphyrna lewini* in the Eastern Tropical Pacific Seascape. *Environ. Biol. Fishes*, 102(10): 1291–1300.

RECIBIDO/RECEIVED: 09/08/2020

ACEPTADO/ACCEPTED: 30/01/2021

ANEXO / APPENDIX

Tabla 1S. Abundancia relativa en peces óseos y cartilagosos del SFF Malpelo entre el 2009-2019. Abundancia promedio (individuos/horas de buceo) ± desviación estándar. N: número de expediciones realizadas.**Table 1S.** Relative abundance in bony and cartilaginous fish of Malpelo FFS between 2009-2019. Average abundance (individuals/diving hours) ± standard deviation. N: number of carried out expeditions

Año / Year	N	<i>Caranx melampygus</i>	<i>Seriola rivoliana</i>	<i>Thunnus albacares</i>	<i>Dermatolepis dermatolepis</i>	<i>Myctoperca olfax</i>	<i>Aetobatus laticeps</i>
2009	3	21,63 ± 14,04	9,13 ± 5,73	0,89 ± 0,83	57,92 ± 19,17	10,92 ± 6,90	1,17 ± 0,78
2010	2	22,5 ± 3,82	3,55 ± 4,17	13,57 ± 18,84	124,53 ± 15,59	19,94 ± 1,49	0,82 ± 0,09
2011	2	29,76 ± 12,01	6,55 ± 1,53	1,06 ± 1,32	69,79 ± 5,83	22,21 ± 4,42	1,54 ± 1,50
2012	3	30,43 ± 3,81	8,19 ± 0,51	0,00	72,84 ± 33,35	13,19 ± 3,89	4,20 ± 3,90
2013	2	60,84 ± 57,15	12,28 ± 10,56	0,00	77,29 ± 25,04	9,92 ± 1,18	5,35 ± 0,85
2014	3	12,37 ± 8,52	3,01 ± 2,84	1,14 ± 1,98	19,89 ± 8,21	4,45 ± 4,14	7,82 ± 4,61
2015	2	30,27 ± 13,68	2,08 ± 0,39	0,55 ± 0,79	47,09 ± 33,65	5,73 ± 2,35	1,95 ± 0,09
2016	4	13,08 ± 4,22	5,36 ± 3,73	3,45 ± 6,59	20,94 ± 11,48	3,35 ± 1,85	0,64 ± 0,27
2017	3	16,51 ± 2,02	3,92 ± 2,35	4,03 ± 6,07	83,62 ± 28,52	14,77 ± 4,07	2,29 ± 1,84
2018	5	28,19 ± 20,75	3,92 ± 2,11	0,52 ± 0,82	87,76 ± 102,52	14,58 ± 13,70	3,46 ± 2,08
2019	6	13,24 ± 8,01	2,04 ± 0,57	1,01 ± 1,52	50,53 ± 26,45	4,18 ± 1,35	1,81 ± 0,38

Año / Year	N	<i>Carcharhinus falciformis</i>	<i>Carcharhinus galapagensis</i>	<i>Triaenodon obesus</i>	<i>Rhincodon typus</i>	<i>Sphyrna lewini</i>
2009	3	0,00	3,77 ± 5,68	0,38 ± 0,23	0,00	84,99 ± 37,52
2010	2	0,00	12,85 ± 16,05	0,5 ± 0,70	0,33 ± 0,47	43,40 ± 16,75
2011	2	5 ± 7,07	5,17 ± 0,22	1,08 ± 0,97	0,00	62,77 ± 27,95
2012	3	6,67 ± 11,55	3,38 ± 4,54	1,81 ± 1,05	0,33 ± 0,57	82,55 ± 44,86
2013	2	0,125 ± 0,17	0,65 ± 0,92	3,15 ± 1,20	0,25 ± 0,35	42,85 ± 25,25
2014	3	0,14 ± 0,25	2,37 ± 2,49	2,94 ± 0,92	0,00	5,20 ± 6,04
2015	2	0,30 ± 0,21	2,16 ± 0,38	2,13 ± 0,66	0,24 ± 0,34	6,67 ± 4,46
2016	4	8,23 ± 9,61	1,95 ± 1,24	1,41 ± 0,44	0,06 ± 0,11	18,84 ± 10,97
2017	3	8,72 ± 14,99	2,11 ± 1,51	1,49 ± 0,51	0,12 ± 0,21	21,49 ± 15,45
2018	5	2,55 ± 5,28	4,63 ± 5,03	1,46 ± 0,73	0,24 ± 0,22	33,37 ± 34,37
2019	6	0,05 ± 0,05	2,16 ± 1,97	1,63 ± 1,69	0,05 ± 0,08	22,72 ± 14,90



Delimitación y tipificación de humedales costeros: implicaciones para la gestión ambiental del Caribe continental colombiano

Delimitation and classification of coastal wetlands: Implications for the environmental management of the Colombian Continental Caribbean

Santiago Millán*, Jenny Alexandra Rodríguez-Rodríguez y Paula Sierra-Correa

0000-0002-4082-937X

0000-0001-8082-8374

0000-0001-7252-7993

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras-Invemar; Laboratorio de Servicios de Información (LabSIS), Santa Marta, Colombia. santiago.millan@invemar.org.co, alexandra.rodriguez@invemar.org.co y paula.sierra@invemar.org.co*

* Autor de correspondencia

RESUMEN

Este estudio describe el proceso de construcción cartográfica de humedales costeros del Caribe colombiano a escala 1:100 000 y los resultados obtenidos en cuanto a su cuantificación y tipificación. Se construyeron dos capas cartográficas que posteriormente se unieron, una de cuerpos de agua permanentes y otra de cuerpos de agua temporales y sus coberturas asociadas. Las capas fueron generadas mediante análisis multitemporal de 45 imágenes de satélite Landsat 8-OLI, a partir del índice de vegetación-NDVI, modelos de incertidumbre por superposición de atributos cartográficos y la consulta de un modelo de frecuencias de inundación basado en imágenes ALOS PALSAR 1. Como resultado se delimitaron 576 627 ha de humedales costeros (1,9 % del total de humedales de Colombia), de los cuales el 20,4 % se encuentra dentro de áreas protegidas. La leyenda cartográfica obtenida permitió tipificar los humedales con base en la cobertura y temporalidad de los cuerpos de agua; discriminando los permanentes (42,7 %) en cinco categorías, y los temporales (57,3 %) con 15 categorías, la mayor parte distribuidos en siete grandes complejos. Este estudio es la primera descripción de los humedales costeros del Caribe colombiano basada en una construcción cartográfica, es metodológicamente replicable y apoyará la toma de decisiones en la planificación de las zonas costeras del Caribe colombiano, especialmente la gestión del riesgo y la adaptación al cambio climático basada en los ecosistemas.

PALABRAS CLAVE: Manglares, Bosques inundables costeros, Cuerpos de agua, Sistemas de Información Geográfica (SIG), Áreas protegidas.

ABSTRACT

This article describes the cartographic layer construction process of Colombian Caribbean coastal wetlands at a scale of 1:100,000 and the results obtained in terms of their quantification and typing. Two cartographic layers were constructed and subsequently joined, one of the permanent water bodies and another of temporary water bodies and associated coverages. The layers were generated by multitemporal analysis of 45 Landsat 8-OLI satellite images, based on the NDVI index, uncertainty models by superposition of cartographic attributes, and a flood frequency consultation model on ALOS PALSAR 1 images. As a result, 576,279 ha of coastal wetlands were delimited (1.9 % of total wetlands in Colombia), of which 20.4 % are within protected areas. The cartographic legend makes it possible to typify wetlands based on the coverage and temporality of water bodies; discriminates permanent wetlands (42.7 %) with five categories and temporary wetlands (57.3 %) with 15 categories, mostly distributed in seven large complexes. This study is the first description of the Colombian Caribbean coastal wetlands based on a cartographic construction, is methodologically replicable, and will support decision-making in the planning of Colombian Caribbean coastal areas, especially for risk management and ecosystem-based adaptation to climate change.

KEY WORDS: Mangroves, Coastal floodplains forest, Water bodies, Geographic Information Systems (GIS), Protected areas

INTRODUCCIÓN

En el mundo, los humedales continentales y costeros cubren más de 12 100 millones de ha, que equivalen aproximadamente a 8 % de la superficie terrestre. El 54 % está inundado permanentemente y 46 % de manera temporal; alrededor de 92,8 % son humedales continentales y 7,2 % son marinos y costeros; los países de Suramérica y el Caribe (Neotrópico) ocupan el tercer lugar en extensión de humedales, con 15,8 %, después de Asia (31,8 %) y Norteamérica (27,1 %) (Davidson *et al.*, 2018). En Colombia, los humedales cubren 26 % de la superficie del país correspondientes a 30 781 149 ha (Jaramillo *et al.*, 2015).

Los humedales costeros pueden ser permanentes o temporales de aguas salinas, salobres o dulces, estar bajo la influencia directa de las mareas o intrusiones salinas, la deposición atmosférica de sustancias o partículas provenientes del océano (Ricaurte *et al.*, 2019). Están sometidos a cambios y degradación por forzantes naturales y antropogénicos como el cambio climático, el desarrollo costero y la producción de alimentos, causantes de las afectaciones más comunes sobre los servicios culturales, de biodiversidad y producción primaria (Rocha *et al.* 2015). El aumento del nivel del mar (ANM) puede considerarse como uno de los principales efectos del cambio climático que podría impactar los bosques intermareales y manglares (Giri *et al.*, 2011; Alongi, 2015); las estimaciones sugieren que un ANM de 1 m, podría poner en riesgo 72 % de los humedales costeros del mundo (Blanckespoor *et al.*, 2014). Esto impactaría servicios ecosistémicos esenciales para la humanidad (Lotze *et al.*, 2006; Worm *et al.*, 2006; Rocha *et al.*, 2015) como regulación del clima mediante el almacenamiento y secuestro de carbono, provisión de agua, alimentos y soporte a pesquerías, diversos recursos bióticos, protección ante erosión costera, mitigación de inundaciones, recreación y turismo (Liquete *et al.*, 2013; RAMSAR, 2018).

Por lo anterior, es necesario contar con insumos cartográficos que permitan apoyar la toma de decisiones en el ordenamiento y manejo de las zonas costeras frente a problemáticas locales, regionales o de índole global como el cambio climático. Para el caso de Colombia, la delimitación de humedales fue priorizada como una herramienta esencial de planificación para la gestión del riesgo y adaptación al cambio climático luego de las inundaciones del periodo La Niña en 2010 y 2011, incentivando la identificación de criterios de delimitación basados en aspectos del paisaje bióticos, geomorfológicos, pedológicos e hídricos. La

INTRODUCTION

Inland and coastal wetlands in the world cover more than 12,100 million ha, approximately equivalent to 8 % of the earth's surface. 54 % of it is permanently flooded and 46 % temporarily; about 92.8 % of them are inland wetlands and 7.2 % are coastal and marine; The South America and Caribbean countries (Neotropical realm) rank third in wetland quantity with 15.8 %, after Asia (31.8 %) and North America (27.1 %) (Davidson *et al.*, 2018); in Colombia, wetlands cover 26 % of the country's surface corresponding to 30,781,149 ha (Jaramillo *et al.*, 2015).

Coastal wetlands could be permanent or temporary, of saline, brackish or fresh waters, under the direct influence of tides or saltwater intrusions, or atmospheric deposition of substances or particles from the ocean (Ricaurte *et al.*, 2019). They are subjected to changes and degradation by natural and anthropogenic drivers of climatic change, coastal developments, and food production, which cause the most common effects on cultural services, biodiversity, and primary production (Rocha *et al.* 2015). The increase in the sea level (SLR) can be considered as one of the main factors of climate change that could impact intertidal forests and mangroves (Giri *et al.*, 2011; Alongi, 2015); estimations suggest that a 1m SLE could put into risk 72 % of the world coastal wetlands (Blanckespoor *et al.*, 2014). This could impact ecosystem services that are essential for humanity (Lotze *et al.*, 2006; Worm *et al.*, 2006; Rocha *et al.*, 2015) such as weather regulation through carbon capture and storage, water provision, food and fishing support, different biotic resources, protection against coastal erosion, flood mitigation, recreation and tourism (Liquete *et al.*, 2013; RAMSAR, 2018).

This is why it is necessary to have cartographic supplies that allow supporting the decision-making about ordering and management of coastal zones facing local, regional, or global problems such as climatic change. In the case of Colombia, wetland delimitation was prioritized as an essential planning tool for risk management and adaptation to climatic change after floods during La Niña period in the years 2010 and 2011, encouraging the identification of delimiting criteria based on biotic, geomorphological, pedological, and hydric aspects of the landscape. The cartography of coastal wetlands in the Colombian Caribbean presented here, and built under the directions for the delimitation of Colombia's continental wetlands included in Vilarity *et al.* (2014) and Cortés-Duque and Estupiñán-Suárez (2016), is a tool to support the

cartografía de humedales costeros del Caribe colombiano aquí presentada, y construida bajo las directrices para la delimitación de humedales continentales de Colombia contenidas en Vilardy *et al.* (2014) y en Cortés-Duque y Estupiñán-Suárez (2016), es una herramienta para apoyar la gestión, planificación y ordenamiento de estos ecosistemas, así como el conocimiento de su representatividad dentro del Sistema Nacional Ambiental (SINA).

ÁREA DE ESTUDIO

La línea de costa del Caribe colombiano alcanza 2 070 km. Se localiza en el noroccidente de Suramérica; hacia el oriente limita con Venezuela en frontera con el sector de Castilletes (11°50' N, 71°20' W) y al occidente comparte frontera con Panamá, en el sector de Cabo

management, planning, and ordering of these ecosystems, as well as to know its representativeness in the National Environmental System (SINA).

STUDY AREA

The Colombian Caribbean coastal line reaches 2,070 km. The coastal zone is located in northwestern South America; to the east, it borders Venezuela at the Castilletes sector (11°50' N, 71°20' W) and to the west shares border with Panamá at Cabo Tiburón sector (8°41' N, 77°21' W) (Figure 1) (INVEMAR, 2019). The main political and administrative division includes eight departments from south to north as follows: Chocó, Antioquia, Córdoba, Sucre, Bolívar, Atlántico, Magdalena and La Guajira. Regarding the climatic standpoint, in the south end, where the Chocó

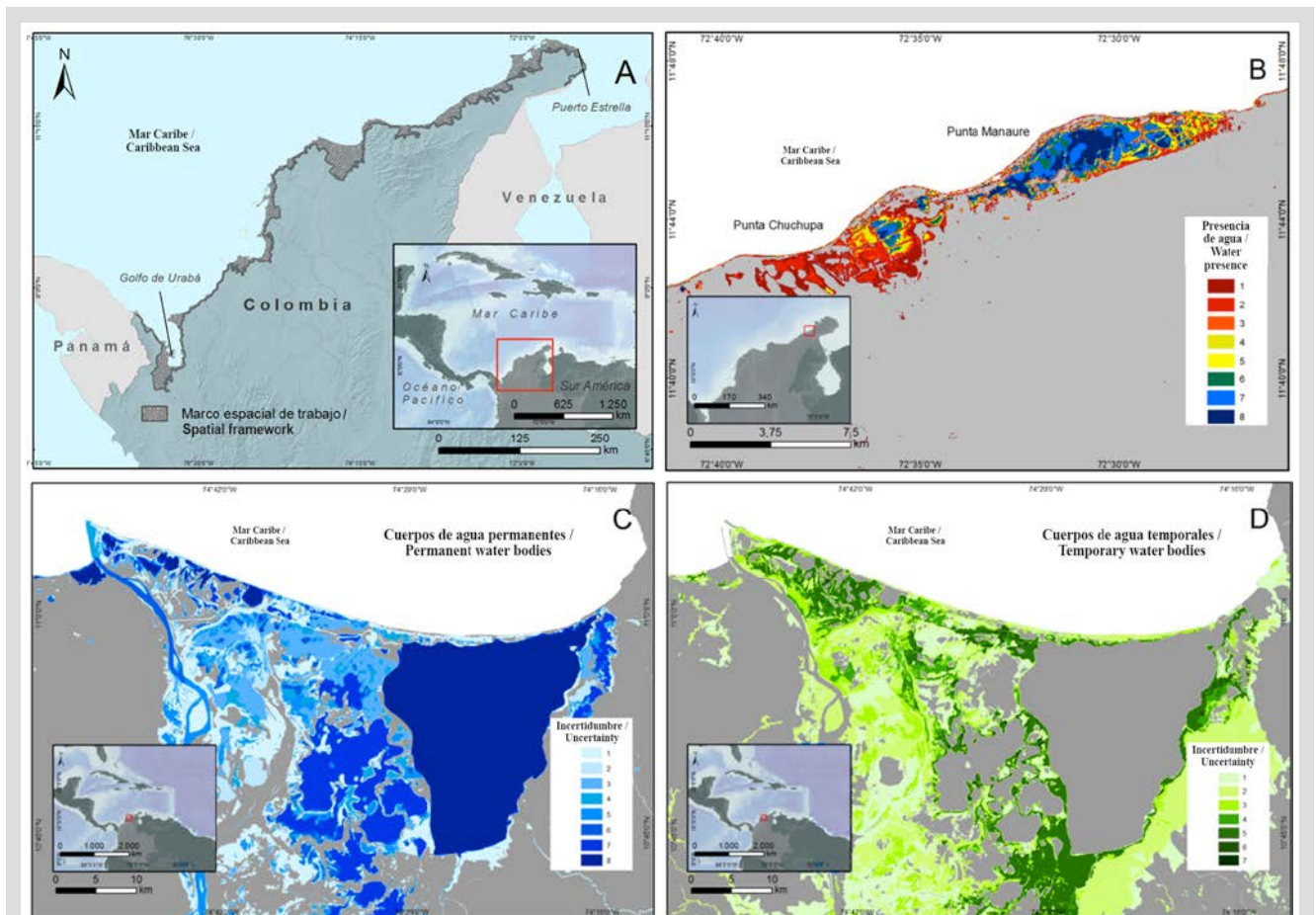


Figura 1. A Marco de referencia del área de estudio (zona costera sombreada en gris). B Visualización multitemporal mediante el índice NDVI. Los colores rojos indican presencia de agua en un menor número de fechas, los colores azules indican presencia de agua en todas o casi todas las fechas. C y D Valores de píxel sobre la incertidumbre en la presencia de humedales. Los tonos más oscuros indican menor incertidumbre sobre la presencia de humedales.

Figure 1. A Study area framework (coastal area shaded in grey). B Multi temporary visualization through NDVI index. Red colors indicate present water in the lower number of dates, blue colors indicate present water in all or almost all dates. C and D Pixel values about the uncertainty on wetlands presence. Darker tones indicate less uncertainty about wetlands presence.

Tiburón (8°41' N, 77°21' W) (Figura 1) (Invemar, 2019). La principal división política y administrativa se basa en ocho departamentos de sur a norte, así: Chocó, Antioquia, Córdoba, Sucre, Bolívar, Atlántico, Magdalena y La Guajira. Desde el punto de vista climático, en el extremo sur donde se encuentra el departamento del Chocó el clima es el más húmedo del Caribe, mientras que el clima más árido se encuentra en el extremo norte en el departamento de La Guajira. En general, la región presenta una época seca entre diciembre y abril, marcada por los vientos alisios del noreste, una época de transición entre mayo y julio, y una época lluviosa entre agosto y noviembre (Andrade y Amaya, 2001).

MATERIALES Y MÉTODOS

Construcción de producto cartográfico para la tipificación y delimitación de humedales costeros

La construcción cartográfica incluyó la conceptualización teórica, el procesamiento de imágenes de satélite, la aplicación de sistemas de información geográfica (SIG) y la captura de información en campo. Durante la fase de conceptualización teórica, se partió de la definición de humedales de Cortés-Duque y Estupiñán-Suarez (2016) siendo la siguiente: *“tipo de ecosistema que debido a condiciones geomorfológicas e hidrológicas permite la acumulación de agua (temporal o permanentemente), da lugar a un tipo característico de suelo y a organismos adaptados a estas condiciones, y que establece dinámicas acopladas e interactuantes con flujos económicos y socioculturales que operan alrededor y a distintas escalas”*. También se consideraron los complejos de humedales como una unidad ecológica constituida por un mosaico de humedales adyacentes en el paisaje y de diverso tipo. Las zonas submarinas fueron excluidas del presente análisis.

Se consideraron las categorías propuestas por Jaramillo *et al.* (2015), tipificando los humedales con base en la temporalidad de los cuerpos de agua de acuerdo con los siguientes atributos: permanentes, temporales, abiertos, inundación bajo dosel y tipo de cobertura. Para tipificar los humedales temporales se incluyeron 13 categorías provenientes del Mapa Nacional de Cobertura y Uso de la Tierra de Colombia con leyenda Corine Land Cover a escala 1:100 000 (IDEAM, 2016). Adicionalmente, como criterio biótico, los bosques se discriminaron en bosque intermareal correspondiente a los manglares, y en bosque aluvial, para un total de 15 coberturas analizadas (Tabla 1).

department is located, it has the most humid weather in the Caribbean, while the aridest one is found in the north end in La Guajira department. The region shows in general, a dry season between December and April marked by the northeast trade winds, a transition season between May and July, and a rainy season between August and November (Andrade and Amaya, 2001).

MATERIALS AND METHODS

Building a cartographic product for categorizing and delimiting coastal wetlands.

The cartographic building included theoretical conceptualization, satellite image processing, application of geographic information systems (SIG), and on-site information collecting. During the stage of theoretical conceptualization, the starting point was the definition of wetlands by Cortés-Duque and Estupiñán-Suarez (2016) which is: *“kind of ecosystem that, due to geomorphological and hydrological conditions, allows accumulation of water (permanent or temporary), gives rise to a characteristic kind of soil and organisms adapted to these conditions and establishes dynamics coupled and interacting with economic and sociocultural flows that operate around and at different scales”*. They also considered the wetland complexes as an ecologic unit constituted by a mosaic of diverse and contiguous wetlands in the landscape. Submarine areas were excluded from this analysis.

The categories considered were those proposed by Jaramillo *et al.* (2015), classifying wetlands based on the temporality of the water bodies according to the following attributes: permanent, temporary, open, canopy flooding, and land cover. To classify temporary wetlands, 13 categories from the Colombia National Map of Land Coverage and Use with Corine Land Cover legend were included, at a scale of 1:100 000 (IDEAM, 2016). In addition, as the biotic criterion, forests were differentiated into intertidal forests corresponding to mangroves, and alluvial forests, for a total of 15 analyzed covers (Table 1).

Tabla 1. Unidades de cobertura utilizadas para la identificación de los humedales del Caribe continental colombiano. Tanto la organización en cuatro niveles jerárquicos. *Denominación de las coberturas de acuerdo a la Leyenda Nacional de Coberturas de la Tierra (IDEAM, 2010). **Denominación de categorías propias del presente estudio.

Table 1. Cover units used for the identification of the Colombian Continental Caribbean wetlands. Both the organization in four hierarchical levels. *Coverage denominations according to the National Land Cover Legend (IDEAM, 2010). ** Denomination of categories belonging to this study.

Nivel 1 / Level 1	Nivel 2 / Level 2	Nivel 3 / Level 3	Nivel 4 / Level 4	
Territorios artificializados / Artificialized Territories	Zonas urbanizadas* / Urbanized areas*			
	Zonas industriales o comerciales y redes de comunicación / Industrial or commercial areas and communication networks	Zonas industriales o comerciales* / Industrial or commercial areas*		
Territorios agrícolas / Agricultural Territories	Zonas de extracción minera y escombreras / Mining areas and tailing dumps	Extracción minera* / Mining Extraction*		
	Cultivos transitorios / Temporary farming	Cereales / Cereal	Arroz* / Rice*	
	Cultivos permanentes / Permanent farming	Cultivos permanentes arbóreos / Tree permanent farming	Palma de aceite* / Oil palm*	
	Cultivos permanentes herbáceos / Herbaceous permanent farming	Plátano y banano* / Plantain and Banana*		
Áreas húmedas / Wet areas	Agrícolas heterogéneas / Heterogeneous Agricultural			
	Áreas húmedas costeras / Coastal wet areas	Pantanos* / Swamps*		
Bosques y áreas seminaturales / Forests and semi-natural areas	Áreas abiertas sin o con poca vegetación* / Open areas with little or no vegetation*	Salitral* / Salty swamps*		
	Vegetación herbácea y/o arbustiva* / Herbaceous and/or bushy vegetation*			
	Bosques / Forests	Bosque de galería o ripario* / Gallery or riparian forest*		
		Bosque aluvial** Alluvial forest**		
		Bosque intermareal** / Intertidal forest **		
Superficies de agua / Water Surfaces	Aguas continentales / Continental Waters	Cuerpos de agua artificiales / Artificial water bodies		

La construcción del insumo se inició con el establecimiento de un marco espacial dentro del cual se encuentran los humedales costeros, basado en los criterios de delimitación para las Unidades Ambientales Costeras (UAC) de Colombia (Alonso *et al.*, 2003): 1) banda de 2 km a partir del borde del bosque de manglar, 2) 100 % de los bosques de manglar, 3) banda de 2 km a partir de la línea de cota máxima de lagunas costeras, 4) todas las áreas del Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas que limitan con la línea de costa, y 5) todos los poblados costeros que parten de la línea de costa ubicando el límite a 2 km del borde del perímetro urbano. Además, se incluyeron rasgos geomorfológicos costeros como un criterio adicional (Figura 1A).

Para discriminar los humedales en permanentes o temporales, se identificaron 45 imágenes de satélite Landsat 8 – OLI (disponibles en la base de datos de

The building of the input started by establishing a spatial framework that includes the coastal wetlands based on the delimitation criteria for the Colombia Coastal Environmental Units (UAC) (Alonso *et al.*, 2003): 1) 2 km strip from the edge of the mangrove, 2) 100 % of the mangrove forests, 3) 2 km strip from the maximum elevation line of coastal lagoons; 4) all the areas of the National System of Protected Natural Areas bordering with the coastline, and 5) all the coastal towns within 2 km between the coastline and the edge of the urban perimeter. In addition, as an additional criterion, coastal geomorphological features were included (Figure 1A).

45 satellite Landsat 8 – OLI (available on <https://earthexplorer.usgs.gov/>) images, distributed in nine areas (Path/Row: 7/51; 7/52; 8/51; 8/52; 9/52; 9/53; 10/53; 10/54; 10/55) and dated between March 2013 and May 2016 were

Invemar) distribuidas en nueve zonas (*Path/Row*:7/51; 7/52; 8/51; 8/52; 9/52; 9/53; 10/53; 10/54; 10/55) con fechas comprendidas entre marzo de 2013 y mayo de 2016. A pesar de que las imágenes incluyen periodos de lluvia y secos, en la zona central y oriental del Caribe debido al fenómeno El Niño, predominaron condiciones secas principalmente entre marzo de 2015 y febrero de 2016 (UNGRD, 2016). Estas imágenes se seleccionaron por presentar una cobertura de nubes menor a 10 % sobre los sitios de interés, por tal razón su número varió de cuatro a nueve dependiendo de la zona, siendo mayor en las zonas de clima más seco.

Para verificar el desplazamiento de las imágenes se usaron como referencia coordenadas de lugares conocidos y se determinó un desplazamiento no significativo, por lo que no se aplicó ningún tipo de corrección. Se realizaron calibraciones radiométricas mediante el método FLAASH (Fast Line of Sight Atmospheric Analysis of Spectral Hypercubes) incluido en el programa ENVI el cual corrige los efectos atmosféricos sobre la respuesta espectral de las imágenes (Guo y Zeng, 2012).

Después de enmascarar los píxeles correspondientes al océano, con presencia de nubes y las respectivas sombras, se realizó el cálculo del índice NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*), que involucra las bandas rojas y del infrarrojo identificando áreas inundadas y bordes entre la tierra y el agua (Rodríguez, 2001; Salinas *et al.*, 2002; Lyburner *et al.*, 2007; Zoffoli *et al.*, 2007; Borro *et al.*, 2009) mediante la siguiente ecuación: $NDVI = (\rho_{IRC} - \rho_R) / (\rho_{IRC} + \rho_R)$. Siendo ρ_{IRC} la reflectancia en el infrarrojo cercano y ρ_R la reflectancia en el rojo. Este índice normaliza los valores entre -1 y 1, con un rango usual entre -0,75 a +0,75, donde los valores menores a cero corresponden a cuerpos de agua y los mayores a coberturas terrestres (Thiam and Eastman, 1999).

Se identificó un umbral agua/tierra en cada imagen producto del cálculo del NDVI, con un valor entre 0 y 0,06. Para ello se utilizó un árbol de decisiones e información sobre los cuerpos de agua de la cartografía base de Colombia (IGAC, 2014). A partir de estos umbrales se procedió a la segmentación binarizada donde cada imagen quedó resumida en píxeles con valor de 1 para los cuerpos de agua y 0 para las demás coberturas. Las imágenes fueron sumadas para obtener series de tiempo con el fin de evidenciar el número de veces en que cada píxel detectó la presencia de agua (Figura 1B), permitiendo identificar los cuerpos de agua permanentes cuando se detectó su presencia en al menos 75 % de las veces.

identified to differentiate between temporary or permanent wetlands. Despite images include rainy and dry seasons in the Caribbean east and north areas due to El Niño phenomenon, dry conditions predominated mainly between March 2015 and February 2016 (UNGRD, 2016). These images were selected because they showed cloud cover under 10 % on the sites of interest, so its number changed from four to nine depending on the area, being higher in areas with drier weather.

To verify the image displacement, coordinates of known places were used and a non-significant displacement was determined, so no type of correction was applied. Radiometric calibrations were carried out through the FLAASH (Fast Line of Sight Atmospheric Analysis of Spectral Hypercubes) method included in the program ENVI that corrects the atmospheric effects on the images' spectral response (Guo and Zeng, 2012).

After masking ocean pixels with cloud presence and their respective shadows, calculation of the NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) index was carried out, which involves red and infrared bands, identifying flooded areas and borders between land and water (Rodríguez, 2001; Salinas *et al.*, 2002; Lyburner *et al.*, 2007; Zoffoli *et al.*, 2007; Borro *et al.*, 2009) with the following equation: $NDVI = (\rho_{IRC} - \rho_R) / (\rho_{IRC} + \rho_R)$. ρ_{IRC} is the near-infrared reflectance and ρ_R the red reflectance. This index normalizes values between -1 and 1, with a usual range between -0.75 to +0.75, where lower than zero values correspond to water bodies and greater than zero values to land cover (Thiam and Eastman, 1999).

A water/land threshold was identified in every image resulting from the NDVI calculation, with values between 0 and 0.06. For this purpose, a decision and information tree was used about the water bodies in the Colombia base cartography (IGAC, 2014). Starting from these thresholds the binarized segmentation was carried out, where every image was summarized in pixels with values 1 for water bodies and 0 for other coverages. Images were added to obtain time series to evidence the number of times each pixel detected the presence of water (Figure 1B), allowing to identifying permanent water bodies when their presence was detected at least 75 % of the times.

To complement the remote sensing processes, an analysis was carried out through thematic superposition of variables (Buzai and Baxendale, 2001) based on preexistent cartographic attributes (Table 2). Two uncertainty models

Para complementar los procesos de teledetección se realizó un análisis por medio de superposición temática de variables (Buzai y Baxendale, 2001), basado en atributos cartográficos preexistentes (Tabla 2). Se obtuvieron dos modelos de incertidumbre, uno para humedales permanentes y otro para humedales temporales, que brindan información sobre la incertidumbre en la presencia o no de los humedales; de acuerdo con el número de veces en que la información quedó superpuesta se logró una aproximación sobre la presencia y ubicación de cada humedal (Figura 1C y 1D). Además, se utilizó un modelo de frecuencias de inundación con una resolución de 50 m, basado en imágenes ALOS PALSAR 1, correspondiente a siete detecciones entre 2007 y 2011 (Quiñones *et al.*, 2015).

Tabla 2. Atributos utilizados en los modelos de incertidumbre para la identificación de cuerpos de agua permanentes y temporales. Se relacionan los insumos cartográficos utilizados: 1. Cartografía base IGAC (IGAC, 2016), 2. Mapa Nacional de Ecosistemas. (IDEAM *et al.*, 2007; IDEAM *et al.*, 2015), 3. Proyecto GEF-SAMP, 4. Erosión costera del Caribe colombiano (Posada y Henao, 2008), 5. Geopedología de Colombia (IGAC, 2014), 6. Cobertura y uso de la tierra de Colombia (IDEAM, 2016), 7. Diagnóstico integral de lagunas costeras (Rojas, 2014), 8. Humedales interiores de Colombia (IAvH, 2015; Jaramillo *et al.*, 2015), 9. Manglares de Colombia -SIGMA (INVEMAR-MADS, 2016).

were obtained, one for permanent wetlands and another for temporary wetlands, which provide information about the uncertainty of presence or absence of wetlands; according to the number of times the information was superimposed, an approximation about the presence and location of each wetland was achieved (Figure 1C and 1D). In addition, a model of flood frequency with 50 m resolution was used, based on images ALOS PALSAR 1, corresponding to seven detections between the years 2007 and 2011 (Quiñones *et al.*, 2015).

Table 2. Attributes used in uncertainty models to identify permanent and temporary water bodies. The cartographic inputs used are: 1. IGAC Base cartography IGAC (IGAC, 2016), 2. National Map of de Ecosystems. (IDEAM *et al.*, 2007; IDEAM *et al.*, 2015), 3. Project GEF-SAMP, 4. Coastal erosion in the Colombian Caribbean (Posada and Henao, 2008), 5. Geopedology of Colombia (IGAC, 2014), 6. Colombia's Land Coverage and Use (IDEAM, 2016), 7. Integral Diagnosis of Coastal Lagoons (Rojas, 2014), 8. Colombia's inland wetlands (IAvH, 2015; Jaramillo *et al.*, 2015), 9. Colombia's Mangroves -SIGMA (INVEMAR-MADS, 2016).

Cuerpos de agua / Water body	
Permanentes / Permanent	Temporales / Temporary
<ul style="list-style-type: none"> • Jagüey¹ / Cattle pond¹ • Laguna^{1,6} / Lagoon^{1,6} • Embalse¹ / Reservoir¹ • Drenaje doble y sencillo¹ / Single and double drainage¹ • Ciénagas² / Marshes² • Río/Drenaje¹ / River/Drainage¹ • Inundación permanente⁷ / Permanent Flood⁷ • Vegetación acuática sobre cuerpos de agua⁵ / Aquatic Vegetation on water bodies⁵ • Canal¹ / Channel¹ 	<ul style="list-style-type: none"> • Pantano costero^{2,5} / Coastal marsh^{2,5} • Zonas pantanosas⁵ / Swampy areas⁵ • Bosque galería y ripario⁵ / Gallery or riparian forest⁵ • Bosque inundable² / Floodable forest² • Herbazal inundable² / Floodable grassland² • Manglar^{2,3,8} / Mangrove^{2,3,8} • Playón³ / Large beach³ • Helechales^{2,3} / Fern fields^{2,3} • Corchal³ / Cork oak fields³ • Arracachal³ / Arracacha fields³ • Panganales³ / Panganales³ • Geomorfología^{2,4 y 5} / Geomorphology^{2,4 and 5} • Inundación temporal⁷ / Temporary flood⁷

A partir del modelo multitemporal NDVI, correspondiente a un insumo base de cuerpos de agua permanentes y temporales, se realizó una edición manual enfocada en los sitios con baja certidumbre identificados tanto en los modelos de incertidumbre, como en el citado modelo de frecuencias de inundación, obteniendo una capa de cuerpos de agua permanentes y de cuerpos de agua temporales. Posteriormente, se asignaron los atributos de cobertura, con base en la capa cartográfica de cobertura y uso de la tierra de Colombia (IDEAM, 2016).

Based on the multi-temporary method NVDI corresponding to a basic permanent and temporary water bodies input, manual editing was carried out focused on the low-certainty sites identified both in the uncertainty models and in the cited model of flood frequency, obtaining a layer of permanent and temporary water bodies. Later, the coverage attributes were assigned based on the cartographic layer of Colombia's land coverage and use (IDEAM, 2016).

Tanto la edición manual como la asignación de tipos de cobertura fue apoyada con 463 puntos verificados en campo. Los puntos se distribuyeron desde Puerto Estrella en el norte del departamento de La Guajira hasta el sur del golfo de Urabá en el departamento de Antioquia (Figura 1), correspondiendo en su mayoría a sitios con alto grado de incertidumbre. Para la captura de información en campo, se tuvieron en cuenta las directrices RAMSAR (2010) para evaluaciones ecológicas rápidas, con un tiempo de captura de información de 10 minutos por punto, registrando la siguiente información: porcentajes de cobertura de acuerdo con la estructura vegetal, tipo de vegetación y rasgos físicos del paisaje (rastros de inundación, forma de relieve y régimen hídrico aparente).

Una vez editado el producto con la inclusión de los atributos, se realizó la unión vectorial y concatenación entre las capas de cuerpos de agua temporal y permanente. Posteriormente, se incluyeron atributos del régimen de humedad del suelo y del rasgo geomorfológico por polígono según información de la capa de geopedología de Colombia a escala 1:100 000 (IGAC, 2014); con esto se obtuvo el producto cartográfico de los humedales costeros del Caribe colombiano con una leyenda basada en la temporalidad de los cuerpos de agua permanentes y temporales, incluyendo la cobertura asociada para estos últimos.

Identificación de complejos de humedales y análisis del producto cartográfico de humedales costeros en el contexto de la gestión ambiental

Una vez concluida la construcción del producto cartográfico de humedales costeros, se utilizó para identificar los complejos de humedales de mayor tamaño, y con base en ellos verificar la contribución del Sistema de Áreas Protegidas a la protección de ellos. Para esto, se consideraron las categorías de áreas protegidas contenidas en el Registro Único Nacional de Áreas Protegidas de Colombia -RUNAP (página consultada en febrero de 2020. <http://runap.parquesnacionales.gov.co/>). La extensión de los tipos de humedal se calculó mediante proyección Azimutal de Lambert utilizando el software ArcGis 10.6.

Evaluación de la exactitud del producto cartográfico de humedales costeros

Para determinar la exactitud del producto cartográfico, se realizaron campañas de campo en cuatro departamentos del Caribe colombiano con facilidades en acceso y movilidad (La Guajira, Magdalena, Bolívar y Sucre). La distribución de los puntos se realizó de manera aleatoria en cada clase de

Both the manual editing and the assignment of coverage types were supported by 463 field-verified points. Points were distributed from Puerto Estrella in the north of La Guajira department, down to the south of the Uraba Gulf in the Antioquia department (Figure 1), most of them corresponding to high uncertainty sites. To capture the on-site information, directions RAMSAR (2010) were taken into account for quick ecological evaluations, with a capture time of 10 minutes per point, recording the following information: coverage percentage according to the vegetal structure, kind of vegetation, and physical characteristics of the landscape (flood traces, relief shape, and apparent hydric regime).

Once the product has been edited with the inclusion of the attributes, a vector union, and concatenation between permanent and temporary water bodies was carried out. Later, attributes of the soil moisture and the geomorphological feature by polygon were included according to the information of the Colombia geopedology layer at a scale of 1:100,000 (IGAC, 2014); this resulted in the cartographic product of the coastal wetlands of the Colombian Caribbean with a legend based on the temporality of the permanent and temporary water bodies, including the cover related to them.

Identification of wetland complexes and analysis of the wetlands cartographic product in the context of environmental management

Once the building of the cartographic product for coastal wetlands ended, it was used to identify the larger size wetland complexes and, based on them, to verify the contribution of the Protected Areas System to their protection. For this purpose, the categories of protected areas were included in the Colombia National Single Registry of Protected Areas – RUNAP (website inquiry on February 2020. <http://runap.parquesnacionales.gov.co/>). The size of the wetland types was calculated through Azimuthal Lambert projection using ArcGis 10.6 software.

Evaluation of the accuracy of the coastal wetlands cartographic product

To determine the accuracy of the cartographic product, field campaigns were conducted in four departments of the Colombian Caribbean with access and mobility facilities (La Guajira, Magdalena, Bolívar, and Sucre). The points distribution was randomly made in each legend class using the ArcGis tool *Random Points*, however, the points selected to visit were those easily accessible. At every visited point the type of water body observed was recorded in terms of the categories established in the

leyenda utilizando la herramienta *Random Points* de ArcGIS, sin embargo, los puntos seleccionados a visitar fueron los de fácil acceso. En cada punto visitado se registró el tipo de cuerpo de agua observado de acuerdo con las categorías establecidas en la cartografía construida. Del mismo modo, se registraron las coberturas observadas de acuerdo con las categorías preestablecidas en el producto cartográfico. Para conocer la precisión total del mapa, se construyó una matriz de error para cada subproducto cartográfico generado (cuerpos de agua y coberturas). Con base en ello se calculó la precisión total, la precisión de usuario y la precisión de producción. Finalmente, se aplicó el análisis estadístico de Kappa, el cual proporciona una medida del grado de precisión del mapa, basada en los aciertos registrados en la matriz de error y la oportunidad teórica de acertar (Cohen, 1960). El valor obtenido por el estadístico de Kappa fue interpretado de acuerdo con la clasificación propuesta por Landis y Kochy (1997), donde los valores oscilan entre 0 y 1, y a partir de 0,6 hasta 0,8 la fuerza de concordancia es buena, y cuando es mayor de 0,81 la concordancia se considera como aceptable. Para el cálculo del índice se utilizó el paquete *vcd* - CRAN del programa estadístico R versión 3.5.1.

RESULTADOS

¿Cuál es la tipificación de los humedales costeros del Caribe colombiano y cómo se distribuyen geográficamente?

Se delimitaron 576 627 ha de humedales costeros las cuales representan aproximadamente 1,9 % de los humedales de Colombia. Los resultados de la escala de fuerza de concordancia valorada por el coeficiente kappa, tanto para la temporalidad del agua ($k = 0,63$) como para la cobertura ($k = 0,79$), fueron considerables o substanciales.

Los humedales permanentes cubrieron 42,7 %, siendo los cuerpos de agua permanentes abiertos los de mayor cobertura relativa con 55,5 %, seguida de los bosques intermareales con 32,3 % (Figura 2A). La mayoría de los humedales temporales se identificaron asentados sobre planicies de marea o sobre planicies de inundación de origen aluvial, y en menor proporción sobre terrazas, abanicos y valles. Estos humedales cubrieron 57,3 % del total y se distribuyeron en 15 tipos de coberturas, de las cuales la vegetación herbácea y/o arbustiva (30,9 %) y las zonas pantanosas (17,5 %) son las de mayor cobertura relativa. Los arrozales, zonas urbanizadas y estanques para acuicultura, fueron las coberturas menos comunes identificadas en los humedales (Figura 2B).

cartography built. Likewise, the observed coverage was recorded in terms of the previously established categories in the cartographic product. To know the map's total accuracy, an error matrix for each generated cartographic sub-product was built (water bodies and coverage). The total accuracy, the user accuracy, and the production accuracy were calculated based on it. Finally, the Kappa statistical analysis was applied, which provides a measure of the map accuracy degree, based on the hits recorded in the error matrix, and the theoretical success chance (Cohen, 1960). The value obtained with the Kappa statistics was interpreted according to the classification proposed by Landis and Kochy (1997), where values range from 0 and 1, concordance strength is good from 0.6 to 0.8, and it is deemed acceptable when it is greater than 0.81. To calculate the index the *vcd* - CRAN pack of the R program version 3.5.1 was used. (<https://cran.r-project.org/web/packages/vcd/index.html>).

RESULTS

What is the classification of coastal wetlands in the Colombian Caribbean and how are they geographically distributed?

576,627 ha coastal wetlands were delimited, which represent approximately 1.9 % of the Colombian wetlands. The scale of the concordance strength measured by kappa coefficient both for the temporality of water ($k = 0.63$) and for coverage ($k = 0.79$) was considerable or substantial.

Permanent wetlands covered 42.7 %, with permanent open bodies of water having the greatest relative coverage of 55.5 %, followed by intertidal forests with 32.2 % (Figure 2A). Most of the temporary wetlands were identified as settled on tidal flats or flood flats of alluvial origin, and to a lesser proportion on terraces, fans, and valleys. These wetlands covered 57.3 % of the total and were distributed in 15 types of coverage, of which herbaceous and/or bushy vegetation (30.9 %) and marshy areas (17.5 %) have the greater relative coverage. Rice fields, urbanized areas, and aquaculture ponds were the less common identified coverage in wetlands (Figure 2B).

Among the eight departments of the delimited coastal area, Magdalena has the largest coverage of coastal wetlands, followed by Antioquia; on its part, La Guajira, despite it is a desert, occupied third place. The fourth place was for the Caribbean area of Chocó, while departments Sucre, Córdoba, Bolívar, and Atlántico showed the lowest coverage (Figure 2C).

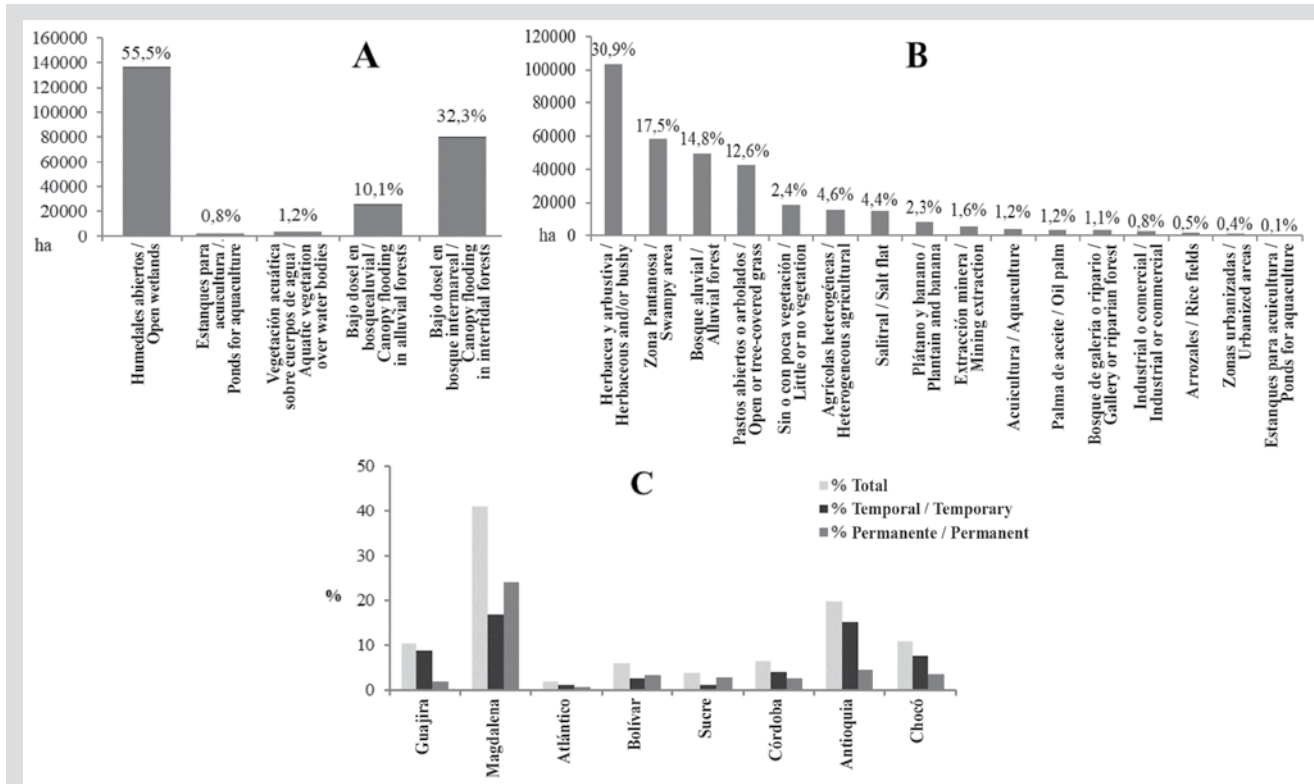


Figura 2. Tipificación de los humedales del Caribe colombiano. **A** Porcentajes de cobertura relativa en los humedales permanentes. **B** Porcentajes de cobertura relativa en los humedales temporales. **C** Porcentajes de cobertura de humedales temporales y permanentes respecto al total en los ocho departamentos del Caribe colombiano.

Figure 2. Classification of the Colombian Caribbean wetlands. **A** Percentage of permanent wetlands relative coverage. **B** Percentage of temporary wetlands relative coverage. **C** Percentage of permanent and temporary wetlands coverage respect to the total in the eight departments of the Colombian Caribbean.

De los ocho departamentos que conforman la zona costera delimitada, el Magdalena tiene la mayor cobertura de humedales costeros, seguido de Antioquia; por su parte, La Guajira a pesar de ser desértico se encontró en el tercer lugar. En cuarto lugar, se encontró el área Caribe del Chocó, mientras los departamentos de Sucre, Córdoba, Bolívar y Atlántico presentaron las coberturas más bajas (Figura 2C).

¿Cuáles son los complejos de humedales costeros más importantes del Caribe colombiano y sus tipos de cobertura?

De acuerdo con su extensión, los complejos de humedales costeros más importantes del Caribe colombiano abarcaron 498 740 ha, siendo los siguientes: (i) Ciénaga Grande de Santa Marta (235 556 ha), localizado en el departamento del Magdalena y bordeando el departamento del Atlántico en su costado oriental; (ii) Urabá- Bajo Atrato (151 237 ha) ubicado en el extremo sur occidental del Caribe, flanqueado por la Serranía del Darién en el costado occidental y por la serranía de Abibe en el costado oriental; (iii) Canal del Dique con 33 840 ha, ubicado entre los departamentos de Sucre y Bolívar cubriendo gran parte de la zona litoral

What are the most important coastal wetland complexes in the Colombian Caribbean and their types of coverage?

According to their size, the most important coastal wetland complexes in the Colombian Caribbean covered 498,740 ha, as follows: (i) Large Marsh of Santa Marta (235,556 ha), located in the Magdalena department bordering the Atlantic department on its east side; (ii) Urabá-Bajo Atrato (151,237 ha), located in the Caribbean south-western end, flanked by the Serranía del Darién on the west side and by the Serranía de Abibe on the east side; (iii) The Canal del Dique with 33,840 ha, located between departments Sucre and Bolivar, which covers a large part of the coastal area of the Barbaças Bay; (iv) Cispatá Bay – Lower Sinú (33,401 ha) in the Córdoba department, on the fluvial-marine plain associated with the Cispatá Bay, Lower Sinú, and the delta formed by its outfall; (v) The Guajira’s salt flats located in the north-western end of Colombia in the La Guajira department, with the largest one located in the area called middle Guajira, occupying 24,377 ha from the southwest of the Ranchería River’s delta and bordering

de la bahía de Barbacoas; (iv) Bahía de Cispatá – Bajo Sinú (33 401 ha) en el departamento de Córdoba, sobre la planicie fluvio marina asociada a la bahía de Cispatá y al bajo Sinú, y el delta formado por su desembocadura; (v) los salares de la Guajira ubicados en el extremo noroccidental de Colombia en el departamento de La Guajira, donde el más grande se encuentra en la zona denominada como Guajira media ocupando 24 377 ha desde el suroeste del delta del río Ranchería y bordeando la zona litoral por 130 km hasta el Cabo de la Vela en el norte; otros complejos de humedales desérticos relevantes en La Guajira son bahía Portete (10 904 ha) y bahía Honda y Hondita (9 422 ha) (Figura 3).

En cuanto a los tipos de humedal, el complejo de la Ciénaga Grande de Santa Marta fue el más diverso en cuanto a tipos de cobertura identificados (n=16), mientras que el complejo de Bahía Honda y Hondita fue el menos diverso con seis tipos de humedal. Los humedales Permanentes Bajo Dosel en bosque intermareal Inundable, fueron los tipos de humedal más extensos de la bahía de Cispatá (9 273 ha) y Canal del Dique (14 221 ha), mientras que los temporales en áreas abiertas sin o con poca vegetación fueron los más importantes en bahía Honda y bahía Hondita (3 363 ha) y Bahía Portete (3 778 ha). El humedal Permanente Abierto fue la cobertura más importante en el complejo de la Ciénaga Grande de Santa Marta (99 617 ha), mientras que el Temporal en Vegetación Herbácea (65 293 ha) y temporal en Salitral (9 531 ha) fueron los dominantes en el complejo Urabá Bajo Atrato y Salares de La Guajira respectivamente. Por fuera de los grandes complejos del Caribe se identificaron 77 539 ha de humedales (Tabla 3).

130 km along the coastal area down to the Cabo de la Vela in the north; other relevant desert wetland complexes in La Guajira are Bahía Portete (10,904 ha), and Bahía Honda and Hondita (9,422 ha) (Figure 3).

Regarding the type of wetland, the Ciénaga Grande de Santa Marta was the most diverse in types of coverage (n=16) identified, while Bahía Honda and Hondita complex was the least diverse with six types. The permanent canopy wetlands in the floodable intertidal forest were the largest type of wetland in the Cispatá Bay (9,273 ha) and Canal del Dique (14,221 ha), while the open area temporary ones with little or no vegetation were the most important in Honda Bay and Hondita Bay (3,363 ha), and Portete Bay (3,778 ha). The permanent open wetland was the most important coverage in the Large Marsh of Santa Marta complex (99,617 ha), while the Temporary one in Herbaceous Vegetation (65,293 ha) and temporary in Salitral (9,531 ha) were the dominant ones in the Urabá Lower Atrato and La Guajira salt flats complexes, respectively. 77,539 ha of wetlands were identified outside the large Caribbean complexes (Table 3).

Tabla 3. Tipos de cobertura en los humedales del Caribe continental colombiano. Se referencia la extensión de la cobertura en cada uno de los complejos de humedal. BCBS: Bahía de Cispatá y Bajo Sinú; BHBH: Bahía Honda - Bahía Hondita; BP: Bahía Portete; CD: Canal del Dique; CGSM: Ciénaga Grande de Santa Marta; SGM: Salares de La Guajira Media; UBA: Urabá- Bajo Atrato. N/A: Cobertura identificada fuera de algún complejo de humedal. * Humedales con evidencia de transformación por uso y artificiales.

Table 3. Types of coverage in the Colombian Continental Caribbean Wetlands. Reference is made to the size of the coverage in each of the wetland complexes. BCBS: Cispatá Bay and Lower Sinú; BHBH: Honda Bay - Hondita Bay; BP: Portete Bay; CD: Canal del Dique; CGSM: Large Marsh of Santa Marta; SGM: Middle La Guajira Media Salt Flats; UBA: Urabá- Lower Atrato. N/A: Coverage identified outside any wetland complex. * Wetlands with evidence of transformation by use and artificial.

Tipo de humedal / Type of Wetland	Complejo de humedal / Wetland Complex (ha)							N/A	Total
	BCBS	BHBH	BP	CD	CGSM	SGM	UBA		
Total (ha)	33402	9422	10905	33840	235556	24377	151237	77539	576279
Permanente abierto / Permanent Open	3302	1962	200	6626	99618	2200	11994	11431	137332
Temporal en vegetación herbácea y/o arbustiva / Temporary in Herbaceous and/or Bushy Vegetation	-	-	181	1159	29809	220	65294	6382	103045
Permanente bajo dosel en bosque intermareal inundable / Permanent Canopy in Floodable Intertidal Forest	9274	403	1277	14221	37735	118	5205	11741	79975
Temporal en zona pantanosa / Temporary in Swampy area	4537	1776	2031	3930	34713	2453	1961	6745	58146

Tipo de humedal / Type of Wetland	Complejo de humedal / Wetland Complex (ha)							N/A	Total
	BCBS	BHBH	BP	CD	CGSM	SGM	UBA		
Temporal en bosque aluvial inundable / Temporary in Alluvial Floodable Forest	26	-	-	2142	579	-	36337	10162	49246
Temporal en pastos abiertos y/o arbolados / Temporary in open and/or tree-covered grass	8125	-	-	2486	19679	-	2035	9714	42040
Permanente bajo dosel en bosque aluvial inundable / Permanent canopy in Alluvial Floodable Forest	-	-	-	-	260	-	24702	-	24962
Temporal en áreas abiertas sin o con poca vegetación / Temporary in open areas with little or no vegetation	128	3363	3778	131	1651	5005	-	4265	18322
Temporal en Áreas Agrícolas Heterogéneas* / Temporary in heterogeneous agricultural areas*	4682	-	-	1358	5115	-	707	3767	15629
Temporal en Salitral* / Temporary in Salitral*	-	1876	3096	-	112	9531	-	228	14842
Temporal en Plátano y Banano* Temporary in Plantain and Banana*	-	-	-	-	277	-	3003	4543	7822
Temporal en Zonas de Extracción Minera* Temporary in Mining extraction areas*	-	-	-	-	120	4105	-	1181	5406
Temporal en Palma de aceite* / Temporary in Oil Palm *	-	-	-	-	2691	-	-	1353	4044
Temporal en Bosque de galería o ripario Temporary in Gallery or Riparian forest	-	43	341	33	-	709	-	2665	3791
Permanente abierto con vegetación acuática Permanent Open with Aquatic Vegetation	1008	-	-	107	2035	-	-	-	3150
Temporal en Zonas Industriales o Comerciales* Temporary in industrial or commercial areas*	-	-	-	-	515	-	-	2397	2912
Permanente abierto en estanques para acuicultura* Permanent Open in Ponds for Aquaculture*	210	-	-	1646	-	-	-	105	1961
Temporal en Arrozales* / Temporary in Rice fields*	1794	-	-	-	-	-	-	-	1794
Temporal en Zonas urbanizadas* / Temporary in Urbanized areas*	11	-	-	-	646	36	-	701	1394
Temporal en Estanques para Acuicultura* / Temporary in ponds for aquaculture*	305	-	-	-	-	-	-	159	463

Del total de los humedales cartografiados, 520 009 ha se consideraron naturales y 56 267 ha como humedales transformados. Los humedales temporales en áreas agrícolas heterogéneas fueron el humedal artificial más extenso, mientras que los temporales en estanques para acuicultura fueron los menos extensos (Tabla 3).

¿Cómo se encuentran representados los Humedales Costeros del Caribe en el Sistema Nacional de Áreas Protegidas?

El 26,6 % de la totalidad de los humedales identificados se encontraron protegidos bajo alguna de las categorías incluidas en el RUNAP. A nivel regional, los Distritos de Manejo Integrado fueron las figuras que más humedales albergaron, mientras que, a nivel nacional, fueron los Parques Nacionales Naturales. Los Santuarios de Fauna albergaron la menor extensión de humedal (Figura 4).

Of all the mapped wetlands, 520,009 ha are deemed as natural, and 56,267 ha as transformed. Temporary wetlands in heterogeneous agricultural areas were the largest artificial wetland, while temporary ones in ponds for aquaculture were the smallest (Table 3).

How do the Caribbean Coastal Wetlands are represented in the National System of Protected Areas?

26.6 % of all the identified wetlands were found protected under some of the categories included in RUNAP. At the regional level, the Districts of Integrated Management were the figures that harbored most wetlands, while at the national level, The National Natural Parks did. Wildlife sanctuaries harbored the lowest part of wetland (Figure 4).

The Cispata Bay– Lower Sinú complex has the largest proportion of protected wetlands, 69.1 %, under the figure of the District of Integrated Management, followed

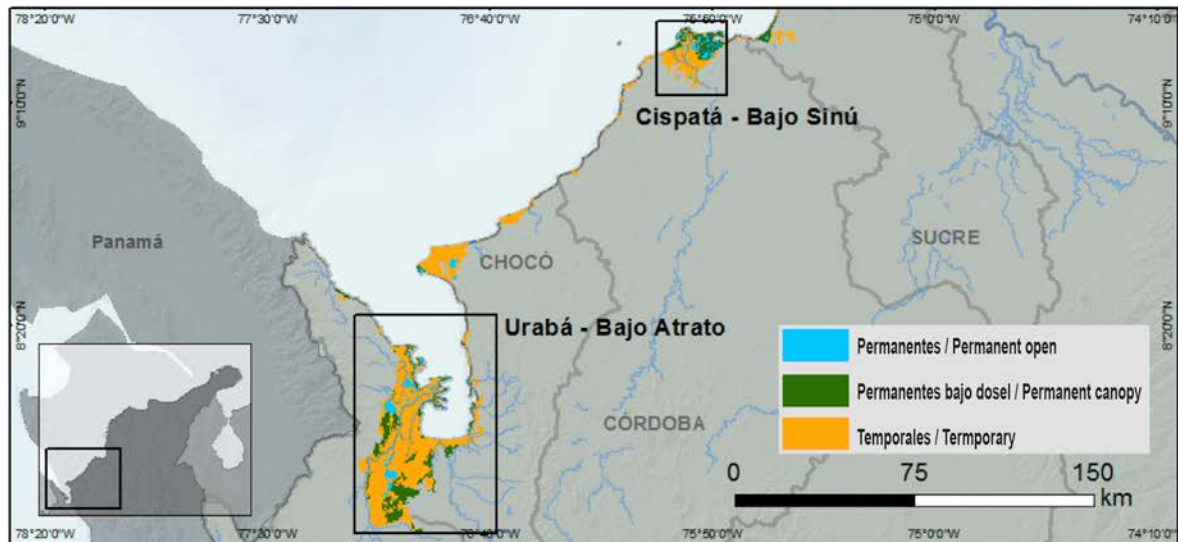
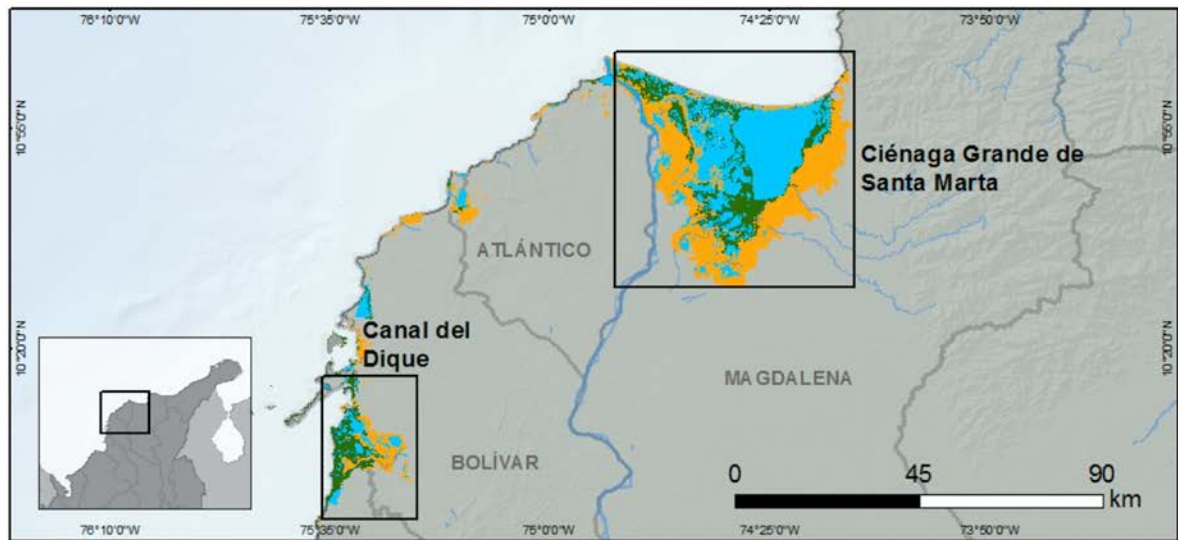
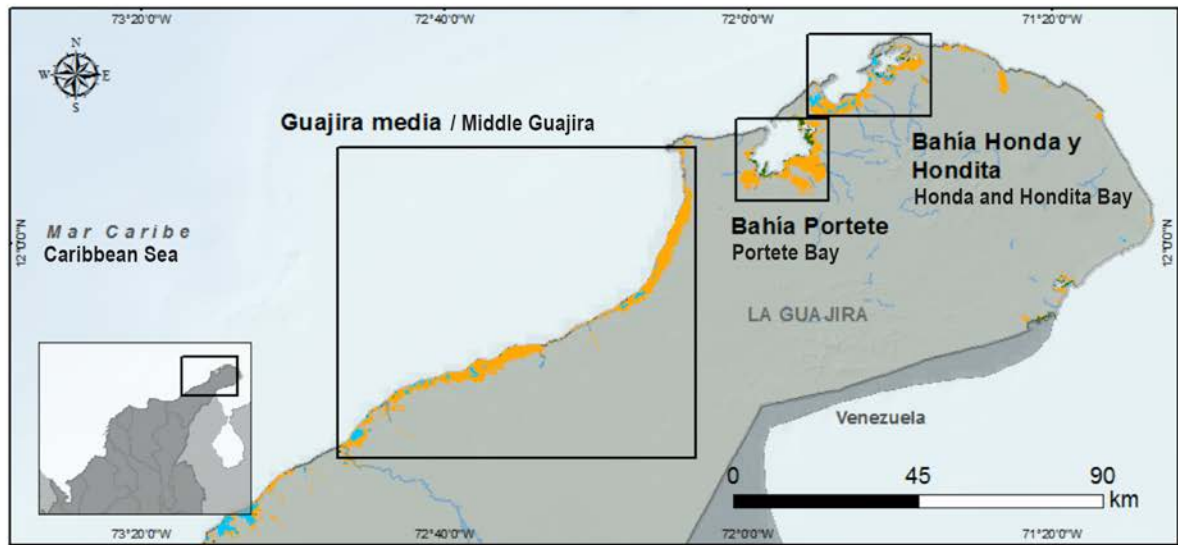


Figura 3. Ubicación de los principales complejos de humedales costeros del Caribe colombiano.

Figure 3. Location of the coastal wetland complexes in the Colombian Caribbean

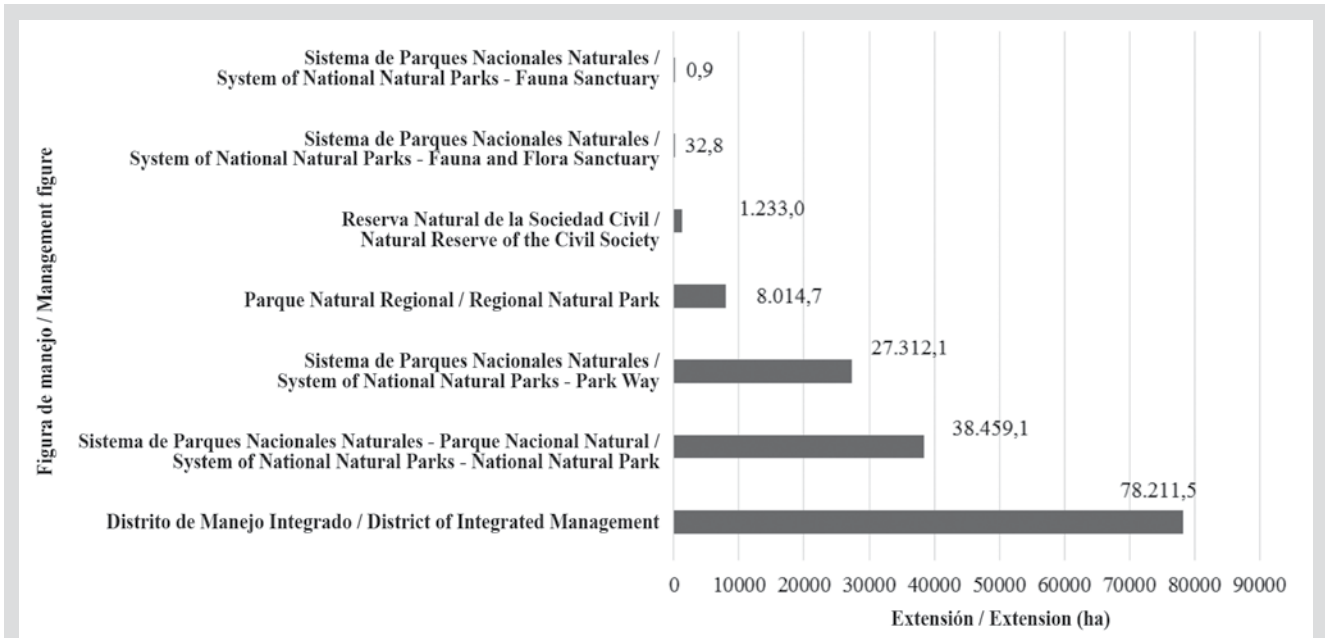


Figura 4. Contribución del Sistema de Áreas Protegidas a la protección de humedales costeros del Caribe colombiano.

Figure 4. Contribution of the System of Protected Areas to the protection of the Colombian Caribbean Coastal Wetlands.

El complejo de la Bahía de Cispatá-Bajo Sinú fue el complejo con una mayor extensión protegida (69,1 %) bajo la figura de Distrito de Manejo Integrado, seguido de bahía Portete con 23,7 % en el Parque Nacional Natural; Urabá-Bajo Atrato (23,1 % en DRMI Lago Azul los Manatíes y el Parque Natural Regional Humedales del Río León y Suriquí), Ciénaga Grande de Santa Marta (23 %, distribuidos en dos figuras del Sistema de Parques Nacionales Naturales: SFF Ciénaga Grande de Santa Marta y Vía Parque Isla de Salamanca) los salares de la Guajira Media (15,3 % en el DMI Musichi y el DRMI Delta del Río Ranchería), el Canal del Dique (12,6 % en el PNN Corchal Mono Hernández) y el complejo de humedales Bahía Honda y Bahía Hondita, que al momento de ésta publicación, no cuentan con ninguna categoría de protección (Figura 5). Se destaca que, aunque las Reservas de la Sociedad Civil (RNSC) no se encontraron dentro de los grandes complejos de humedal identificados, aportaron cerca de 0,2 % de área protegida en el Caribe, en pequeños humedales dispersos (RNSC Sanguaré, RNSC Hacienda, RNSC El Cequion, RNSC La Esperanza, RNSC Rivello y RNSC Vigo).

by Portete Bay with 23.7 % under the figure of National Natural Park; the wetland complex of Urabá – Lower Atrato is protected to 23.1 % thanks to the Regional District of Integrated Management DRMI Blue Lake Los Manatíes and the Regional Natural Park (RNP) Wetlands of Rivers León and Suriquí; the complex Large Marsh of Santa Marta, protected to 23 %, distributed in two figures of the System of National Natural Parks: Fauna and Flora Sanctuary (FFS) Ciénaga Grande de Santa Marta and Salamanca Island Park Way (PW); on its part, La Guajira’s salt flats are protected to 15.3 % distributed the District of Integrated Management Musichi and DRMI Delta del Río Ranchería; Canal del Dique occupies the penultimate place, protected to 12.6 % by the PNN Corchal Mono Hernández and last, the complex Honda Bay and Hondita Bay which at the time of this publication had no protection category. It is noted that, although the Reserves of the Civil Society (RNSC) were not found among the big wetland complexes identified, they contributed with about 0.2 % of the protected area in the Caribbean in small disperse wetlands (Sanguaré, Hacienda, El Cequion, La Esperanza, Rivello, and Vigo). In general, the most part of the coastal wetland complexes are not found under protection figures (Figure 5).

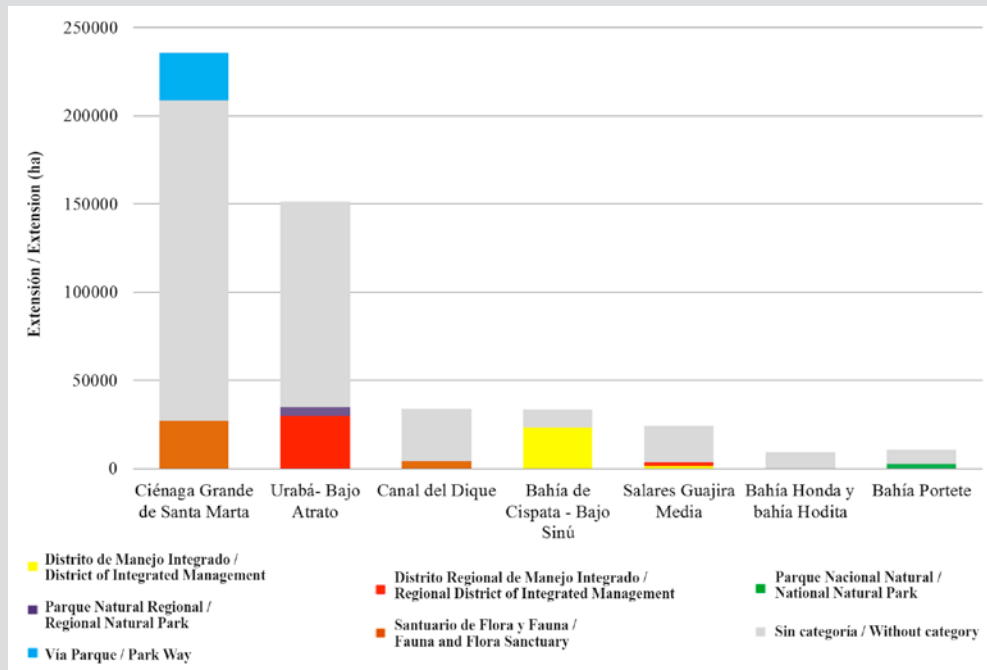


Figura 5. Complejos de humedales del Caribe colombiano y sus figuras de protección.

Figure 5. Wetland Complexes of the Colombian Caribbean and their protection figures.

DISCUSIÓN

Tipificación y distribución

La identificación del límite biofísico de humedales costeros del Caribe colombiano acá presentada, se basó principalmente en la determinación de la temporalidad del agua teniendo en cuenta el concepto de pulso de inundación, donde el límite del humedal cambia en los planos de inundación entre las épocas de secas y de lluvia, de acuerdo a lo descrito por Junk *et al.* (1989) Sin embargo, en los sitios con alta incertidumbre, la identificación de límites también se apoyó en características biofísicas como el tipo de cobertura. En este punto, Cortés-Duque y Estupiñán-Suárez (2016) argumentan que la vegetación es un buen indicador de la zona de transición entre el humedal y el ambiente de tierra firme, sin embargo identificar la vegetación hidrófita, helófita e higrófita implica un mayor esfuerzo en términos de tiempo y de recursos, siendo factible sólo en delimitaciones a escala detallada; además, la vegetación no siempre está presente como sucede en las zonas desérticas y semidesérticas de la costa Caribe; para el caso del presente producto cartográfico que es a nivel regional, utilizar información secundaria como la información de la cobertura de la tierra (IDEAM, 2016) no solo contribuyó a identificar humedales por el tipo de coberturas vegetales, sino también a identificar humedales urbanizados y áreas permanentemente libres de vegetación

DISCUSSION

Classification and distribution

The identification of the biophysical limit of the Colombian Caribbean coastal wetlands shown here was mainly based on the determination of the water bodies in temporary or permanent, considering the flood pulse concept, where the wetland boundary changes in the floodplains between dry and rainy seasons, according to the description by Junk *et al.* (1989). However, the identification of limits in sites with high uncertainty was supported by biophysical features such as the type of coverage. On this matter, Cortés-Duque and Estupiñán-Suárez (2016) argue that vegetation is a good indicator of the transition area between the wetland and the land environment, although identifying the hydrophyte, helophyte, and hygrophyte vegetation is feasible only in the local delimitation or in small wetlands; also, there is not always vegetation as it happens in desert and semi-desert wetlands of the Caribbean coast; for the case of this cartographic product, which is at the regional level, using secondary information as the land coverage information (IDEAM, 2016) contributed to identifying wetlands by the type of vegetal coverage but also to identify urbanized wetlands and permanently free of vegetation areas such as the coastal salt flats. So, the Hydric-Coverage-Soil-Geomorphology approach was deemed best fit than

como los salares costeros. Así, el enfoque de representación Hídrico – Cobertura – Suelos – Geomorfología, se consideró más adecuado que el enfoque Hídrico – Vegetación – Suelos – Geomorfología, pues este último es adecuado para escalas detalladas, incluidos los humedales difíciles de detectar a través de técnicas de teledetección e incluso en campo, como los humedales efímeros donde la humedad del suelo es poco frecuente, presentándose contrastes entre el encharcamiento y la sequía, propiciando que la vegetación alterne con plantas típicamente terrestres (Johnson and Rogers, 2003).

La representación de los humedales de la leyenda generada en la presente cartografía se diferencia de la clasificación de humedales de Colombia de Ricaurte *et al.* (2019), en que el concepto de pulso de inundación se ve reflejado de manera explícita al discriminar los humedales por la permanencia o temporalidad de los cuerpos de agua. Por su parte, Ricaurte *et al.* (2019) discrimina los humedales con nombres que hacen alusión a los tipos de ecosistemas. Debido a que las especies no se distribuyen de manera homogénea y en muchos casos existen gradientes de distribución (Mumby *et al.*, 1997; Ramirez, 1999), trazar límites a nivel de ecosistemas implica mayor incertidumbre tanto en su identificación como en su delimitación; por otra parte, el enfoque basado en coberturas con el que se construyó el insumo cartográfico presentado en esta publicación, implica un grado de incertidumbre menor y por ello es adecuado para el monitoreo de procesos de transformación debidos a forzantes naturales o antrópicos.

Al separar los humedales costeros de los del interior, el insumo cartográfico generado brinda sustento técnico a las estrategias para la gestión, planificación y ordenamiento frente a las perspectivas de cambio climático global descritas por el IPCC (2019) para la zona costera, según las cuales, se prevén inundaciones y procesos erosivos en muchas zonas litorales del mundo. A pesar de las cualidades descritas, y al tener en cuenta que varios de los complejos de humedales se extienden hacia el interior del país y presentan conectividad estructural, es pertinente integrar el producto cartográfico con el de los humedales interiores de Colombia (Jaramillo *et al.*, 2015), labor que es posible debido a que ambos presentan la misma escala cartográfica y compatibilidad entre leyendas en cuanto al atributo de temporalidad de los cuerpos de agua.

El aporte del producto cartográfico acá presentado respecto al de Jaramillo *et al.* (2015) es significativo, porque el proceso de construcción incluye información de campo y modelos de incertidumbre cartográfica donde uno de los insumos es el citado producto de Jaramillo *et al.* (2015); este

Hydric-Vegetation-Soil-Geomorphology approach taking into account that the latter, like ephemeral wetlands, where there are contrasts appear between puddles and drought, foster that vegetation alternates with typically land plants (Johnson and Rogers, 2003).

The representation of wetlands in this cartography is different from the classification of wetlands in Colombia by Ricaurte *et al.* (2019) in that the flood pulse concept is explicitly reflected when differentiating wetlands by permanence or temporality of the water bodies. The representation of wetlands in this cartography differs from the classification of wetlands in Colombia generated by Ricaurte *et al.* (2019) in that the flood pulse concept which is explicitly reflected when differentiating wetlands by permanence or temporality of the water bodies. On its part, Ricaurte *et al.* (2019), differentiates wetlands with names that refer to the types of ecosystems. Because species do not distribute homogeneously and there are distribution gradients in many cases (Mumby *et al.*, 1997; Ramirez, 1999), drawing boundaries at the level of ecosystems involves greater uncertainty both in their identification and delimitation; on the other hand, the coverage-based approach used to build the cartographic product presented in this publication, involves a lower degree of uncertainty and therefore it is adequate for monitoring transformation processes brought about by natural or anthropic drivers.

When separating the coastal from the inland wetlands, the generated cartographic product provides technical support to managing, planning, and ordering strategies, in the face of the climatic change perspectives described by IPCC (2019) for the coastal area, according to which, flood and erosive processes are expected in many areas of the world. Despite the described qualities, and considering that various wetland complexes extend into the country and show structural connectivity, it is relevant to integrate the cartographic product with that of the Colombia inland wetlands (Jaramillo *et al.*, 2015). This work is possible because both show the same cartographic scale and compatibility in legends regarding the attribute of the temporality of the water bodies.

The contribution of the cartographic product presented here concerning Jaramillo's *et al.* (2015) is significant because unlike the quoted authors, the building process includes field information and cartographic uncertainty models, which include the quoted Jaramillo's *et al.* (2015) product; uncertainty models, as well as being replicable, are relevant in sites with low certainty about

tipo de modelos además de ser replicables, son relevantes en los sitios con poca certeza sobre la presencia de humedales, el producto también se distingue por contener información de humedales permanentes en cinco subcategorías y los humedales temporales en 15 subcategorías.

La pérdida de humedales, además de afectar procesos ecológicos de importancia global, presentan impactos en el desarrollo y bienestar humano, al incrementar la pobreza y el desempleo, y reducir oportunidades para el desarrollo sostenible de las comunidades (Ricaurte *et al.*, 2019); para disminuir esta pérdida es conveniente analizar oportunidades de restauración y conservación de estos ecosistemas. Si se tiene en cuenta la delimitación de complejos de humedales de relevancia para el Caribe colombiano aquí identificados y su bajo nivel de protección (Figura 4), con el fin de garantizar la provisión de bienes y servicios ecosistémicos, es recomendable evaluar la posibilidad de expandir o crear nuevas áreas protegidas que favorezcan la conectividad al interior de los complejos identificados y permitan afrontar escenarios de cambio climático global bajo un enfoque de conectividad mar – costa – interior. Dada la heterogeneidad de coberturas identificadas en los humedales y su alta provisión de bienes y servicios para las comunidades costeras, los Distritos de Manejo Integrado fueron las figuras de protección más recurrentes en los humedales del Caribe (Figuras 4 y 5), y la que mayor extensión de protección alcanzaron (e.g. 69,1 % del complejo Bahía de Cispatá – Bajo Sinú), por lo que podrían representar una opción viable para futuras declaratorias, bajo los diversos usos identificados en los humedales (agrícolas, pesqueros, comerciales, mineros) (Tabla 2) y su potencial para regular el aprovechamiento racional de los recursos naturales y el medio ambiente. La ausencia de una categoría de protección en el complejo de humedales bahía Honda – bahía Hondita, resalta la importancia de priorizar y continuar avanzando con los recientes esfuerzos regionales para lograr la declaratoria como área protegida de este sector (Corpoguajira, 2016).

Así mismo, la declaratoria de áreas de importancia internacional (RAMSAR), es una alternativa para la conservación y uso racional de grandes extensiones de complejos de humedales tanto naturales como artificiales (Secretaría de la Convención de Ramsar, 2016). Cabe citar el complejo estuario de la CGSM, que en su integralidad resultó cobijado por la figura RAMSAR actualmente declarado como tal (incluso con límites costeros superiores a los identificados en este estudio), de modo que el insumo cartográfico aquí presentado es un insumo adicional para la actualización del

the presence of wetlands where the access to primary information is limited. The cartographic product is different from that by Jaramillo *et al.* (2015) because it contains information on five subcategories of permanent wetlands, and 15 subcategories of temporary wetlands.

Losing wetlands, besides affecting ecological processes of global importance, shows impacts on human development and wellbeing by increasing poverty and unemployment, and reducing opportunities for the sustainable development of communities (Ricaurte *et al.*, 2019); to decrease this loss it is convenient to analyze opportunities of restoration and conservation for these ecosystems. If the delimitation of wetland complexes that are relevant for the Colombian Caribbean identified here, and their low protection level (Figure 4) are taken into account to ensure the supply of ecosystem goods and services, it is advisable to assess the possibility of expanding or creating new protected areas that favor the connectivity inside the identified complexes and allows to face global climate change scenarios under a sea-coast-inland connectivity approach. Given the heterogeneity of the identified coverage in the wetlands and its high supply of goods and services for the coastal communities, the Districts of Integrated Management were the most appealed protection figures in the Caribbean wetlands (Figures 4 and 5) and those that achieved the highest level of protection (e.g. 69.1 % of complex Cispatá Bay of– Lower Sinú), they could be a viable option for future declarations according to the different uses identified in the wetlands (agricultural, fishing, commercial, mining) (Table 2) and their potential to regulate the rational use of the natural resources and the environment. The absence of a protection category in the Honda Bay– Hondita Bay complex highlights the importance of prioritizing and keep making progress on the recent regional efforts to succeed in the declaration of this sector as a protected area (CORPOGUAJIRA, 2016).

Likewise, the declaration of international important areas (RAMSAR), is an option for the conservation and rational use of large areas of wetland complexes both natural and artificial (Ramsar Convention Secretary, 2016). This includes the CGSM estuary complex that became in its integrality covered as RAMSAR place, currently declared as such (even with higher coastal limits than those identified in this research) so that the cartographic product presented here is an additional input to update the Management Plan of the RAMSAR CGSM site, currently ongoing activity by the national and local authorities.

Plan de Manejo del sitio RAMSAR CGSM, actividad en proceso actualmente por parte de las autoridades nacionales y locales.

CONCLUSIONES

Se obtuvo la primera representación cartográfica de humedales exclusivamente costeros del Caribe colombiano, realizada bajo el sistema de referencia espacial para Colombia Magna – Sirgas a escala 1:100000, bajo un enfoque metodológico basado en el análisis, interpretación e integración de varios insumos espaciales que contribuyeron a identificar y delimitar un producto que puede ser integrado con las herramientas generadas para los humedales interiores de Colombia, al tener en cuenta la conectividad de algunos de estos complejos costeros con los continentales.

La leyenda cartográfica se basó en un enfoque de representación basado en la temporalidad del agua y con diferenciación de límites a nivel de cobertura.

Las tipificaciones y descripciones presentadas a partir del producto cartográfico generado, contribuyen a ampliar el conocimiento de siete complejos de humedales de importancia para el Caribe colombiano: Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM), Urabá-Bajo Atrato, Cispatá - Bajo Sinú, Canal del Dique, Salares de La Guajira, Bahía Portete y Bahía Honda - Bahía Hondita. También se identificó que cerca de 74 % de los humedales costeros del Caribe colombiano no se encuentran incluidos en las figuras de conservación registradas en RUNAP, así gran parte de estas figuras dejan por fuera la integralidad de los siete grandes complejos de humedal identificados. El producto cartográfico sirve como insumo para apoyar la inclusión de nuevos humedales costeros bajo figuras de conservación, que permitan a los gobiernos departamentales aprovechar los beneficios de sus servicios ecosistémicos.

La metodología empleada para producir la cartografía de humedales es replicable, y junto con la tipificación de humedales, aportan insumos para llenar vacíos identificados por la Convención RAMSAR sobre necesidades de datos e información para el uso racional y manejo de zonas costeras y designación de nuevos sitios.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (Minambiente) por auspiciar el desarrollo del presente estudio, a Paola Sáenz por acompañar

CONCLUSIONS

The first cartographic representation of exclusively coastal wetlands of the Colombian Caribbean was obtained, built up with the spatial reference system for Colombia Magna – Sirgas at a scale of 1:100,000, under a methodological approach based on analysis, interpretation, and integration of various spatial inputs that contributed to identify and delimit a product that could be integrated to the tools generated for the Colombia inland wetlands, by taking into account the connectivity of some of these coastal complexes with the continental ones.

The cartographic legend was based on a representation approach based on the temporality of the water and differentiating limits at the coverage level.

The classifications and descriptions presented from the generated cartographic product contribute to increasing the knowledge of seven wetland complexes of importance for the Colombian Caribbean: Large Marsh of Santa Marta (CGSM), Urabá-Lower Atrato, Cispatá - Lower Sinú, Canal del Dique, La Guajira's Salt Flats, Portete Bay and Honda Bay - Hondita Bay. It was also identified that 74 % of the Colombian Caribbean coastal wetlands are not included in the conservation figures registered in RUNAP, so much of these figures leave the integrality of the seven big wetland complexes identified out. The cartographic product serves as an input to support the inclusion of new coastal wetlands under conservation figures that allow the departmental governments to make the most of their ecosystem services.

The methodology used to produce the wetlands cartography is replicable, and together with the wetlands classification, provides inputs to fill the gaps identified by RAMSAR convention about data and information needs for the rational use and management of coastal areas and designation of new sites.

ACKNOWLEDGMENTS

The authors would like to thank the Ministry of Environment and Sustainable Development (Minambiente) for fostering the development of this research, Paola Sáenz for accompanying the process from Minambiente and Julián Pizarro for accompanying the process from INVEMAR; likewise, work of Liliana Barreto, Diana Romero, David Forero, and Stephan Rivera are acknowledged, who contributed with their work to build the cartographic product.



el proceso desde el Minambiente y a Julián Pizarro por acompañar el proceso desde Invemar; así mismo, se reconoce la labor de Liliana Barreto, Diana Romero, David Forero y Stephan Rifaterra quienes con su trabajo contribuyeron a la construcción del producto cartográfico.

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Alongi, D. 2015. The impact of climate change on mangrove forests. *Curr. Clim. Change Rep.*, 1:30–39. doi: 10.1007/s40641-015-0002-x.
- Alonso, D., P. Sierra-Correa, F. Arias-Isaza y M. Fontalvo. 2003. Conceptos y guía metodológica para el manejo integrado de zonas costeras en Colombia, manual 1: preparación, caracterización y diagnóstico. Serie Documentos Generales INVEMAR. No. 12, 94 p.
- Andrade-Amaya, C. 2001. Las corrientes superficiales en la Cuenca de Colombia observadas con boyas de deriva. *Rev. Acad. Col. Cienc. Ex., Fis. Nat.*, 96: 321–335.
- Blanckespoor, B., S. Dasgupta and B. Laplante. 2014. Sea-level rise and coastal wetlands. *Ambio*, 43: 996-1005.
- Borro, M., M. Salvia, P. Minotti, A. Puig, H. Karzenbaum y P. Kandus. 2009. Primeros resultados de la clasificación de las lagunas someras en la clasificación del Delta del Paraná bajo un enfoque ecohidrogeomorfológico. *Jornadas argentinas ecología paisaje*. 91–104.
- Buzai, G. y C. Baxendale. 2001. Crecimiento urbano y pérdida de suelos productivos. Análisis espacial mediante tecnología SIG. *Ger. Amb.*, 9: 697–701.
- Cohen, J. 1960. A coefficient of agreement for nominal scales. *Educ. Psychol. Meas.*, 20: 37-46.
- CORPOGUAJIRA. 2016. Socialización ante la comunidad del estudio de línea de base para declaratoria de áreas protegidas bahía Honda y bahía Hondita. Tomado de <http://corpoguajira.gov.co/wp/corpoguajira-y-la-fundacion-george-dahl/> (14/10/2020)
- Cortés-Duque, J. y L. M. Estupiñán-Suárez. (Eds.) 2016. Las huellas del agua. Propuesta metodológica para identificar y comprender el límite de los humedales de Colombia. *Inst. Invest. Rec. Biol. Alexander von Humboldt, Fondo Adaptación*. Bogotá. 340 p.
- Davidson, N., E. Fluet-Chouinard and C. Finlayson. 2018. Global extent and distribution of wetlands: trends and issues. *Mar. Freshw. Res.*, 69: 620–627.
- Estupiñán-Suárez, L. 2019. A classification system for Colombian wetlands: an essential step forward in open environmental policy-making. *Wetlands*, 39: 1–20
- Giri, C., E. Ochieng, L. Tieszen, Z. Zhu, A. Shingh, T. Loveland, J. Masek and N. Duke. 2011. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecol. Biogeogr.*, 20: 154–159.
- Guo, Y. y F. Zeng. 2012. Atmospheric correction comparison of SPOT 5 image based on model FLAASH and model QUAC. *Internat. Arch. Photogr. Rem. Sens. Spat. Inf. Sci.*, 39-B7, XXII ISPRS Congress, Melbourne.
- HIMAT. 1988. Calendario meteorológico. *Inst. Col. Hidrol. Meteorol. Adecuac. Tierras*, Bogotá. 227 p.
- IavH. 2015. Productos cartográficos de identificación de humedales; tipos de humedales y transformación de humedales. Convenio marco 005 (13–014) entre *Inst. Alexander von Humboldt y Fondo Adaptación*.
- IDEAM, IGAC, IavH, INVEMAR, SINCHI. 2007. Ecosistemas continentales, costeros y marinos de Colombia. *Inst. Meteor. Est. Amb., Inst. Geogr. Agustín Codazzi, Inst. Invest. Rec. Biol. Alexander von Humboldt, Inst. Invest. Amb. Pac. John von Neumann, Inst. Invest. Mar. Cost. José Benito Vives de Andreis, Inst. Amaz. Invest. Cient. Sinchi*. Bogotá. 276 p. + 37 hojas cartográficas.
- IDEAM. 2010. Leyenda nacional de coberturas de la tierra. Metodología CORINE Land Cover adaptada para Colombia Escala 1:100.000. *Inst. Hidrol., Meteor. y Est. Amb.* Bogotá. 72 p.
- IDEAM. 2012. Mapa de clasificación climática de Caldas – Lang. *Inst. Hidrol., Meteorol. Est. Amb. – IDEAM, Cartografía Básica*
- IGAC, IDEAM, MADS, IavH, SINCHI, INVEMAR, INAP, PNNC e IGAC. 2015. Mapa de ecosistemas continentales, costeros y marinos de Colombia a escala 1:100.000. Convenio 4206 de 2011.
- IDEAM. 2016. Mapa nacional de cobertura y uso de la tierra a escala 1:100000. *Inst. Hidrol., Meteorol. Estud. Amb.*, Bogotá.
- IGAC. 2014. Mapas de geopedología del territorio colombiano a escala 1:100.000, formato shapefile. *Inst. Geogr. Agustín Codazzi*. Bogotá.
- IGAC. 2016. Cartografía base de Colombia a escala 1:100.000. Formato shapefile. *Inst. Geogr. Agustín Codazzi*. Bogotá D.C.
- INVEMAR-MADS. 2016. Resolución No. 478 de 2016. Componente 2. 148 p + Anexos.
- INVEMAR. 2019. Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros de Colombia, 2019. Serie Publ. Periód. 3, 183 p.
- IPCC. 2019. Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, V. Masson-Delmotte, P. Zhai, M. Tignor, E. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Nicolai, A. Okem, J. Petzold, B. Rama, N.M. Weyer (eds.)]. In press.
- IPCC. 2019. Special report on the ocean and cryosphere in a changing climate. In: Pörtner, H.-O., D.C. Roberts, V. Masson-Delmotte, P. Zhai, M. Tignor, E. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Nicolai, A. Okem, J. Petzold, B. Rama and N.M. Weyer (Eds.)

- Jaramillo, U., J. Cortés-Duque y C. Flórez (Eds). 2015. Colombia Anfibia. Un país de humedales. Vol. 1. Inst. Invest. Rec. Biol. Alexander von Humboldt. Bogotá. 140 p.
- Johnson, P. and G. Rogers. 2003. Ephemeral wetlands and their turfs in New Zealand. *Sci. Cons.*, 230. 109 p.
- Junk, W., J. P. Bayley and R. Sparks. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Can. Spec. Publ. Fish. Aq. Sci.*, 106: 110–127.
- Landis, J. and G. Koch. 1977. The measurement of observer agreement for categorical data, *Biometrics*. 159–174.
- Lotze, H., H. Lenihan, B. Bourque, R. Bradbury, R. Cooke, M. Kay, S. Kidwell, M. Kirby, C. Peterson and J. Jackson. 2006. Depletion, degradation and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science*, 312: 1806–1809.
- Lymburner, L., D. Burrowa and B. Butler. 2007. Using remote sensing to map wetland water clarity and permanence: approaches for identifying wetlands requiring management in large catchments. *Proc. 5th Int. Australian Stream Management Conference. Australian rivers: making a difference*, 235–240
- Mancera, J., W. Troncoso, V. Rivera-Monroy, R. Twilley y R. Giraldo. 2001. Variaciones estacionales e interanuales durante los últimos 30 años en la calidad de las aguas de la Ciénaga Grande de Santa Marta: una laguna costera tropical de ambiente árido. IX Congr. Latinoam. Cienc. Mar, San Andrés.
- Mumby, P., E. Green, A. Edwards and C. Clark. 1997. Coral reef habitat mapping: how much detail can remote sensing provide? *Mar. Biol.*, 130: 192–202.
- Posada, B y W. Henao. 2008. Diagnóstico de la erosión en la zona costera del Caribe colombiano. *Serie Publ. Espec.*, 13, Invermar. 200 p.
- Quiñones, M., M. Vissers, A.M. Pacheco-Pascaza, C. Flórez, L. Estupiñán y C. Aponte. 2015. Un enfoque ecosistémico en el análisis de una serie densa de tiempo de imágenes de radar Alos PALSAR, para el mapeo de zonas inundadas en el territorio continental colombiano. *Aplicaciones en el mapeo de frecuencias de inundación como insumo al mapeo de humedales. Biota Col.*, 17 (Suplem. 1): 63–85.
- Ramírez, A. 1999. *Ecología aplicada: Diseño y análisis estadístico*. Univ. Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 325 p.
- RAMSAR. 2010. Directrices para la evaluación ecológica rápida de la biodiversidad de las zonas costeras, marinas y de aguas continentales. *Secret. Conv. Divers. Biol.*, Montreal, Serie Publ. Tecn. 22, Inf. Téc. Ramsar 1. 54 p.
- RAMSAR. 2016. *Introducción a la Convención sobre los Humedales*, Secretaría de la Convención de Ramsar, Gland, Suiza. 116p.
- RAMSAR, 2018. *Convención de Ramsar sobre los Humedales. Perspectiva mundial sobre los humedales: Estado de los humedales del mundo y sus servicios a las personas*. Gland (Suiza). Secretaría de la Convención de Ramsar. 88 p.
- Ricaurte, L., J. Patiño, D. Zambrano, G. Arias, O. Acevedo and C. Aponte. 2019. A classification system for Colombian wetlands: an essential step forward in Open Environmental Policy-Making. *Wetlands*. 39: 971–990.
- Rocha, J., J. Yletyinen, R. Biggs, T. Blenckner and G. Peterson. 2015. Marine regime shifts: drivers and impacts on ecosystem services. *Phil. Trans. R. Soc. B.*, 370, 20130273.
- Rodríguez, I. 2001. Comparación de técnicas basadas en el tratamiento digital de imágenes de satélite para la obtención de la línea de costa del Delta del Ebro. *Teledetección Medio Ambiente Cambio Global*, 205–208.
- Rojas, X. 2014. *Diagnóstico integral de las lagunas costeras: Documento fase II. Convenio 156 MADS- ASOCARS*. Bogotá, 112 p.
- Salinas, C., W. E. Treviño, J. Jaramillo y F. Campos. 2002. Identificación y clasificación de humedales interiores del estado de Tamaulipas por percepción remota y sistemas de información geográfica. *Invest. Geogr.*, 74–91.
- Thiam, A., and J. Eastman. 1999. *Vegetation Indices, Guide to GIS and Image Processing*. Vol. 2. Clarks Lab. Clark University.
- UNGRD, 2016. *Fenómeno El Niño. Análisis comparativo 1997–1998/2014–2016*. Un. Nal. Gest. Riesgo Desast, Presidencia República. 142 p.
- Vilardy, S., U. Jaramillo, C. Flórez, J. Cortés-Duque, L. Estupiñán, J. Rodríguez, O. Acevedo, W. Samacá, A. Santos, S. Pelaez y C. Aponte. 2014. Principios y criterios para la delimitación de humedales continentales: una herramienta para fortalecer la resiliencia y la adaptación al cambio climático en Colombia. *Inst. Invest. Rec. Biol. Alexander von Humboldt*. Bogotá, 100 p.
- Worm, B., E. Barbier, N. Beaumont, J. Duffy, C. Folke, B. Halpern, J. Jackson, H. Lotze, F. Micheli, S. Palumbi, E. Sala, K. Selokoe, J. Stachowicz and R. Watson. 2006. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science*, 314: 787–790.
- Zoffoli, M., N. Mabanés y P. Kandus. 2007. Contribución de series temporales de NDVI NOAA/AVHRR al análisis funcional en humedales: 6299–6306. *Anais XIII. Simp. Brasil. Sensoriamento Remoto, Florianópolis, Brasil*.

RECIBIDO/RECEIVED: 12/02/2020

ACEPTADO/ACCEPTED: 07/03/2020





Descripción general de algunas variables meteo-marinas de aguas superficiales adyacentes al archipiélago de Palmer, península Antártica, durante 1979-2018 con base en datos Era5

General description of some meteo-marine variables of surface waters adjacent to the Palmer Archipelago, Antarctic Peninsula, during 1979-2018 based on Era5 data

Margorie Alexandra Hernández Duarte^{1*}, Nancy Liliana Villegas Bolaños² y Ana Elena Concha Perdomo³

 0000-0001-5460-0720

 0000-0003-3932-2106

 0000-0001-6766-2111

1. Departamento de Geociencias, Grupo de Estudios Antárticos (GEAA). Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia. mahernandezd@unal.edu.co*
 2. Departamento de Geociencias, Grupo de Investigación en Oceanología CENIT. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia. nlvillegasb@unal.edu.co
 3. Departamento de Geociencias, Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia. aeconchap@unal.edu.co
- * Autor de correspondencia

RESUMEN

Se presenta una descripción espacial y temporal de parámetros meteo-marinos del período 1979-2018 de la región marina circundante al archipiélago de Palmer, localizada al oeste de la península Antártica (OPA). La información utilizada fue extraída del reanálisis ERA5. La Temperatura del aire (Ta), Precipitación total (Pr) y Temperatura Superficial del Mar (TSM) mostraron un incremento general en los últimos 40 años en la región de estudio. Los mayores valores de incremento de Ta, Pr y TSM se registraron al norte del estrecho de Gerlache, seguido por el estrecho de Bismarck. Se evidenció que la Cobertura de Hielo Marino (CHM) ha disminuido en mayor parte al norte del archipiélago de Palmer. Se identificó la existencia de una diferenciación local de las condiciones meteo-marinas alrededor del archipiélago. La climatología de cinco puntos de referencia para la región mostró diferencias más visibles durante el invierno austral en la Ta y CHM, durante el verano austral en la TSM y un comportamiento bimodal en la Pr. La tasa de cambio durante el período 1979-2018 para la Ta fue de 0,011 °C/año, para la Pr fue de 0,008 mm/año, para la TSM fue de 0,004 °C/año y para la CHM fue de -0,003 fracción/año.

PALABRAS CLAVE: Climatología, Tendencias, Cobertura de hielo marino, Estrecho de Gerlache, Estrecho de Bismarck.

ABSTRACT

A spatial and temporal description of meteo-marine parameters for 1979-2018 period of the marine region surrounding the Palmer Archipelago, located West of the Antarctic Peninsula (WAP), is presented. The used information was extracted from the ERA5 reanalysis. Air Temperature (Ta), Total Precipitation (TP) and Sea Surface Temperature (SST) showed a general increase over the last 40 years in the study region. The highest increase of Ta, TP and SST values were recorded north of Gerlache Strait, followed by Bismarck Strait. It was evidenced that Sea Ice Cover (SIC) has decreased mostly north of Palmer Archipelago. The existence of a local differentiation of meteo-marine conditions around the Palmer Archipelago was identified. The climatology of five reference points in the region showed more visible differences during the austral winter in Ta and SIC, these were appreciated during the austral summer in SST and a bimodal behavior was recorded in Pr. The rate of change during the 1979-2018 period for Ta was 0.011 °C/year, for Pr it was 0.008 mm/year, for SST it was 0.004 °C/year and for SIC it was -0.003 fraction/year.

KEYWORDS: Climatology, Trends, Sea ice cover, Gerlache Strait, Bismarck Strait.

INTRODUCCIÓN

El continente antártico ha experimentado cambios de temperatura no homogéneos durante los últimos 30 a 50 años, con calentamiento en algunos sectores de la Antártida occidental y ningún cambio general significativo en la Antártida oriental (IPCC, 2019). La península Antártica ha presentado un calentamiento regional a una tasa que excede las observadas en el resto del mundo (Deppeler y Davidson, 2017; Meredith *et al.*, 2017). Concretamente, al suroeste costero de la isla Anvers, que forma parte del archipiélago de Palmer localizado en el occidente de la península Antártica, en años recientes se ha registrado una reducción de la extensión y persistencia del hielo marino en la zona de Puerto Arthur (Fraser y Hoffman, 2003; Atkinson *et al.*, 2004). Estas variaciones en los factores climáticos, generan la disminución de la abundancia del krill antártico (*Euphausia superba*) de gran importancia en la región (Bernard *et al.*, 2017). Los cambios experimentados también han causado la disminución de poblaciones locales de pingüinos Adelia (*Pygoscelis adeliae*) (Cimino *et al.*, 2019) y lobos finos antárticos (*Arctocephalus gazella*), así como la redistribución de la vegetación y afectación en organismos bentónicos (Cárdenas *et al.*, 2018a).

Diversos autores han realizado investigaciones encaminadas a identificar el impacto de la variación del clima en los ecosistemas del archipiélago de Palmer. La punta Biscoe, por ejemplo, es referencia en estudios paleoecológicos desarrollados con las colonias de pingüinos Adelia, que pueden ser afectados por el calentamiento global (Emslie, 2001; Gorman *et al.*, 2017; Cimino *et al.*, 2019). Park *et al.* (2007) y Day *et al.* (2009) han evaluado la influencia del aumento de la temperatura y de las precipitaciones en el ecosistema analizando los flujos del carbono y el nitrógeno. La bahía Sur, situada en la isla Doumer del archipiélago de Palmer, ha sido base de estudios sobre flora y fauna bentónica (Cárdenas *et al.*, 2016, 2018b; Rovelli *et al.*, 2019), así como de oceanografía y meteorología (Cárdenas *et al.*, 2018a; Villegas *et al.*, 2018) constituyéndose en un diagnóstico de las condiciones actuales y sus variaciones locales. Siendo el archipiélago de Palmer una región de interés científico por la riqueza y variedad de sus ecosistemas, y teniendo en cuenta los importantes cambios en el clima en el sector oeste de la península Antártica (OPA) registrados a causa del calentamiento global (Kerr *et al.*, 2018), así como las diferencias regionales y locales observadas al sur del archipiélago de Palmer, el presente artículo tiene como objetivo describir el comportamiento climatológico de algunos parámetros meteo-marinos de aguas circundantes al archipiélago y su tendencia durante el período 1979-2018. La

INTRODUCTION

The Antarctic continent has gone through non-homogenous temperature changes in the last 30 to 50 years, with warming in some areas of Western Antarctica and no significant general change in eastern Antarctica (IPCC, 2019). The Antarctic peninsula has undergone regional warming at a rate exceeding those observed in the rest of the world (Deppeler and Davidson, 2017; Meredith *et al.*, 2017). Particularly in the southwestern coastal region of the Anvers island, which is part of the Palmer Archipelago located West of the Antarctic peninsula, a decrease has been recorded in the extension and persistence of sea ice in Arthur Harbor in recent years (Fraser and Hoffman, 2003; Atkinson *et al.*, 2004). These variations in climatic factors cause a decrease in the abundance of Antarctic krill (*Euphausia superba*), which is of great importance in the region (Bernard *et al.*, 2017). These changes have also caused a decrease in the local populations of Adelia penguins (*Pygoscelis adeliae*) (Cimino *et al.*, 2019) and Antarctic fur seals (*Arctocephalus gazella*), as well as the redistribution of vegetation and impacts on benthic organisms (Cárdenas *et al.*, 2018a).

Several authors have conducted research oriented towards identifying the impact of climate variations in the ecosystems of the Palmer archipelago. Biscoe Point, for example, is referenced in paleoecological studies conducted on Adelia penguin colonies, which can be affected by global warming (Emslie, 2001; Gorman *et al.*, 2017; Cimino *et al.*, 2019). Park *et al.* (2007) and Day *et al.* (2009) have evaluated the influence of the increase in temperature and precipitations in the ecosystem by analyzing carbon and nitrogen fluxes. The South Bay, located in the Doumer Island of the Palmer archipelago, has been the focus of studies on benthic flora and fauna (Cárdenas *et al.*, 2016, 2018b; Rovelli *et al.*, 2019), as well as on oceanography and meteorology (Cárdenas *et al.*, 2018a; Villegas *et al.*, 2018), thus constituting a diagnostic of current conditions and their local variations. Given that the Palmer archipelago is a region of scientific interest due to the richness and variety of its ecosystems, and considering the significant climate changes in the western sector of the Antarctic peninsula (WAP) caused by global warming (Kerr *et al.*, 2018), as well as the regional and local differences observed in the South of Palmer archipelago, the objective of this article is to describe the climatological behavior of some meteo-marine parameters in the surrounding waters of the archipelago and their tendency during the period between

descripción de variables tales como la Temperatura del aire (Ta), la Precipitación total (Pr), la Temperatura Superficial del Mar (TSM) y la Cobertura de Hielo Marino (CHM) en los últimos 40 años, permitirá tener un panorama de los posibles cambios ocurridos en estas características que servirán como base para futuros trabajos de variabilidad y cambio climático en sectores marinos que convergen en el archipiélago de Palmer. El presente trabajo, junto con los estudios adelantados bajo la Agenda Científica de Colombia en la Antártica 2014-2035, contribuye al conocimiento del OPA, enmarcándose en las prioridades de investigación de la ciencia Antártica descritas por Mahlon *et al.* (2014).

ÁREA DE ESTUDIO

La región de interés para la descripción espacial de las variables meteo-marinas, comprende las aguas enmarcadas en las coordenadas 61-66° S y 61-70° W (Figura 1). Para la descripción temporal, se seleccionaron cinco puntos de referencia que representen geográficamente a las aguas cercanas al archipiélago de Palmer: 1) aguas en el estrecho de Bismarck (64° 54' S y 64° W); 2) aguas en el sector suroeste en el océano del Sur (64° 54' S y 69° W); 3) aguas en el sector noroeste en el océano del Sur (62° S y 69° W); 4) aguas en el pasaje de Drake (62° S y 62° W); y 5) aguas en el estrecho de Gerlache (64° 18' S y 61° 48' W). El archipiélago de Palmer es un conjunto de islas del OPA situadas entre 64°15' S y 62° 50' W. Al occidente del archipiélago se encuentra el océano del Sur; al oriente el estrecho de Gerlache separando al archipiélago de la costa Danco; al sur se encuentra el estrecho de Bismarck; al norte el estrecho de Bransfield, conformado por aguas del estrecho de Gerlache, del mar de Bellingshausen y del mar de Weddell (Vázquez y Tenorio, 2016). El estrecho de Gerlache mide aproximadamente 190 km de largo, 8 km de ancho y su profundidad varía entre 220 m en el sector

1979 and 2018. The description of variables such as Air Temperature (Ta), Total Precipitation (TP), Sea Surface Temperature (SST), and Sea Ice Coverage (SIC) in the last 40 years will allow having an overview of the possible changes in these characteristics, which will serve as the basis for future research on variability and climate change in marine sectors converging in the Palmer archipelago. This work, together with the studies carried out under the Colombian Scientific Agenda for the Antarctica 2014-2035, contributes to the knowledge of the WAP within the framework of the scientific research priorities for the Antarctica described by Mahlon *et al.* (2014).

STUDY AREA

The region of interest for the spatial description of the meteo-marine variables comprises the waters within coordinates 61-66° S and 61-70° W (Figure 1). For the temporal description, five reference points were selected which geographically represent the waters in the vicinity of Palmer archipelago: 1) waters in the Bismarck strait, 64° 54' S and 64° W; 2) waters in the southwestern sector of the Southern Ocean, 64° 54' S and 69° W; 3) waters in the northwestern sector of the Southern Ocean, 62° S y 69° W; 4) waters at Drake Passage, 62° S y 62° W; and 5) waters in the Gerlache strait, 64° 18' S y 61° 48' W. The Palmer archipelago is a group of islands in the WAP, located between 64°15' S and 62° 50' W. To the west of the archipelago is the Southern Ocean; to the east is the Gerlache strait, which separates the archipelago of Danco coast; to the south is the Bismarck strait; and to the north is the Bransfield strait, formed by waters of the Gerlache strait, the Bellingshausen Sea, and the Weddell Sea (Vázquez and Tenorio, 2016). The Gerlache strait is approximately 190 km long, 8 km wide, and its depth varies between 220 m in the western

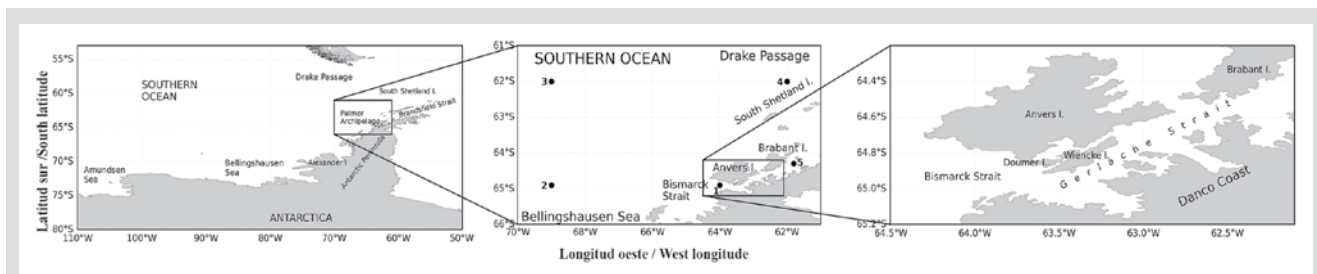


Figura 1. Ubicación del área de estudio y de los puntos de referencia. 1) Aguas en el estrecho de Bismarck (64° 54' S y 64° W). 2) Aguas en el sector suroeste en el océano del Sur (64° 54' S y 69° W). 3) Aguas en el sector noroeste en el océano del Sur 62° S y 69° W. 4) Aguas en el pasaje de Drake 62° S y 62° W. 5) Aguas en el estrecho de Gerlache 64° 18' S y 61° 48' W.

Figure 1. Location of the study area and the reference points. 1) Waters in the Bismarck strait, (64° 54' S and 64° W). 2) Waters in the southwestern sector of the Southern Ocean, (64° 54' S and 69° W). 3) Waters in the northwestern sector of the Southern Ocean, (62° S and 69° W). 4) Waters at Drake Passage (62° S and 62° W). 5) Waters in the Gerlache strait, (64° 18' S and 61° 48' W).

occidental y 1300 m en el oriental (Canals *et al.*, 1998). Entre las islas que conforman al archipiélago de Palmer están las montañosas Anvers y Brabante (Griffith, 1988; Barcena *et al.*, 2005) situadas al oeste del estrecho de Gerlache y las islas Wiencke y Doumer al sur del estrecho de Gerlache, estando la última al norte del estrecho de Bismarck.

El clima de la región está influenciado por las elevaciones topográficas que actúan como barrera ante la circulación troposférica de dirección occidente-oriente, resultando un tipo de clima marítimo en el occidente y más seco y frío en el oriente. King *et al.* (2003) describen que el OPA está influenciado por las bajas presiones del mar de Amundsen-Bellingshausen (ABSL, por sus siglas en inglés), y por un flujo noroccidental que trae masas de aire más cálidas desde las latitudes medias a través de sistemas de escala sinóptica, obteniendo un ciclo anual de *Ta* similar al de regiones marítimas. El archipiélago de Palmer es más frío que las islas Shetland del Sur, es la zona más húmeda del Antártico, altamente glaciada, con glaciares conectados a tierra por debajo del nivel del mar. La costa Danco presenta un clima ligeramente más frío, y es el más seco en el área de estudio, con menos de la mitad de la Pr del archipiélago de Palmer pero también es marcadamente glaciada (Griffith y Anderson, 1989). Los sistemas de presión que se mueven a lo largo de la costa OPA desde el mar de Amundsen en sentido nororiente, llevan gran cantidad de humedad disponible para la precipitación, haciendo que ésta sea la parte más húmeda de la Antártida. La Pr anual promedio más alta en toda la Antártida ha sido registrada en la bahía Dallmann, localizada entre las islas Brabante y Anvers (Dewar, 1967). La lluvia y la llovizna son comunes, excepto durante los meses más fríos del invierno, pero la nieve y aguanieve son los principales componentes de la Pr anual, la cual está relacionada con el paso de sistemas de tormentas ciclónicas desde el mar de Bellingshausen, aparentemente cada tres semanas durante todo el año (Rundle, 1971). Al cesar las tormentas, inician los fuertes vientos del oriente y oriente-nororiente, trayendo grandes cantidades de Pr. Los vientos catabáticos son violentos y también frecuentes en las bahías más grandes de la costa de Danco. Estos provocan la ruptura y dispersión de hielo marino e icebergs dentro de las bahías. Los icebergs se forman anualmente en el otoño austral, a finales de marzo o principios de abril, cuando por ser un hielo aún delgado y débilmente anclado a la orilla, es susceptible a la destrucción por tormenta o viento catabático (Krebs, 1983). La circulación en la región supone un fuerte enlace entre los estrechos y mares adyacentes. Desde el estrecho de Bismarck, dominado por el Circumpolar Deep Water (CDW) modificado (Torres *et al.*, 2020), las aguas se introducen al estrecho de Gerlache. Seguidamente, del

sector and 1300 m in the eastern one (Canals *et al.*, 1998). Among the islands that constitute the Palmer archipelago are the mountainous Anvers and Brabante (Griffith, 1988; Barcena *et al.*, 2005), located west of the Gerlache strait and the Wiencke and Doumer islands south of the Gerlache strait, with Doumer island situated north of the Bismarck strait.

The region's climate is influenced by topographic elevations that act as a barrier against west-east tropospheric circulation, resulting in a maritime type of climate in the west and colder and drier one in the east. King *et al.* (2003) state that the WAP is influenced by the Amundsen-Bellingshausen Sea low pressures (ABSL) and by a northwestern flow that brings warmer air masses from the mid-latitudes through synoptic scale systems, obtaining an annual *Ta* cycle similar to that of maritime regions. The Palmer archipelago is colder than the South Shetland islands. It is the most humid area of the Antarctic, highly glaciated, with glaciers connected to land underneath sea level. Danco coast has a slightly colder weather, and it is the driest in the study area, with less than half the TP of the Palmer archipelago, but also remarkably glacial (Griffith and Anderson, 1989). The pressure systems moving northeast along the WAP coast from the Amundsen Sea carry a high humidity available for precipitation, thus making it the most humid part of Antarctica. The highest average annual TP in the whole Antarctica has been recorded at Dallmann bay, located between the Brabante and Anver islands (Dewar, 1967). Rainfalls and drizzles are common, except during the coldest months of winter, but snow and sleet are the main components of the annual TP, which is related to the passage of cyclonic storms from the Bellingshausen Sea, apparently every three weeks during the whole year (Rundle, 1967). When the storms cease, strong winds from the east and east-northeast begin, bringing large amounts of TP. Katabatic winds are violent and also frequent in the largest bays of Danco coast. These cause the rupture and dispersion of sea ice and icebergs within the bays. Icebergs are formed annually in the southern autumn, at the end of March or beginning of April, when, since they are ice that is still thin and loosely anchored to the shore, they are susceptible to being destroyed by storms or katabatic winds (Krebs, 1983). Circulation in the region suggests a strong connection between the straits and their neighboring seas. From the Bismarck strait, dominated by the modified Circumpolar Deep Water (CDW) (Torres *et al.*, 2020), the waters enter the Gerlache strait. Next, from the Gerlache strait, the waters head north to the Bransfield strait, where

estrecho de Gerlache las aguas se dirigen al norte, al estrecho de Bransfield, donde convergen con el agua proveniente del mar de Weddell (Gordon y Nowlin, 1978). En el occidente de Gerlache, la débil corriente superficial de Bellingshausen fluye al nororiente (Mandelli y Burkholder, 1966). De acuerdo con Amos *et al.* (1990) y Niiler e Illeman (1990), un flujo superficial de aguas cercanas a la costa de la isla Brabante se dirige hacia el norte y entra al suroccidente del estrecho de Bransfield. Sin embargo, la circulación en esta región es compleja y probablemente tiene variaciones estacionales, así como se ha visto en el flujo superficial occidental del sector (Stein, 1982), y el flujo del mar de Weddell hacia el estrecho de Bransfield (Capella *et al.*, 1992; Hofmann *et al.*, 1992). La columna de agua típica del estrecho de Gerlache consiste en una capa superior de Agua Transicional del mar de Bellingshausen (TBW), una capa en el fondo de Agua Transicional del mar de Weddell (TWW) e intrusiones intermedias tanto del occidente como del oriente del CDW. El agua TBW en el estrecho de Gerlache es más fría que en el de Bransfield debido a la influencia de los aportes de agua dulce de los glaciares locales (García *et al.*, 2002). El sistema de agua dulce resultante de la interacción aire-hielo marino influye en las propiedades del agua en la capa de mezcla superficial, repercutiendo en la estratificación del océano superior y los ecosistemas de la región (Meredith *et al.*, 2010).

MATERIALES Y METODOLOGÍA

Variables meteo-marinas alrededor del archipiélago de Palmer

Los campos y series mensuales de Temperatura del aire (T_a , °C), Temperatura Superficial del Mar (TSM, °C), Velocidad del Viento (V_v , m/s), Dirección del Viento (D_v , grados), Precipitación Total (Pr, mm) y fracción de Cobertura de Hielo Marino (CHM, 0:1) para 1979-2018, fueron extraídos de la quinta generación de reanálisis ERA-Interim (ERA5) (Hersbach *et al.*, 2019) del European Centre for Medium-Range Weather Forecasts (ECMWF). ERA5 es el último reanálisis climático producido por ECMWF, que proporciona datos de una gran cantidad de variables climáticas atmosféricas, terrestres y oceánicas. ERA5 incluye información sobre incertidumbres para todas las variables en resoluciones espaciales y temporales reducidas, que son accesibles libremente bajo la License to Use Copernicus Products (v 1.2) desde el Climate Data Store (CDS) a través del Copernicus Climate Change Service (C3S, 2017). Varios estudios han realizado intercomparaciones de los distintos conjuntos de datos de reanálisis y han llegado a la conclusión de que los datos ERA-Interim son los mejores para

they converge with the water from the Weddell Sea (Gordon and Nowlin, 1978). In the western Gerlache, the weak Bellingshausen surface current flows northeast (Mandelli and Burkholder, 1966). According to Amos *et al.* (1990) and Niiler and Illeman (1990), a superficial flow of waters near the coast of Brabante island heads north and enters the Bransfield strait by the southwest. However, circulation in this region is complex and probably has seasonal variations, as has been seen in the surface flow of the area (Stein, 1982) and the flow of the Weddell Sea towards the Bransfield strait (Capella *et al.*, 1992, Hofmann *et al.*, 1992). The typical water column of the Gerlache strait consists of an upper layer of Transitional Bellingshausen Water (TBW), a bottom layer of Transitional Weddell Water (TWW), and intermediate intrusions from both the west and the east of the CDW. TBW in the Gerlache strait is colder than in the Bransfield strait due to the freshwater contributions of the local glaciers (García *et al.*, 2002). The freshwater system resulting from the air-sea ice interaction influences the water properties on the surface mixed layer, affecting the stratification of the upper ocean and the region's ecosystems (Meredith *et al.*, 2010).

MATERIALS AND METHODOLOGY

Meteo-marine variables around the Palmer archipelago

The fields and monthly series of Air Temperature (T_a , °C), Sea Surface Temperature (SST, °C), Wind Speed (WS, m/s), Wind Direction (WD, degrees), Total precipitation (TP, mm), and Sea Ice Coverage fraction (SIC, 0;1) for 1979-2018 were extracted from the fifth ERA-Interim (ERA5) reanalysis generation (Hersbach *et al.*, 2019) of the European Center for Medium-Range Weather Forecasts (ECMWF). ERA5 is the last climate reanalysis produced by ECMWF, which provides data for a large number of atmospheric, terrestrial and oceanic climatic variables. ERA5 includes information on uncertainties for all variables in reduced spatial and temporal resolutions, which are open-access under the License to Use Copernicus Products (v 1.2) from the Climate Data Store (CDS) through the Copernicus Climate Change Service (C3S, 2017). Several studies have performed intercomparisons of the different reanalysis data sets and have arrived to the conclusion that ERA-Interim data are the best at representing the recent Antarctic climate (Turner *et al.*, 2019). Giusti (2021) describes ERA5 in detail, disclosing its coverage and quality of information. The variables extracted from ERA5 for the five points in the waters neighboring Palmer

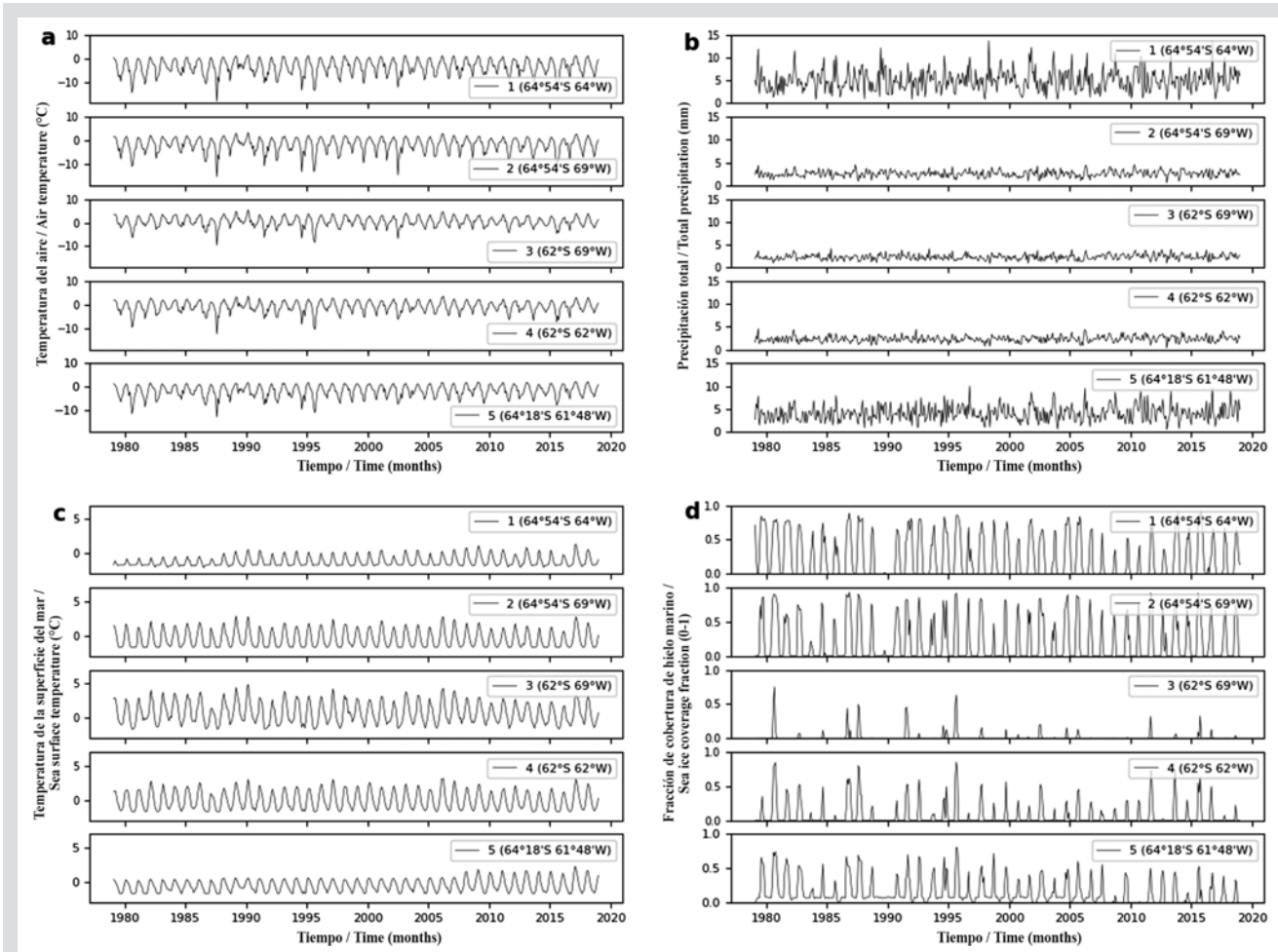


Figura 2. Series de tiempo mensuales 1979–2018 extraídas del ERA5 para cinco puntos en aguas alrededor del archipiélago de Palmer. a) Temperatura del aire (T_a , °C). b) Precipitación Total (TP, mm). c) Temperatura Superficial del Mar (TSM, °C). d) Cobertura de Hielo Marino (CHM, 0:1).

Figure 2. Monthly time series 1979–2018 extracted from ERA5 for five points in the waters around the Palmer archipelago. a) Air temperature (T_a , °C). b) Total Precipitation (TP, mm). c) Sea Surface Temperature (SST, °C). d) Sea Ice Coverage (SIC, 0:1).

representar el clima antártico reciente (Turner *et al.*, 2019). En Giusti (2021) se describe detalladamente a ERA5, dando a conocer la cobertura y calidad de su información. Las variables extraídas del ERA5 para los 5 puntos en las aguas adyacentes al archipiélago de Palmer (Figura 1) son series mensuales desde 1979 hasta el 2018 (Figura 2).

Para la descripción de su comportamiento anual, se calculó la climatología base 1979–2018. Para este mismo período, se eliminó la estacionalidad de las series y se calculó tanto la tendencia lineal multianual como las tendencias decadales (con nivel de confianza de 95%) en los períodos 1981–1990, 1991–2000 y 2001–2010. La visualización espacial de los campos de las variables extraídas del reanálisis ERA5 se realizó con la aplicación del método de interpolación kriging (Paulson y Ragkousis, 2015), utilizando el variograma Gaussiano, con un rango de 0,3 y anisotropía 0,2, obteniendo

archipiélago (Figure 1) are monthly series from 1979 until 2018 (Figure 2).

To describe the annual behavior, the climatology of the 1979–2018 period was calculated. For the same period, the seasonality of the series was eliminated, and both the multiannual linear trend and the decadal trends (with 95% confidence level) were calculated for the 1981–1990, 1991–2000, and 2001–2010 periods. The horizontal spatial visualization of the variables extracted from ERA5 reanalysis was performed by applying the kriging interpolation method (Paulson and Ragkousis, 2015), using the Gaussian variogram with a 0.3 range and 0.2 anisotropy, obtaining a $0.1^\circ \times 0.1^\circ$ grid. The multiyear annual average of the horizontal fields was calculated to review the current state of the meteo-marine conditions in the study region, and the difference between the fields of the last and first

una malla de $0,1^{\circ} \times 0,1^{\circ}$. Se calculó el promedio anual multianual de los campos horizontales para revisar el estado actual de las condiciones meteo-marinas en la región de estudio y se obtuvo la diferencia entre los campos del último y primer año de la ventana de análisis a fin de identificar espacialmente los sectores donde se registraron cambios en las variables durante 40 años. Los cálculos y gráficas se realizaron en Python versión 3.7 (Beazley y Van Rossum, 1999).

RESULTADOS

Promedio anual multianual y climatología de variables meteo-marinas

La distribución espacial del promedio anual multianual 1979-2018 de la Ta (Figura 3a) muestra isotermas latitudinales desde el sector noroccidental del área de estudio paralelas al archipiélago de Palmer hasta 64° S. Los valores altos de Ta ($1,59^{\circ}\text{C}$) se localizan en el sector marino noroeste y los bajos en el sector continental sureste sobre la península Antártica llamada Tierra de Graham ($-13,18^{\circ}\text{C}$). Al suroeste, cerca del mar de Bellingshausen, la Ta es de $-3,0^{\circ}\text{C}$ mostrando un fuerte gradiente longitudinal en el sur de la región. Alrededor de la isla Anvers, se ubican isotermas de $-5,0^{\circ}\text{C}$, y al norte de la isla Brabante se presentan Ta de $-3,0^{\circ}\text{C}$, evidenciando diferencias locales entre el norte ($64^{\circ} 20' \text{S}$) y sur (65°S) del archipiélago. También se aprecian diferencias entre el oeste (Ta promedio $-2,5^{\circ}\text{C}$) y el este (isotermas alrededor de $-7,0^{\circ}\text{C}$) del archipiélago. La distribución espacial de Ta es coherente con el desplazamiento de los vientos. En la Figura 3b, se aprecia al noroeste de la región de estudio, al viento de predominancia noroeste con una intensidad mayor a 9 m/s , que transporta masas de aire cálidas conservando su dirección hasta los 64° S. Allí, sobre el archipiélago de Palmer y el este de la región, se centra un núcleo de vientos de baja intensidad impidiendo que el aire cálido occidental se mezcle con el polar, manteniendo más frío a los sectores del este. A partir de 64° S, entre 64° y 70° W, la dirección del viento se torna sur, llevando masas de aire del noroeste hacia el mar de Bellingshausen con menores velocidades.

En la distribución de isolíneas de TSM (Figura 3c), como era de esperarse, se observa mayor homogeneidad en la región, dada la inercia de esta variable en comparación con la Ta. Se aprecia que los valores disminuyen desde el noroeste con $1,94^{\circ}\text{C}$, hacia el sureste, donde llega a $-1,58^{\circ}\text{C}$ en el estrecho de Gerlache y a $-1,82^{\circ}\text{C}$ al sur de la costa de Danco y la bahía Dallman. En el oeste y norte de la isla Brabante la TSM registrada es $-1,08^{\circ}\text{C}$, y al occidente y sur de la isla Anvers es $-0,98^{\circ}\text{C}$.

year of the analysis window was obtained in order to spatially identify the sectors where changes in the variables were recorded during these 40 years. The calculations and graphs were made on Python, version 3.7 (Beazley and Van Rossum, 1999).

RESULTS

Multi-year annual average and climatology of meteo-marine variables

The spatial distribution of the 1979-2018 multi-year annual average for Ta (Figure 3a) shows latitudinal isothermals from the northwestern sector of the study area, parallel to the Palmer archipelago up to 64° S. High Ta values (1.59°C) are located in the northwestern marine sector and the lower ones in the southwestern continental sector on the Antarctic peninsula called Graham Land (-13.18°C). To the southwest, near the Bellingshausen Sea, the Ta is -3.0°C , showing a strong longitudinal gradient in the South of this region. Around the Anvers island are isothermals of -5.0°C , and, north of the Brabante island, there is a Ta of -3.0°C , which constitutes evidence of local differences between the North ($64^{\circ} 20' \text{S}$) and the South (65°S) of the archipelago. Differences between the West (average Ta of -2.5°C) and the East (isothermals around -7.0°C) of the archipelago are also observed. The spatial distribution of Ta is coherent with wind displacement. In Figure 3b, to the northwest of the study region, a predominantly northwest wind is observed with an intensity greater than 9 m/s , which transports warm air masses, maintaining its direction up to 64° S. There, over the Palmer Archipelago and the East of the region, a nucleus of low intensity winds is located, preventing the warm western air from mixing with the polar, keeping the eastern sectors colder. Starting at 64° S, between 64° and 70° W, the wind turns southward, taking northwestern air masses to the Bellingshausen Sea at lower speeds.

In the SST isolines distribution (Figure 3c), as expected, a greater homogeneity is observed in the region, given the inertia of this variable in comparison with Ta. It is noted that values decrease from the northwest, with 1.94°C , towards the southeast, where they reach -1.58°C at the Gerlache strait and -1.82°C in the South of Danco coast and Dallmann bay. In the west and north of the Brabante island, the recorded SST is -1.08°C , and it is -0.98°C to the west and south of Anvers island.

Additionally, to corroborate these differences from a temporal perspective, the climatological behavior of Ta,

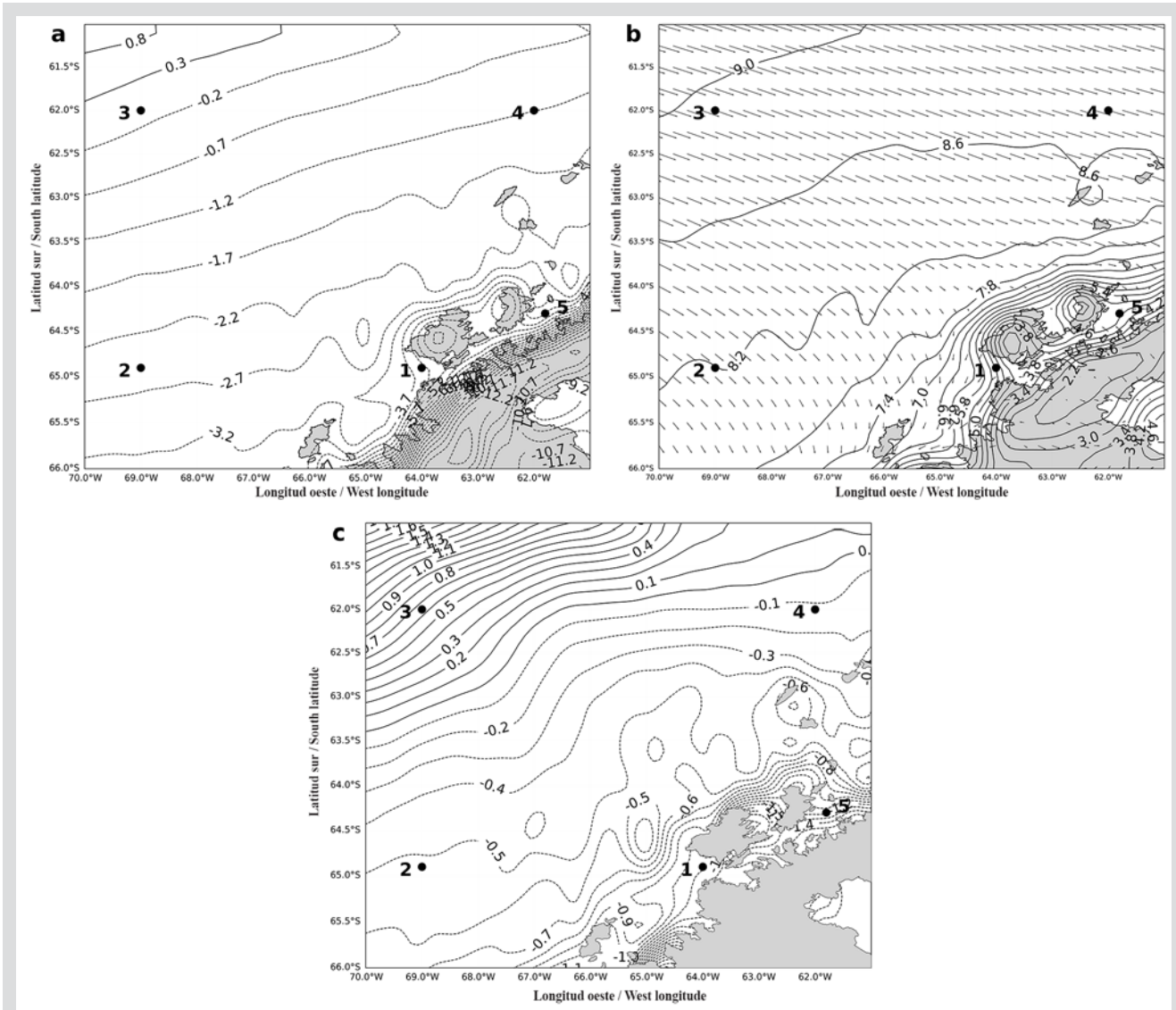


Figura 3. Promedio anual multianual 1979–2018 de T_a ($^{\circ}\text{C}$), V_v (m/s) y TSM ($^{\circ}\text{C}$) alrededor del archipiélago de Palmer. 1-5: puntos de referencia para descripción temporal de variables meteo-marinas en aguas adyacentes al archipiélago de Palmer. a) Temperatura del aire (T_a , $^{\circ}\text{C}$). Intervalo isotermas $0,5^{\circ}\text{C}$. b) Viento (V_v , m/s). Intervalo isotacas $0,4$ m/s. c) Temperatura Superficial del Mar (TSM, $^{\circ}\text{C}$). Intervalo isotermas $0,1^{\circ}\text{C}$.

Figure 3. 1970–2018 multi-year annual average of T_a ($^{\circ}\text{C}$), WS (m/s), and SST ($^{\circ}\text{C}$) around the Palmer Archipelago. 1-5: reference points for temporal description of meteo-marine variables in the waters neighboring the Palmer Archipelago. a) Air temperature (T_a , $^{\circ}\text{C}$). Isotherm interval 0.5°C . b) Wind Speed (WS, m/s). Isotach interval 0.4 m/s. c) Sea Surface Temperature (SST, $^{\circ}\text{C}$). Isotherm interval 0.1°C .

Para corroborar estas diferencias también desde el punto de vista temporal se presenta el comportamiento climatológico de T_a , Pr, TSM y CHM del período base 1979–2018 en cinco puntos de referencia seleccionados para las aguas adyacentes al archipiélago (Figura 4) y se muestra la estadística descriptiva de esta climatología (Tabla 1). La climatología de la T_a (Figura 4a) presenta un comportamiento acorde con la estacionalidad de las latitudes australes, con valores altos durante el verano (DEF) y bajos durante el invierno (JJA). Se destaca la diferencia entre los valores altos de T_a del punto 3 (sector noroeste de la región de estudio en el océano del Sur

TP, SST, and SIC is shown for the 1979–2018 base period at five selected reference points for the waters surrounding the archipelago (Figure 4), and the descriptive statistics of this climatology are presented (Table 1). The climatology of T_a (Figure 4a) shows a behavior in accordance with the seasonality of the southern latitudes, with high values during summer (DJF) and low ones during the winter (JJA). A difference is highlighted between high T_a values at point 3 (northwestern sector of the study region in the Southern Ocean, with an average of 0.39°C) with respect to the low values of point 1 (Bismarck strait with an average of

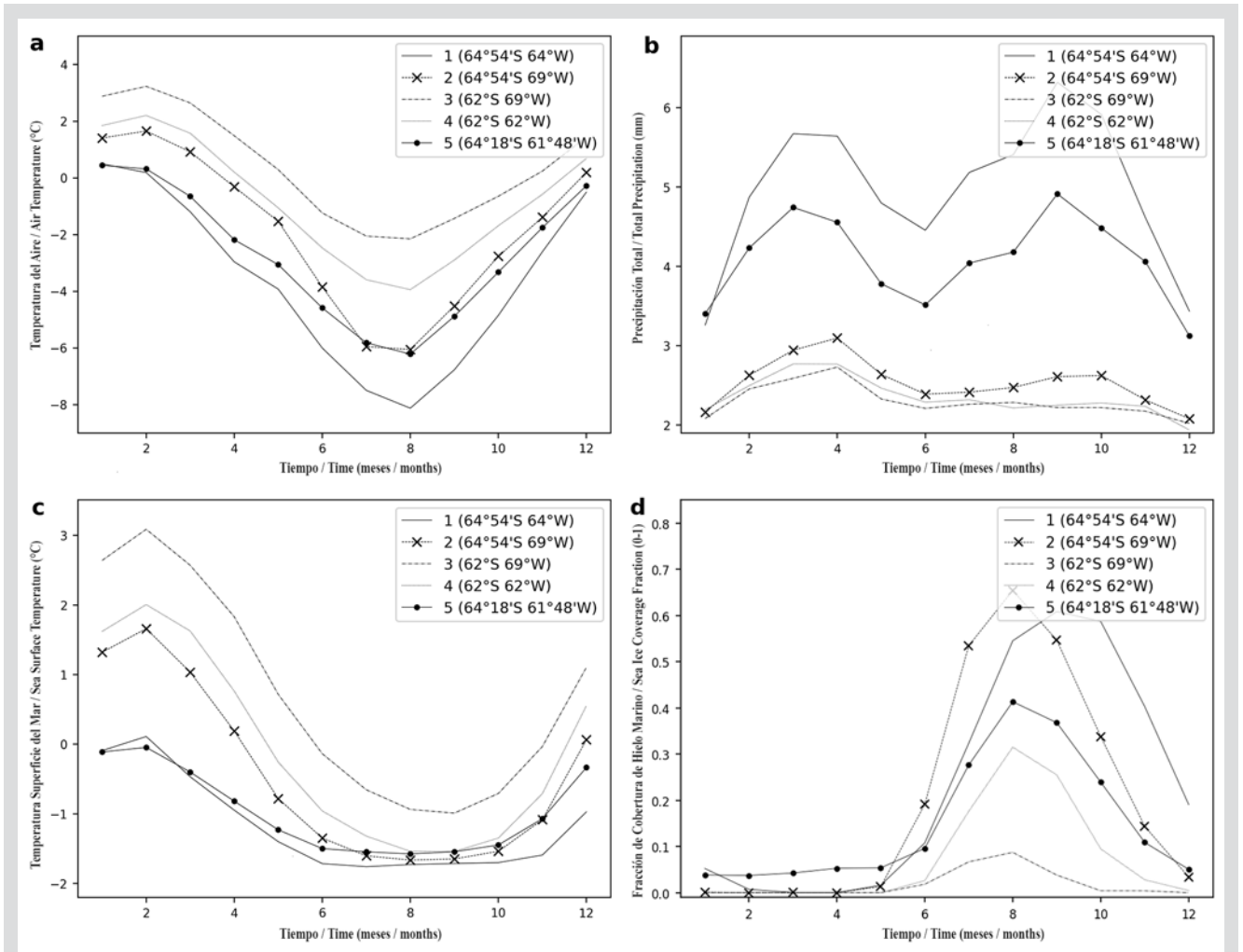


Figura 4. Comportamiento climatológico del período base 1979-2018 de T_a ($^{\circ}\text{C}$), Pr (mm), TSM ($^{\circ}\text{C}$) y CHM (0:1) en cinco puntos de referencia en aguas alrededor del archipiélago de Palmer. a) Temperatura del aire (T_a , $^{\circ}\text{C}$). b) Precipitación Total (Pr , mm). c) Temperatura Superficial del Mar (TSM , $^{\circ}\text{C}$). d) Cobertura de hielo marino (CHM , fracción de área 0:1).

Figure 4. Climatic behavior of the 1979-2018 base period of T_a ($^{\circ}\text{C}$), TP (mm), SST ($^{\circ}\text{C}$), and SIC (0:1) at five reference points in the waters around the Palmer archipelago. a) Air temperature (T_a , $^{\circ}\text{C}$). b) Total Precipitation (TP , mm). c) Sea Surface Temperature (SST , $^{\circ}\text{C}$). d) Sea Ice Coverage (SIC , 0:1 area fraction).

con promedio de $0,39^{\circ}\text{C}$), con respecto a los valores bajos del punto 1 (estrecho de Bismarck con un promedio de $-3,64^{\circ}\text{C}$). Los puntos 1 y 5, ubicados respectivamente en aguas que bañan al sur y norte del archipiélago, muestran T_a similares (aproximadamente $0,5^{\circ}\text{C}$) solamente en el verano austral (DEF), pero en JJA la diferencia entre los valores mínimos llega a $1,91^{\circ}\text{C}$. La Pr presenta una climatología bimodal, con valores altos en la primavera y el otoño australes (Figura 4b). Se aprecia que la Pr es mayor en los puntos 1 (sur del archipiélago en el estrecho de Bismarck con promedio de $4,96$ mm) y 5 (norte del archipiélago en el estrecho de Gerlache con promedio de $4,09$ mm) y su estacionalidad es más pronunciada que en los puntos 2, 3 y 4 (en los sectores suroeste y noroeste del océano del Sur y el pasaje de Drake respectivamente, con promedio de $2,4$ mm). Este comportamiento se debe a que 2, 3 y 4 se

$-3,64^{\circ}\text{C}$). Points 1 and 5, located in waters of the South and North of the archipelago, respectively, show similar T_a (approximately 0.5°C) only in the southern summer (DJF), but, in JJA, the difference between the minimum values reaches 1.91°C . The TP reports a bimodal climatology, with high values in the southern spring and autumn (Figure 4b). It is observed that the TP is higher at points 1 (south of the archipelago at the Bismarck strait, with an average of 4.96 mm) and 5 (north of the archipelago at the Gerlache strait with an average of 4.09 mm), and its seasonality is more pronounced than at points 2, 3, and 4 (in the southwestern and northwestern sectors of the Southern Ocean and Drake Passage, respectively, with an average of 2.4 mm). This behavior is due to the fact that 2, 3, and 4 are located in offshore marine waters, where the oceanic-atmospheric

localizan en sectores netamente marinos, donde las condiciones oceano atmosféricas que conllevan a precipitaciones son más homogéneas, presentando oscilaciones de Pr más suavizadas. Por otro lado, en 1 y 5 las condiciones se combinan con el efecto de la orografía del archipiélago, logrando mayores precipitaciones durante el año. Se aprecia que los valores de Pr en 1 y 5 son ligeramente mayores en el segundo semestre mostrando la influencia de las elevaciones del archipiélago de Palmer en la época de intensificación de los vientos.

La TSM presenta un comportamiento monomodal, con valores altos en febrero (promedio de 1,37°C). Ocurre enfriamiento durante la primavera, conservando valores negativos (promedio del mínimo en agosto de -1,51 °C) durante los siguientes meses (Figura 4c). Este comportamiento es similar al de Ta, con oscilaciones suavizadas por la inercia en la respuesta del océano ante la dinámica atmosférica. Persiste la diferencia entre valores altos de TSM del punto 3 (sector noroeste de la región de estudio, en el océano del Sur) con promedio de 0,71 °C y el punto 1 (estrecho de Bismarck) con promedio -1,16 °C. Entre el norte del archipiélago de Palmer (punto 5, promedio -0,97 °C) y el sur (punto 1), se observa una ligera diferencia acentuada a finales de primavera e inicio del verano austral. En el invierno austral, los valores de la TSM en todos los puntos son similares, exceptuando el punto 3 localizado al noroeste de la región.

La CHM inicia su aumento en el otoño austral (MAM) llegando a valores cercanos a 0,6 en agosto en el punto 2 (sector suroeste de la región de estudio, en el océano del Sur) y en septiembre en el punto 1 (estrecho de Bismarck) debido a las bajas Ta y TSM. Estos puntos, ubicados en latitudes más altas, no se encuentran tan expuestos a las masas de aire cálidas que llegan desde el noroeste (Figura 3b). Con relación a los puntos 1 y 5, la Pr en meses anteriores al invierno austral aportó a la desalinización de las aguas superficiales, aumentando la velocidad de cubrimiento de hielo marino, aunque con diferencia en la extensión observada en el verano y primavera austral al norte del estrecho de Gerlache (punto 5) donde en agosto alcanza un máximo de CHM de 0,41, siendo menor que en los puntos ubicados al sur (1 y 2). Los puntos 3 y 4 presentan menor CHM, por su localización más al norte de la región de estudio, donde hay mayor influencia de los vientos relativamente más cálidos del noroeste.

Tendencias de las variables meteo-marinas en el período 1979 - 2018

Para identificar espacialmente los cambios ocurridos en la Ta, Pr y TSM durante los 40 años, se presenta en la Figura 5 la diferencia espacial entre los promedios anuales del último

condiciones leading to precipitations are more homogenous, presenting more smoothed TP oscillations. On the other hand, at 1 and 5, the conditions are combined with the effect of the archipelago's orography, thus causing more precipitations during the year. It is observed that TP values at 1 and 5 are slightly higher during the second semester, which shows the influence of the elevations of the Palmer archipelago during the time of wind intensification.

The SST has a unimodal behavior, with high values in February (an average of 1.37 °C). Cooling occurs in spring, maintaining negative values (average of minimum values in August of -1.51 °C) during the following months (Figure 4c). This behavior is similar to that of Ta, with oscillations smoothed due to inertia in the ocean's response to atmospheric dynamics. There is a persistent difference between high SST values at point 3 (northwestern sector of the study region in the Southern Ocean), with an average of 0.71 °C, and point 1 (Bismarck strait), with an average of -1.16 °C. Between the north of Palmer archipelago (point 5, -0.97 °C average) and the south (point 1), a slight difference is observed, which is intensified at the end of spring and the beginning of the southern summer. During the southern winter, SST values at all points are similar, except for point 3, which is located to the northwest of the region.

The SIC begins to increase during the southern autumn (MAM), reaching values close to 0.6 in August at point 2 (southwestern sector of the study region, in the Southern Ocean), and in September at point 1 (Bismarck strait) due to low Ta and SST. These points, located in higher latitudes, are not so exposed to the warm air masses arriving from the northwest (Figure 3b). Regarding points 1 and 5, the TP during the months prior to the southern winter contributed to the desalinization of surface waters, thus increasing the sea ice covering speed, yet with a difference in the extension observed during the southern summer and spring to the north of Gerlache strait (point 5), where a maximum SIC of 0.41 is reached in August, which is lower than those at points located to the south (1 and 2). Points 3 and 4 report a lower SIC due to their location further north of the study region, where there is a greater influence from the relatively warmer northwestern winds.

Trends of meteo-marine variables in the 1979 - 2018 period

To spatially identify the changes in Ta, TP, and SST during these 40 years, Figure 5 presents the spatial difference between the annual averages of the last and first years of observation (2018 and 1979, respectively).

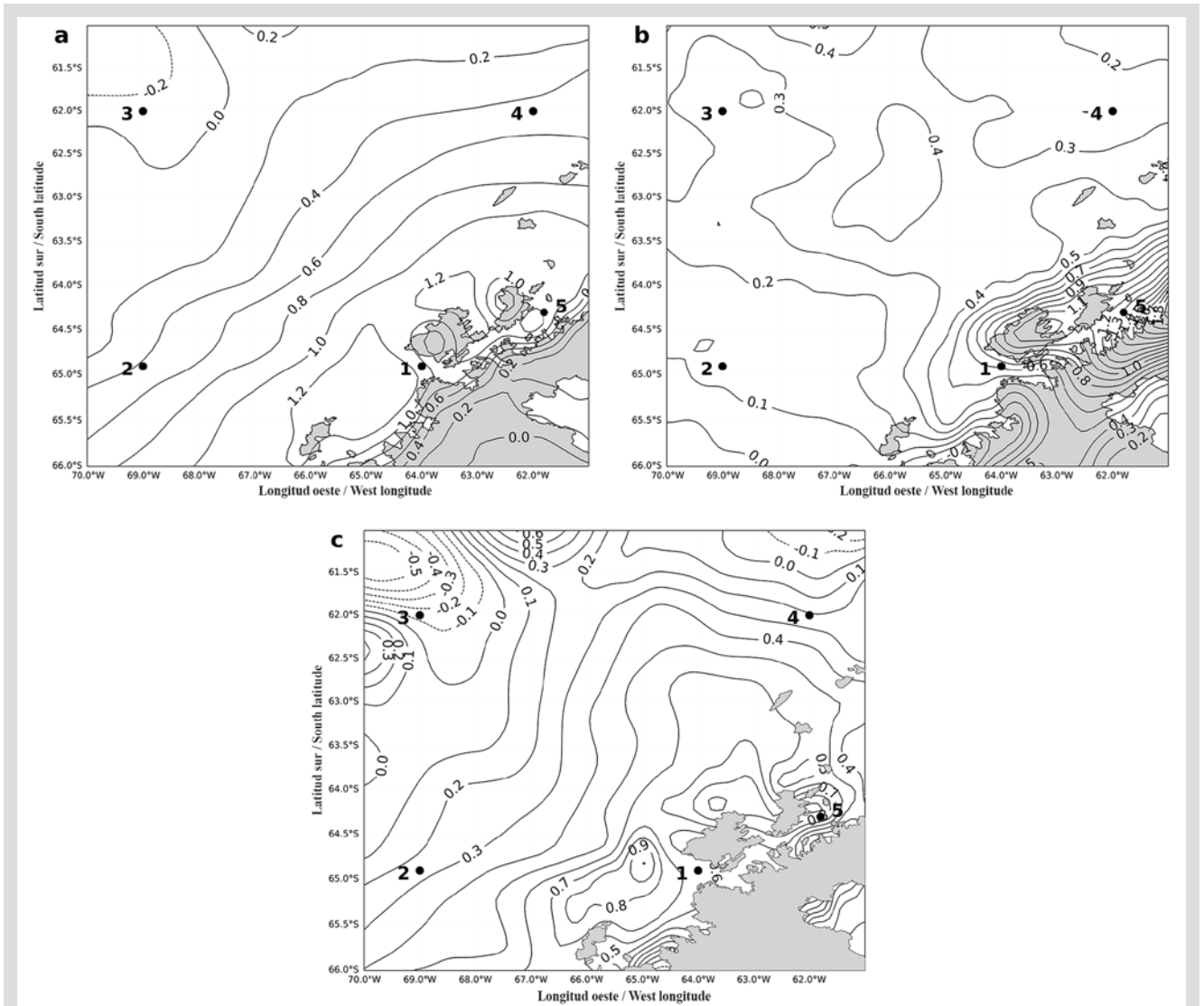


Figura 5. Diferencia entre el promedio anual de 2018 y el promedio anual de 1979 de Ta (°C), Pr (mm) y TSM (°C) alrededor del archipiélago de Palmer. 1-5: puntos de referencia para descripción temporal de variables meteo-marinas en aguas adyacentes al archipiélago de Palmer. a) Temperatura del aire (Ta, °C). Intervalo isotermas 0,2°C. b) Precipitación Total (Pr, mm). Intervalo isoyetas 0,1 mm. c) Temperatura Superficial del Mar (TSM, °C). Intervalo isotermas 0,1°C.

Figure 5. Difference between the annual averages of 2018 and 1979 for Ta (°C), TP (mm), and SST (°C) around the Palmer archipelago. 1-5: points of reference for the temporal description of meteo-marine variables in the waters adjacent to the Palmer archipelago. a) Air temperature (Ta, °C). Isotherm interval 0,2°C. b) Total Precipitation (TP, mm). Isohyet interval 0,1 mm. c) Sea Surface Temperature (SST, °C). Isotherm interval 0,1°C.

y primer año de observación (2018 y 1979 respectivamente). Así mismo, en la Tabla 1 y Figura 6, se presentan las tendencias de estos parámetros en los cinco puntos de referencia a 2018, y en la Tabla 2, se muestran las tendencias decadales 1981-1990, 1991-2000 y 2001-2010. Se pueden apreciar valores positivos de Ta en toda la región (Figura 5a) demostrando que en el 2018 se registró una Ta mayor que en 1979, a excepción del sureste de la región sobre el sector continental en la Tierra de Graham y al noroeste, sobre el océano del Sur, donde el punto 3 presenta una tendencia negativa a 2018 de $-0,002\text{ }^{\circ}\text{C/año}$ (Tabla 1, Figura 6).

Likewise, in Table 1 and Figure 6, the trends of these parameters at the five reference points to 2018 are presented, and, in Table 2, the decade-long trends 1981-1990, 1991-2000 and 2001-2010 are shown. Positive Ta values can be observed throughout the region (Figure 5a), demonstrating that in 2018 a Ta higher than in 1979 was recorded, with the exception of the southeast of the region over the continental sector in Graham Land and the northwest, over the Southern Ocean, where point 3 shows a negative trend to 2018 of $-0.002\text{ }^{\circ}\text{C/year}$ (Table 1, Figure 6).

Con relación a las tendencias decadales (Tabla 2), el punto 3 también se destaca al registrar los menores valores entre los puntos seleccionados, siendo para 1981-1990 una tendencia de 0,13 °C/década, para 1991-2000 de 1,07 °C/década y para 2001-2010 de 0,42 °C/década. Sobre el norte de la isla Anvers se presentan valores positivos alrededor de 1,3°C. Lo mismo ocurre sobre el sur del archipiélago de Palmer en el estrecho de Bismarck, donde se localiza el punto 1, con tendencia positiva a 2018 de 0,021°C/año (Tabla 1, Figura 6), el cual se destaca por presentar la tendencia más alta en 1991-2000 de 1,72 °C/década (Tabla 2). En promedio, el aumento de Ta en la región desde 1979 hasta 2018 fue de 0,47 °C (Figura 5a). La Ta en el punto 5 (norte del archipiélago de Palmer, estrecho de Gerlache) presenta el mayor valor de tendencia a 2018 con 0,024 °C/año (Tabla 1, Figura 6), así mismo como la más alta en el período 2001-2010 con 1,15 °C/década (Tabla 2). Cabe anotar que, en los cinco puntos de referencia, las tendencias decadales siguieron un comportamiento similar, en cuanto a que, en 1981-1990 éstas fueron positivas pero menores comparadas con las de 1991-2000 con valores de aumento elevados, los cuales volvieron a bajar en 2001-2010 (Tabla 2).

Regarding the decadal trends (Table 2), point 3 also stands out for recording the lowest values among the selected points, being for 1981-1990 a trend of 0.13 °C/decade, for 1991-2000 of 1.07 °C/decade, and for 2001-2010 of 0.42 °C/decade. Towards the north of Anvers island, positive values around 1.3 °C are reported. The same occurs in the south of the Palmer archipelago at Bismarck strait, where point 1 is located, with a positive trend to 2018 of 0.021 °C/year (Table 1, Figure 6), which stands out for reporting the highest trend in 1991-2000 (1.72 °C/decade) (Table 2). On average, the Ta increases in the region from 1979 until 2018 was 0.47 °C (Figure 5a). The Ta at point 5 (north of the Palmer archipelago, Gerlache strait) shows the highest trend value towards 2018 (0.024 °C/year) (Table 1, Figure 6), as well as the highest one during the 2001-2010 period, with 1.15 °C/decade (Table 2). It should be noted that, in the five reference points, the decadal trends followed a similar behavior, considering that, in 1981-1990, they were positive but lower in comparison with those of 1991-2000, with elevated increase values that decreased again in 2001-2010 (Table 2).

Tabla 1. Estadística descriptiva de climatologías y resultados de la tendencia lineal multianual (Significativa para el nivel de confianza del 95%) del período 1979–2018 de Ta (°C), Pr (mm), TSM (°C) y CHM (0:1) en los cinco puntos de referencia. 1) Aguas en el estrecho de Bismarck (64° 54' S y 64° W). 2) Aguas en el sector suroeste en el océano del Sur (64° 54' S y 69° W). 3) Aguas en el sector noroeste en el océano del Sur 62° S y 69° W. 4) Aguas en el pasaje de Drake 62° S y 62° W. 5) Aguas en el estrecho de Gerlache (64° 18' S y 61° 48' W).

Table 1. Descriptive statistics of climatologies and results of the multi-annual linear trend (Significant for the 95% confidence level) for 1979-2018 period of Ta (°C), TP (mm), SST (°C), and SIC (0:1) at the five reference points. 1) Waters in the Bismarck strait, 64° 54' S and 64° W. 2) Waters in the southwestern sector of the Southern Ocean, 64° 54' S and 69° W. 3) Waters in the northwestern sector of the Southern Ocean, 62° S and 69° W. 4) Waters at Drake Passage, 62° S and 62° W. 5) Waters in the Gerlache strait, 64° 18' S and 61° 48' W.

Puntos de Referencia / Reference Points		Climatología / Climatology 1979-2018				Tendencia 40 años / 40 year trend 1979-2018	
VARIABLES	No.	Min	Max	Promedio / Average	Amplitud / Amplitude	unidad/año / unit/year	± unidad/año / ± unit/year
Temperatura del aire / Air temperature (Ta, °C)	1	-8.12	0.5	-3.64	8.62	0.021	0.011
	2	-6.05	1.66	-1.85	7.71	0.005	0.011
	3	-2.15	3.23	0.39	5.38	-0.002	0.009
	4	-3.94	2.21	-0.81	6.15	0.008	0.009
	5	-6.21	0.45	-2.66	6.66	0.024	0.008
	Prom. / Avg.	-5.29	1.61	-1.71	6.90	0.011	0.010
Precipitación total / Total precipitation (Pr / TP, mm)	1	3.26	6.32	4.96	3.06	0.010	0.010
	2	2.08	3.1	2.53	1.02	0.005	0.003
	3	2.02	2.73	2.3	0.71	0.007	0.003
	4	1.94	2.77	2.35	0.83	0.007	0.002
	5	3.12	4.91	4.09	1.79	0.013	0.007
	Prom. / Avg.	2.48	3.97	3.25	1.48	0.008	0.005

Puntos de Referencia / Reference Points		Climatología / Climatology 1979-2018				Tendencia 40 años / 40 year trend 1979-2018	
Variables	No.	Min	Max	Promedio / Average	Amplitud / Amplitude	unidad/año / unit/year	± unidad/año / ± unit/year
Temperatura Superficial del Mar / Sea Surface Temperature (TSM / SST, °C)	1	-1.76	0.11	-1.16	1.87	0.014	0.002
	2	-1.66	1.66	-0.45	3.32	-0.001	0.003
	3	-0.99	3.09	0.71	4.08	-0.006	0.005
	4	-1.54	2.01	-0.09	3.55	-0.002	0.003
	5	-1.58	-0.04	-0.97	1.53	0.014	0.002
	Prom. / Avg.		-1.51	1.37	-0.39	2.87	0.004
Cobertura de Hielo Marino / Sea Ice Coverage (CHM / SIC, 0:1)	1	0	0.61	0.24	0.61	-0.0042	0.0016
	2	0	0.75	0.20	0.65	-0.0013	0.0013
	3	0	0.09	0.02	0.09	-0.0007	0.0004
	4	0	0.32	0.08	0.32	-0.0014	0.0009
	5	0.04	0.41	0.15	0.38	-0.0057	0.0009
	Prom. / Avg.		0.01	0.42	0.14	0.41	-0.0027

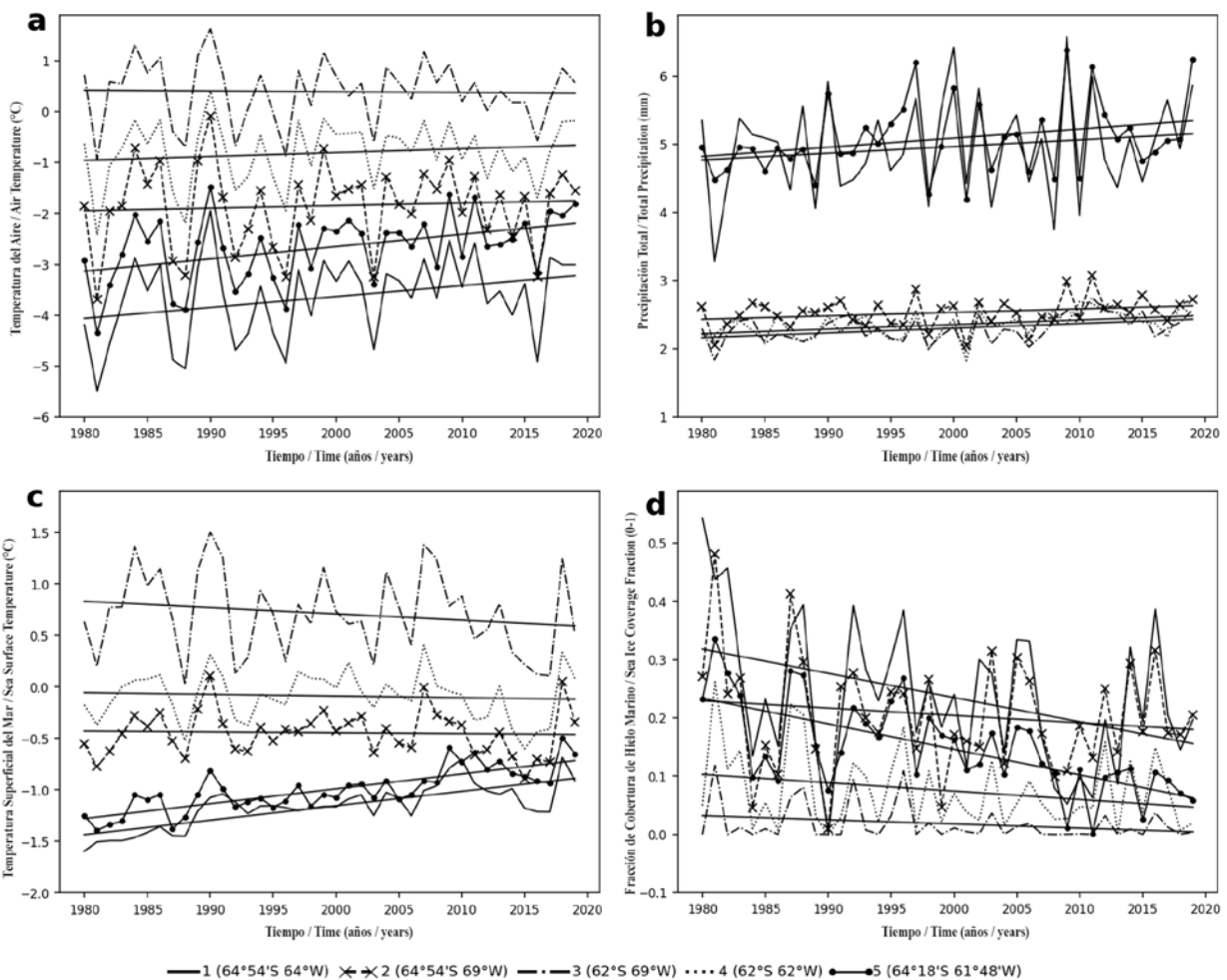


Figura 6. Series de tiempo y tendencia lineal multi-anual del período 1979–2018 de Ta (°C), Pr (mm), TSM (°C) y CHM (0:1) en cinco puntos de referencia en aguas alrededor del archipiélago de Palmer. a) Temperatura del aire (Ta, °C). b) Precipitación Total (Pr, mm). c) Temperatura Superficial del Mar (TSM, °C). d) Cobertura de hielo marino (CHM, fracción de área 0:1).

Figure 6. Time series and linear multi-annual trend for the 1979–2018 period of Ta (°C), TP (mm), SST (°C), and SIC (0:1) at five reference points in the waters surrounding the Palmer archipelago. a) Air temperature (Ta, °C). b) Total Precipitation (TP, mm). c) Sea Surface Temperature (SST, °C). d) Sea Ice Coverage (SIC, 0:1 area fraction).

El aumento de la Ta, conlleva al aumento en Pr, observado en las isoyetas (Figura 5b) y tendencias positivas de Pr en los cinco puntos (Tabla 1, Figura 6), confirmando que Pr en 2018 fue mayor con respecto a 1979. Se observan valores negativos en un sector confinado a 66° S entre 64° 30' W y 65° W. Sobre las islas Anvers y Brabante, el norte del estrecho de Gerlache y la costa oeste de Tierra de Graham, la Pr fue mayor que en los demás sectores (Figura 5b). Los promedios climatológicos de Pr en el estrecho de Gerlache llegan a 4,01 mm y en el de Bismarck a 4,96 mm (Tabla 1). La mayor tendencia se aprecia en el estrecho de Gerlache donde el punto 5 presenta un valor de 0,013 mm/año y le sigue el de Bismarck donde el punto 1 muestra 0,010 mm/año (Tabla 1, Figura 6).

La distribución de las diferencias de TSM entre los promedios anuales de 2018 y 1979 sigue el mismo patrón encontrado en Ta y Pr (Figura 5c). Los valores positivos localizados en toda la región, evidencian el aumento de TSM en los últimos años, excepto en el noroeste y noreste. Se destaca el aumento de TSM en más de 0,5 °C en un amplio sector, desde 62° 30' S hasta el occidente del archipiélago con 0,86 °C de incremento y al norte de Gerlache con 0,76 °C. Incrementos de TSM entre 0,86 °C y 0,96 °C se registran al sur del estrecho de Bismarck extendiéndose hasta 66° S y 66° 30' W. En cuanto a la tendencia de 1979-2018 (Tabla 1, Figura 6) se observa que en el norte (estrecho de Gerlache) y sur (estrecho de Bismarck) del archipiélago de Palmer es positiva, con 0,014 °C/año. La tendencia de TSM al 2018 en los puntos 2, 3 y 4 es ligeramente negativa con -0,001 °C/año, -0,006 °C/año y -0,002 °C/año, respectivamente (Tabla 1, Figura 6), percibiéndose en los últimos años un aumento de uniformidad de valores de TSM en la región, dado el aumento de valores en un sector (aguas más cercanas al archipiélago de Palmer: estrechos de Gerlache y Bismarck) y la leve disminución en el otro (aguas al suroeste y noroeste de la región de estudio sobre el océano del Sur y el pasaje de Drake).

En cuanto a las tendencias decadales, en la Tabla 2 se destaca para 1991-2000 que los puntos 3 y 4 localizados en el océano del Sur presentan un aumento en las tendencias con 0,53 °C/década y 0,56 °C/década respectivamente. Para 2001-2010, los puntos 2, 3 y 4 muestran disminución en sus tendencias, mientras que aumentan en el punto 5 (estrecho de Gerlache) con 0,45 °C/década y en el 1 (estrecho de Bismarck) con 0,4 °C/década. En forma general, la distribución espacial de la diferencia entre los promedios anuales 2018 y 1979 de Ta, Pr y TSM mostrada en el presente trabajo (Figura 5), indica el incremento de estas variables en los últimos 40 años.

The Ta increase leads to an increase in TP, observed in the isohyets (Figure 5 b) and positive TP trends at all five points (Table 1, Figure 6), thus confirming that the TP in 2018 was higher with respect to 1979. Negative values are observed within a sector limited to 66° S between 64° 30' W and 65° W. Over the Anvers and Brabante islands, the north of the Gerlache strait, and the western coast of Graham Land, the TP was higher than in the other sectors (Figure 5b). The climatological TP averages at the Gerlache strait reach 4.01 mm, and, at the Bismarck strait, 4.96 mm (Table 1). The highest trend is observed at the Gerlache strait, where point 5 shows a value of 0.013 mm/year, followed by Bismarck strait, where point 1 reports 0.010 mm/year (Table 1, Figure 6).

The distribution of the SST differences between the annual averages of 2018 and 1979 follows the same pattern found in Ta and TP (Figure 5c). The positive values located throughout the region constitute evidence of the increase in SST in recent years, except in the northwest and northeast. A SST increase by more than 0.5 °C in a wide area is highlighted, which goes from 62° 30' S to the west of the archipelago with a 0.86 °C increase, and to the north of the Gerlache strait with 0.76 °C. SST increases between 0.86 °C and 0.96 °C are recorded to the south of the Bismarck strait, spanning all the way to 66° S and 66° 30' W. Regarding the 1979-2018 trend (Table 1, Figure 6) it is observed that it is positive in the north (Gerlache strait) and south (Bismarck strait) of the Palmer archipelago, with 0.014 °C/year. The SST trend to 2018 at points 2, 3, and 4 is slightly negative, with -0.001 °C/year, -0.006 °C/year, and -0.002 °C/year, respectively (Table 1, Figure 6), with a perceived increase in the uniformity of SST values in the region, given the value increase in one sector (waters closer to the Palmer archipelago: Gerlache and Bismarck straits) and the slight decrease in another one (waters southwest and northwest of the study region on the Southern Ocean and Drake Passage).

Regarding the decadal trends, it is highlighted in Table 2 for 1991-2018 that points 3 and 4, located in the Southern Ocean, to increase in trends with 0.53 °C/decade and 0.56 °C/decade, respectively. For 2001-2010, points 2, 3, and 4 report a decrease in their trends, while these increase at point 5 (Gerlache strait), with 0.45 °C/decade, and at 1 (Bismarck strait), with 0.4 °C/decade. In general, the spatial distribution of the difference between the annual averages of 2018 and 1979 for Ta, TP, and SST shown in this work (Figure 5) indicates an increase in these variables during the last 40 years.

La CHM presenta tendencias negativas en el período 1979-2018, evidenciando una disminución mayor tanto en el estrecho de Bismarck con -0,0042 fracción/año como en el estrecho de Gerlache con -0,0057 fracción/año (Tabla 1 y Figura 6). Con relación a las tendencias decadales (Tabla 2), se destacan nuevamente el sur y norte del archipiélago de Palmer, donde se observa que los valores negativos son mayores en 2001-2010 con -0,29 fracción/década y -0,14 fracción/década respectivamente.

The SIC shows negative trends in the 1979-2018 period, evidencing a higher decrease both at the Bismarck strait, with -0.0042 fraction/year, and at the Gerlache strait, with -0.0057 fraction/year (Table 1 and Figure 6). With respect to the decadal trends (Table 2), the south and north of the Palmer archipelago stand out once again, where it is observed that the negative values are higher in 2001-2010, with -0.29 fraction/decade and -0.14 fraction/decade, respectively.

Tabla 2. Tendencia lineal decadal (Significativa para el nivel de confianza del 95%) de los períodos 1981-1990, 1991-2000 y 2001-2010 de Ta (°C), Pr (mm), TSM (°C) y CHM (0:1) en los cinco puntos de referencia. 1) Aguas en el estrecho de Bismarck 64° 54' S y 64° W. 2) Aguas en el sector suroccidental en el océano del Sur 64° 54' S y 69° W. 3) Aguas en el sector noroccidental en el océano del Sur 62° S y 69° W. 4) Aguas en el pasaje de Drake 62° S y 62° W. 5) Aguas en el estrecho de Gerlache 64° 18' S y 61° 48' W.

Table 2. Linear decadal trend (significant for the 95% confidence level) of the periods 1981-1990, 1991-2000, and 2001-2010 for Ta (°C), TP (mm), SST (°C), and SIC (0:1) at five reference points. 1) Waters in the Bismarck strait, 64° 54' S and 64° W. 2) Waters in the southwestern sector of the Southern Ocean, 64° 54' S and 69° W. 3) Waters in the northwestern sector of the Southern Ocean, 62° S and 69° W. 4) Waters at Drake Passage, 62° S and 62° W. 5) Waters in the Gerlache strait, 64° 18' S and 61° 48' W.

Variables	Décadas / Decades	Tendencias decadales en los puntos de referencia, unidad/década / Decadal trends at reference points, unit/decade					
		1	2	3	4	5	Prom. / Avg.
Temperatura del aire / Air temperature (Ta, °C)	1981-1990	0.86 ± 0.1	0.38 ± 0.1	0.13 ± 0.08	0.28 ± 0.09	0.45 ± 0.09	0.42 ± 0.09
	1991-2000	1.72 ± 0.06	1.46 ± 0.07	1.07 ± 0.07	1.21 ± 0.06	1.31 ± 0.06	1.35 ± 0.06
	2001-2010	1.13 ± 0.06	0.83 ± 0.07	0.42 ± 0.06	0.24 ± 0.05	1.15 ± 0.06	0.75 ± 0.06
	Prom. / Avg.	1.24 ± 0.07	0.89 ± 0.08	0.54 ± 0.07	0.58 ± 0.07	0.97 ± 0.07	0.84 ± 0.07
Precipitación total / Total precipitation (Pr / TP, mm)	1981-1990	-0.06 ± 0.07	0.16 ± 0.01	0.06 ± 0.02	-0.11 ± 0.02	0.34 ± 0.04	0.08 ± 0.03
	1991-2000	0.7 ± 0.08	-0.1 ± 0.03	-0.3 ± 0.02	-0.34 ± 0.02	-0.34 ± 0.03	-0.08 ± 0.04
	2001-2010	0.23 ± 0.1	0.35 ± 0.03	0.42 ± 0.02	0.25 ± 0.02	0.55 ± 0.08	0.36 ± 0.05
	Prom. / Avg.	0.29 ± 0.08	0.14 ± 0.02	0.06 ± 0.02	-0.07 ± 0.02	0.18 ± 0.05	0.12 ± 0.04
Temperatura superficial del mar / Sea surface temperature (TSM / SST, °C)	1981-1990	0.49 ± 0.01	0.33 ± 0.02	0.30 ± 0.05	0.12 ± 0.06	0.35 ± 0.02	0.32 ± 0.03
	1991-2000	0.04 ± 0.006	0.30 ± 0.01	0.53 ± 0.03	0.56 ± 0.01	0.16 ± 0.01	0.32 ± 0.01
	2001-2010	0.4 ± 0.01	0.02 ± 0.02	0.23 ± 0.04	-0.07 ± 0.02	0.45 ± 0.01	0.21 ± 0.02
	Prom. / Avg.	0.3 ± 0.01	0.2 ± 0.02	0.4 ± 0.04	0.2 ± 0.03	0.32 ± 0.01	0.28 ± 0.02
Cobertura de Hielo Marino / Sea Ice Coverage (CHM / SIC, 0:1)	1981-1990	-0.22 ± 0.01	-0.028 ± 0.01	0.012 ± 0.003	-0.06 ± 0.009	-0.09 ± 0.009	-0.08 ± 0.008
	1991-2000	-0.2 ± 0.007	-0.12 ± 0.007	-0.06 ± 0.004	-0.07 ± 0.006	-0.07 ± 0.006	-0.10 ± 0.006
	2001-2010	-0.29 ± 0.009	-0.11 ± 0.009	-0.02 ± 0.001	-0.03 ± 0.004	-0.14 ± 0.006	-0.12 ± 0.006
	Prom. / Avg.	-0.24 ± 0.009	-0.08 ± 0.009	-0.02 ± 0.003	-0.05 ± 0.006	-0.10 ± 0.007	-0.10 ± 0.007

DISCUSIÓN

Las diferencias de Ta descritas en los sectores circundantes a la región de estudio (Figura 3a), corroboran lo afirmado por Thomas y Tetzner (2018), acerca de que la península antártica forma una barrera ante los fuertes vientos del suroeste en la tropósfera inferior, separando el clima marítimo del mar de Bellingshausen del clima continental en el lado del mar de Weddell, lo que hace de esta región una

DISCUSSION

The differences in Ta described for the surrounding sectors of the study region (Figure 3a) corroborate what was stated by Thomas and Tezner (2018), about the fact that the Antarctic peninsula forms a barrier against strong southwestern winds in the lower troposphere, separating the marine climate of the Bellingshausen Sea from the continental climate on the Weddell Sea side, making this

plataforma de observación única para estudiar la interacción climática entre las diferentes latitudes del hemisferio sur. Las diferencias espaciales de la Ta presentadas en este trabajo, confirman lo observado por Carrivick *et al.* (2019) acerca de la influencia de la topografía del sector en las condiciones meteo-marinas a nivel regional. Debido a que la península presenta una meseta con elevaciones de superficie de hielo hasta de 2000 m entre 63° y 67° S, y que más al sur, a los 74° S ésta se eleva a más de 2500 m, la península Antártica está sujeta a climas subpolares en el norte y a condiciones mucho más frías en el sur, presentando, además, oceanografía y meteorología contrastantes entre este-oeste, con grandes cantidades de nieve que llegan al oeste a causa de los vientos.

Con relación a la distribución de las isotacas, la presencia de vientos con menores valores a partir de los 64° S (Figura 3b), podría ser la manifestación recurrente de la fase positiva de la Oscilación Antártica (OAA) que ha mantenido las bajas presiones durante los últimos 40 años según Goodwin *et al.*, (2016). Los valores positivos de OAA (oscilación no estudiada en el presente trabajo) están correlacionados con temperaturas frías sobre gran parte de la Antártida, a excepción de la península, donde prevalecen temperaturas cálidas (Goodwin *et al.*, 2016). Por otra parte, en González *et al.* (2018), se identifica el predominio de cinco patrones de circulación ciclónica sobre la península y, aunque la mayoría son de movimiento zonal de bajas presiones influyentes en las características locales, hay dos de movimientos meridionales norte-sur, que influyen en el comportamiento de las variables meteo-marinas en la región. La distribución espacial multianual de la TSM (Figura 3c), presenta un patrón similar al de la Ta, mostrando diferenciación en las condiciones alrededor del archipiélago de Palmer. Aquí, en forma muy clara se observan valores más bajos al este y sur, en contraste con los del oeste y norte del archipiélago, debido a la topografía local que interviene en los flujos de vientos y características meteo-marinas observadas también en Villegas *et al.* (2018). El comportamiento climatológico de CHM, es acorde con lo esperado como respuesta del agua marina ante la dinámica de Ta, Pr y TSM (Figura 4d), que conlleva a que el hielo marino se forme y derrita estacionalmente (Jaeschke *et al.*, 2017). Así mismo, el promedio de CHM de los cinco puntos seleccionados (0,14 fracción de área) es acorde con lo observado por Herr *et al.* (2019), quienes indicaron que a nivel regional, la tasa de encuentro de ballenas minke antárticas es más baja precisamente en las costas del OPA debido a su menor concentración de hielo marino.

Con relación a las tendencias de la Ta, en el presente trabajo se encontró una marcada variación entre la década

region a unique observation platform to study the climate interaction between the different latitudes in the southern hemisphere. The spatial Ta differences presented in this work confirm what was observed by Carrivick *et al.* (2019) about the influence of the topography of this sector on the meteo-marine conditions at the regional level. Given that the peninsula has a plateau with ice surface elevations of up to 2000 m between 63° and 67° S, and that, further south at 74° S, it rises to more than 2500 m, the Antarctic peninsula is subjected to subpolar climates in the north and much colder conditions in the south, with contrasting oceanography and meteorology between east-west and large amounts of snow reaching the west because of the winds.

Regarding the isotach distribution, the presence of winds with lower values starting at 64° S (Figure 3b) could be the recurring manifestation of the positive phase of Antarctic Oscillation (AAO), which has maintained the low pressures in the last 40 years according to Goodwin *et al.* (2016). Positive AAO values (an oscillation that was not studied in this work) are correlated with cold temperatures in most of Antarctica, with the exception of the peninsula, where warm temperatures prevail (Goodwin *et al.*, 2016). On the other hand, in González *et al.* (2018), the predominance of five cyclonic circulation patterns over the peninsula is identified, and, although most of them are zonal movements of low pressure influencing local characteristics, there are two that present meridional north-south movements, which influence the behavior of meteo-marine variables in the region. The multi-year spatial distribution of SST (Figure 3c) exhibits a pattern similar to that of Ta, showing a differentiation in the conditions surrounding the Palmer Archipelago. Here, lower values are very clearly observed to the east and south, in contrast with those to the west and north of the archipelago, due to the local topography that intervenes in the wind flows and meteo-marine characteristics also observed by Villegas *et al.* (2018). The climatological behavior of SIC agrees with what was expected as a response of seawater to the dynamics of Ta, TP, and SST (Figure 4d), which leads to the formation of sea ice and its seasonal melting (Jaeschke *et al.*, 2017). In the same way, the SIC average of the five selected points (0.14 area fraction) agrees with that observed by Herr *et al.* (2019), who indicated that at the regional level, the Antarctic minke whale sighting rate is lower, precisely on the shores of the WAP, given its lower concentration of sea ice.

As for the Ta trends, in the present work, a marked variation was found between the 1981-1990

1981-1990 comparada con valores altos en 1991-2000, los cuales nuevamente bajaron en 2001-2010. Turner *et al.* (2005) encontraron que en la estación Vernadsky la tasa de aumento de T_a media anual durante 1971-2000 fue menor que durante 1961-1990 y, aunque los períodos de observación son diferentes al del presente trabajo, es clara la necesidad de estudiar a fondo la variabilidad de los parámetros meteorológicos con relación a oscilaciones oceano-atmosféricas de largo período que permitan identificar la razón de este comportamiento. Turner *et al.* (2019), al analizar la T_a de estaciones en la Antártica para el período 1981-2010, encontraron que éstas han experimentado una tendencia positiva en la T_a media anual a lo largo de su registro, siendo la más alta la de Vernadsky, localizada cerca del punto de referencia 1 del presente trabajo (estrecho de Bismarck) el cual, junto con el punto 5 (estrecho de Gerlache) presentaron los valores más altos de tendencia para 1979-2018.

Turner *et al.* (2019) afirman que la variabilidad de la OAA ejerce un gran control de las temperaturas, influyendo en la profundización de la ABSL como resultado de la persistente fase positiva de la OAA en los últimos años. La OAA no es objeto del presente estudio, pero dada su conocida influencia en la región, es imperativo continuar investigando las variables revisadas en los últimos 40 años, y entender además su posible teleconexión con El Niño Oscilación del Sur (ENOS), debido al impacto que puede causar a la dinámica del hielo marino, la física de aguas superficiales y patrones locales de viento en la región, como ha sido revisado por Kim y Ducklow (2016) y Carrasco (2018). Con relación a la diferenciación espacial en el comportamiento de la T_a en la región del OPA, Turner *et al.* (2005) identificaron un marcado calentamiento desde el suroeste de la península Antártica a través de la estación Vernadsky y la punta de la península hasta las islas Shetland del Sur, con una tasa de calentamiento decreciente al norte de Vernadsky. Este aspecto también se apreció en el presente estudio con las tendencias de T_a encontradas, permitiendo corroborar la diferencia local del área de estudio. Lo mismo fue observado por Stastna (2010), quien con series de T_a de estaciones a lo largo de la península Antártica calculó tendencias mostrando que, en la estación Vernadsky al sur del OPA, se alcanzó un valor alto de tendencia de $0,56\text{ }^{\circ}\text{C}/\text{década}$ equivalente a un aumento de $2,97\text{ }^{\circ}\text{C}$ durante 54 años (1950-2003), y un menor aumento en el norte del OPA, en la estación O'Higgins con $0,18\text{ }^{\circ}\text{C}/\text{década}$ correspondiente a $0,77\text{ }^{\circ}\text{C}$ durante 43 años (1961-2003). Turner *et al.* (2005) han observado la asociación entre la circulación atmosférica en la península Antártica y los eventos ENOS (no estudiados en el presente trabajo),

decade compared to the high values of the 1991-2000 decade, which decreased again in 2001-2010. Turner *et al.* (2005) found that, at Vernadsky station, the average annual rate of increase in T_a during 1971-2000 was lower than during 1961-1990, and, even though the observation periods are different to those in this work, there is a clear need to thoroughly study the variability of meteorological parameters in relation to long-period oceanic-atmospheric oscillations that allow identifying the reason for this behavior. While analyzing the T_a of stations in Antarctica for the 1981-2010 period, Turner *et al.* (2019) found that these have experienced a positive trend in the annual T_a average throughout the records, with that of Vernadsky being the highest, which is located near this work's point of reference 1 (Bismarck strait). This point, along with point 5 (Gerlache strait) reported the highest trend values for 1979-2018.

Turner *et al.* (2019) argue that the AAO variability exerts a great control over the temperatures, influencing the deepening of ABSL as a result of the persistent positive phase of the AAO in the last years. The AAO is not an object of study in this work. However, given its known influence on the region, it is imperative to keep investigating the reviewed variables in the last 40 years, as well as to understand their possible teleconnection with the El Niño Southern Oscillation (ENSO), due to the impact it may cause on the sea ice dynamics, the surface waters physics, and local wind patterns in the region, as has been examined by Kim and Ducklow (2016) and Carrasco (2018). With regards to the spatial differentiation in the behavior of T_a in the WAP region, Turner *et al.* (2005) identified a marked warming from the southwest of the Antarctic peninsula, through Vernadsky station and the tip of the peninsula, to the South Shetland islands, with a decreasing warming rate towards the north of Vernadsky. This aspect was also observed in this work with the found T_a trends, which allowed corroborating the local difference of the study area. The same was observed by Stastna (2010), who calculated trends with T_a series along the Antarctic peninsula, showing that, in the southern sector of the WAP corresponding to Vernadsky station, a high trend value of $56\text{ }^{\circ}\text{C}/\text{decade}$ was reached, which is equivalent to a $2.97\text{ }^{\circ}\text{C}$ increase during 54 years (1950-2003), and a lower increase was recorded in the north of the WAP at O'Higgins station with $0.18\text{ }^{\circ}\text{C}/\text{decade}$, corresponding to $0.77\text{ }^{\circ}\text{C}$ during 43 years (1961-2003). Turner *et al.* (2005) have observed the association between atmospheric circulation in the Antarctic peninsula and ENOS events (not studied

anotando que éstos pueden provocar una influencia tropical sobre los cambios climáticos en la región, con eventos cálidos causantes de alta presión sobre el sistema de ABSL, llevando a condiciones frías y forzamiento de vientos del sur sobre la península Antártica, mecanismo que se sugiere ser analizado teniendo en cuenta además otros factores que controlan a la Ta y TSM de la península. Las tendencias negativas de TSM sobre las aguas del océano del Sur (puntos 2 y 3) y del pasaje de Drake (punto 4) en 1979-2018 podrían estar asociadas al efecto analizado por Ferster *et al.* (2018), quienes con observaciones de TSM derivadas de satélites en 1982-2016 e índices de teleconexiones globales, encontraron correlaciones espaciales significativas asociadas con la OAA.

Con respecto a los años posteriores a 1991, Verona *et al.* (2019) presentan resultados de conjuntos de datos observacionales y modelados de TSM luego de la erupción del volcán Pinatubo, mostrando un patrón de calentamiento similar para la península Antártica, aunque con diferencias en la magnitud de las anomalías. La respuesta de calentamiento de TSM frente a la península Antártica comenzó en el primer año después de la erupción y se extendió hasta 1993. Cabe señalar que, aunque el calentamiento en la península Antártica después de la erupción se observó en todos los conjuntos de datos en Verona *et al.* (2019), el calentamiento no es exclusivo de esta región, y que la contribución de la variabilidad climática interna del área de estudio debe tener un continuo y detallado análisis con diferentes conjuntos de datos. El incremento de Ta, Pr y TSM en los últimos 40 años mostrado en el presente trabajo, fue visto también por Szumińska *et al.* (2018), quienes asocian la tendencia al calentamiento de la península en los últimos 50 años al cambio en los patrones de circulación atmosférica del hemisferio sur.

Estudios recientes sobre la CHM señalan cambios regionales marcados tanto en la extensión y concentración del hielo marino antártico, como en las temperaturas del mar cercanas a la superficie en todo el continente antártico. En las tendencias de CHM para los puntos de referencia seleccionados en el presente estudio se evidencian valores negativos (Tablas 1 y 2 y Figura 6d), lo que concuerda con Fogt y Wovrosh (2015), quienes afirman que el sector de los mares de Amundsen-Bellingshausen ha experimentado una disminución en la extensión y la concentración del hielo marino en las últimas décadas, mientras que ocurre lo contrario en el mar de Ross. Lo observado en el presente trabajo confirma lo visto por Moreau *et al.* (2015), quienes estudiando la presencia y abundancia de ciertos grupos de fitoplancton, demostraron que el estrecho de Gerlache está siendo afectado por el retroceso temprano del hielo marino

in the present work), noting that these can cause a tropical influence on climate changes in the region, with warm events causing high pressure upon the ABSL system, thus leading to cold conditions and forcing of the south winds over the Antarctic peninsula, a mechanism whose analysis is advised, while also considering other factors that control the peninsula's Ta and SST. The negative SST trends on the waters of the Southern Ocean (points 2 and 3) and Drake Passage (point 4) in 1979-2018 may be associated with the effect analyzed by Ferster *et al.* (2018), who found significant spatial correlations related to the AAO with SST observations derived from satellites in 1982-2016 and global teleconnection indices.

As for the years following 1991, Verona *et al.* (2019) present the results of observational and modeled SST data sets after the eruption of the Pinatubo volcano, showing a similar warming pattern for the Antarctic Peninsula, although with differences in the magnitude of the anomalies. The SST warming response of the Antarctic Peninsula started in the first year after the eruption and lasted until 1993. It is worth mentioning that, even though the warming in the Antarctic peninsula after the eruption was observed in all data sets in Verona *et al.* (2019), the warming is not exclusive to this region, and the contribution to the internal climate variability of the study area must be subjected to a continuous and detailed analysis with different data sets. The increase in Ta, TP, and SST in the last 40 years shown in this work was also seen by Szumińska *et al.* (2018), who associate the warming trend in the peninsula during the last 50 years to the change in the atmospheric circulation patterns of the southern hemisphere.

Recent studies on SIC indicate marked regional changes both in the extension and concentration of Antarctic sea ice and the sea temperatures close to the surface throughout the Antarctic continent. In the SIC trends for the selected reference points of this study, negative values are evidenced (Tables 1 and 2 and Figure 6d), which agrees with Fogt and Wovrosh (2015), who claim that the area of the Amundsen-Bellingshausen seas has experienced a decrease in the extension and concentration of sea ice in the last decades, while the opposite occurs in the Ross Sea. What was observed in this work confirms what was seen by Moreau *et al.* (2015), who, studying the presence and abundance of certain phytoplankton groups, demonstrated that the Gerlache strait is being affected by the early sea ice retreat and the increase in SST. According to Cook *et al.* (2016), about 90% of the glaciers in the WAP are being reduced, as well as the extension of sea ice and its mean

y el aumento de la TSM. Según Cook *et al.* (2016), cerca de 90% de los glaciares del OPA se está reduciendo, así como la extensión del hielo marino y su duración media, llegando a unos 90 días (Stammerjohn *et al.*, 2012). En Laffin *et al.* (2021) investigando la influencia de los vientos cálidos y secos de föhn en el derretimiento de la superficie de plataformas de hielo en la península Antártica para 1979-2018, encontraron que las tendencias y la evolución de la fusión a largo plazo inducida por föhn son atribuibles a cambios estacionales. Durante los últimos 20 años, la mayor ocurrencia de föhn se presenta en el verano, con una disminución en otoño, invierno y principios de primavera, lo que concuerda con las tendencias decadales de CHM del presente estudio, sobre todo para los puntos al sur y norte del estrecho de Gerlache.

Es claro que la Antártica presenta diferenciación regional en su respuesta al cambio y variabilidad climática, que la península Antártica se destaca por su vulnerabilidad ante estos procesos, sobretodo el OPA, donde además se aprecian diferencias locales y que, de acuerdo con el presente trabajo, sobresale el estrecho de Gerlache en el comportamiento diferencial de sus condiciones meteo-marinas. El clima y la variabilidad climática de la región de estudio es una compleja combinación de factores, desde los vientos de las montañas hasta patrones atmosféricos y oceanográficos de mayores escalas espaciales, y sus tendencias a largo plazo. Existen aún varios vacíos en la comprensión de la respuesta de los sectores marinos que conforman la península Antártica ante la variabilidad y el cambio climático, planteando interrogantes que deberán ser resueltos con la continuidad de los programas de observación e investigación nacionales e internacionales.

CONCLUSIONES

La distribución espacial del promedio anual multianual de variables meteo-marinas del período 1979-2018 indican una diferenciación local entre el norte (estrecho de Gerlache) y sur (estrecho de Bismarck) del archipiélago de Palmer y entre las aguas costeras del oriente (estrecho de Gerlache) y occidente (océano del Sur) del archipiélago. El comportamiento climatológico (1979-2018) de Ta al norte del estrecho de Gerlache y en el de Bismarck es similar durante el verano del sur, pero en invierno puede presentar diferencias, siendo la Ta menor en el estrecho de Bismarck. La Pr es mayor al norte de los estrechos de Gerlache y de Bismarck comparando con la Pr de los otros sectores en mar abierto de la región de estudio. Entre estos dos estrechos, hay una ligera diferencia en la TSM, acentuada desde el verano del sur, cuando la TSM es mayor al norte de Gerlache. Las diferencias

duration, reaching approximately 90 days (Stammerjohn *et al.*, 2012). Laffin *et al.* (2021), conducting research on the influence of the warm and dry föhn winds on the melting of the surface of ice platforms in the Antarctic peninsula for 1979-2018, found that the trends and evolution of long-term fusion induced by föhn can be attributed to seasonal changes; During the last 20 years, the highest occurrence of föhn happens in summer, with a decrease in autumn, winter and early spring, which matches the SIC decadal trends shown in this study, especially for the points located at the south and north of the Gerlache strait.

It is clear that Antarctica shows a regional differentiation in its response to climate change and variability; that the Antarctic Peninsula stands out for its vulnerability to these processes, especially the WAP, where local differences are also observed; and that, according to this research, the Gerlache strait stands out for the differential behavior of its meteo-marine conditions. The climate and climate variability of the study region is a complex combination of factors, from mountain winds to larger spatial-scale atmospheric and oceanographic patterns, as well as their long-term trends. There are still several gaps in the understanding of the response of the marine sectors that constitute the Antarctic peninsula to climate variability and climate change, thus posing questions that will have to be answered with the continuity of national and international observation and research programs.

CONCLUSIONS

The spatial distribution of the multi-year annual average of meteo-marine variables for the 1979-2018 period indicates a local differentiation between the north (Gerlache Strait) and south (Bismarck Strait) of the Palmer archipelago and between the eastern coast (Gerlache Strait) and western waters (Southern Ocean) of the archipelago. The climatological behavior (1979-2018) of Ta north of the Gerlache and Bismarck straits is similar during the southern summer, but it may exhibit differences in winter, with Ta being the lowest at the Bismarck strait. The TP is higher north of the Gerlache and Bismarck straits, in comparison with the behavior of TP in other open-sea sectors in the study region. Between these two straits, there is a slight difference in SST, which is accentuated since the southern summer, when the SST is higher to the north of Gerlache. The differences between the 2018 and 1979 annual averages show that Ta, TP, and SST have experienced a general increase in the last 40 years in the study region. From the selected reference

entre los promedios anuales 2018 y 1979 muestran que la Ta, la Pr y la TSM han experimentado un incremento general en los últimos 40 años en la región de estudio. De los puntos de referencia seleccionados, se evidenció que en 1979-2018 hay una leve tendencia negativa de Ta en el océano del Sur al noroeste del área de estudio con $-0,002$ °C/año, de TSM al suroeste y al noroeste del área de estudio en el océano del Sur y en el pasaje de Drake con valores de $-0,001$ °C/año, $-0,006$ °C/año y $-0,002$ °C/año, respectivamente. La Pr presentó tendencias positivas. Los mayores valores de incremento de Ta, Pr y TSM se registraron al norte del estrecho de Gerlache, seguido por el de Bismarck. Se evidenció que la CHM presenta tendencias negativas en el período 1979-2018, mostrando una disminución de la cobertura de hielo marino mayor en el estrecho de Bismarck con $-0,0042$ fracción/año y en el de Gerlache con $-0,0057$ fracción/año. La tasa de cambio durante el período 1979-2018 observada en los cinco puntos de referencia para la Ta es de $0,011$ °C/año, para la Pr es de $0,008$ mm/año, para la TSM es de $0,004$ °C/año y para CHM es de $-0,003$ fracción/año. Se destaca a la década 1991-2000 por presentar valores altos de tendencia de Ta para los cinco puntos de referencia con un promedio de $1,4$ °C/década. Los valores de tendencia más altos de Pr se registraron en 2001-2010 con un promedio de $0,4$ mm/década. Las mayores tendencias decadales de TSM fueron observadas en 1981-1990 y 1991-2000 con $0,3$ °C/década. En las tres décadas (1981-1990, 1991-2000 y 2001-2010), la disminución de CHM fue de $-0,1$ fracción/década.

AGRADECIMIENTOS

Al Programa Antártico Colombiano (PAC), la Universidad Nacional de Colombia y al Copernicus Climate Change Service por los datos ERA5 obtenidos bajo Licence to Use Copernicus Products (v 1.2) desde el Climate Data Store (CDS).

points, it was evidenced that in 1979-2018, there is a slight negative trend of Ta to the northwest of the study area in the Southern Ocean with -0.002 °C/year; and for SST in the southwest and northwest of the Southern Ocean and in the Drake Passage, with values of -0.001 °C/year, -0.006 °C/year, and -0.002 °C/year, respectively. The TP showed positive trends. The highest increase values for Ta, TP, and SST were recorded to the north of the Gerlache strait, followed by the Bismarck strait. It was evidenced that the SIC exhibits negative trends during the 1979-2018 period, showing a higher decrease in SIC at the Bismarck strait with -0.0042 fraction/year, and in the Gerlache strait with -0.0057 fraction/year. The rate of change during the 1979-2018 period observed at the five reference points for Ta is of 0.011 °C/year; for TP, it is 0.008 mm/year; for SST, it is 0.004 °C/year; and for SIC, it is -0.003 fraction/year. The decade 1991-2000 stands out for presenting high trend values of Ta for the five reference points, with an average of 1.4 °C/decade. The highest PT trend values were recorded in 2001-2010 with an average of 0.4 mm/decade. The highest SST decadal trends were observed in 1981-1990 and 1991-2000 with 0.3 °C / decade. In the three decades (1981-1990, 1991-2000, and 2001-2010), the SIC decrease was -0.1 fraction/decade.

ACKNOWLEDGMENTS

We would like to thank the Colombian Antarctic Program (PAC), Universidad Nacional de Colombia, and the Copernicus Climate Change Service for the ERA 5 data obtained under the License to Use Copernicus Products (v 1.2) from the Climate Data Store (CDS).

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Amos, A., S. Jacob and Hu, J. 1990. Racer: Hydrography of the surface water during the spring Bloom in the Gerlache Strait. *Antarct. J. US.*, 25(5): 131-134.
- Atkinson, A., V. Siegel, E. Pakhomov and P. Rothery. 2004. Long-term decline in krill stock and increase in salps within the Southern Ocean. *Nature*, 432: 100-103.
- Barcena M., J. Sesma, E. Isla y A. Palanques. 2005. Respuesta del registro sedimentario a la ciclicidad solar en el estrecho de Gerlache (península Antártica). *Geogaceta*, 38: 179-182.
- Beazley, D. and G. Van Rossum. 1999. Python: Essential Reference. New Riders Publishing.
- Bernard, K., M. Cimino, W. Fraser, J. Kohut, M. Oliver, D. Patterson-Fraser, O. Schofield, H. Statscewich, D. Steinberg and P. Winsor. 2017. Factors that affect the nearshore aggregations of Antarctic krill in a biological hotspot. *Deep-Sea Res. Part I*, 126: 139-147.
- Canals, M., F. Estrada, R. Urgeles and Gebrap 96/97 Team. 1998. Very high-resolution seismic definition of glacial and postglacial sediment bodies in the continental shelves of the northern Trinity Peninsula region, Antarctica. *An. Glaciol.*, 27: 260-264.



- Capella, J., L. Quetin, E. Hofmann and R. Ross. 1992. Models of the early life history of *Euphausia superba*-Part II. Lagrangian calculations. *Deep-Sea Res.*, 39(7-8): 201-220.
- Cárdenas, C., E. M. Newcombe, E. Hajdu, M. González-Aravena, S. W. Geange and J. J. Bell. 2016. Sponge richness on algae-dominated rocky reefs in the western Antarctic Peninsula and the Magellan Strait. *Pol. Res.*, 35: 1, 30532.
- Cárdenas, C., M. González-Aravena and P. Santibañez. 2018a. The importance of local settings: within-year variability in seawater temperature at South Bay, Western Antarctic Peninsula. *PeerJ*, 6:e4289.
- Cárdenas, C., M. González-Aravena, A. Font, J.T. Hestetun, E. Hajdu, N. Trefault, M. Malmberg and E. Bongcam-Rudloff. 2018b. High similarity in the microbiota of cold-water sponges of the genus *Mycale* from two different geographical areas. *PeerJ*, 6:e4935.
- Carrasco, J. 2018. Señales atmosféricas y del hielo marino asociadas a ENOS en el sector norte de la península antártica. *An. Inst. Patagonia*, 46(1): 33-47.
- Carrivick, B., J. Davies, W. M. James, M. McMillan and N. Glasser. 2019. A comparison of modelled ice thickness and volume across the entire Antarctic Peninsula region, *Geogr. Annal.: Series A, Phys. Geogr.*, 101:(1) 45-67.
- Cimino, M., D. Patterson-Frasser, S. Stammerjohn and W. Fraser. 2019. The interaction between island geomorphology and environmental parameters drives Adélie penguin breeding phenology on neighboring islands near Palmer Station, Antarctica. *Ecol. Evol.*, 9: 9334-9349.
- Cook, A.J., P.R. Holland, M.P. Meredith, T. Murray, A. Luckman and D.G. Vaughan. 2016. Ocean forcing of glacier retreat in the western Antarctic Peninsula. *Science* 353(6296): 283-286.
- C3S, 2017. ERA5: Fifth generation of ECMWF atmospheric reanalysis of the global climate. Copernicus Climate Change Service (CCS) Climate Data Store (CDS). [Acceso mayo 2019]. <https://cds.climate.copernicus.eu/cdsapp#!/home>.
- Day, T.A., C.T. Ruhland, S. Strauss, J.H. Park, M.L. Krieg, M.A. Krna and D.M. Bryant, 2009. Response of plants and the dominant microarthropod *Cryptopygus antarcticus*, to warming and contrasting precipitation regimes in Antarctic tundra. *Global Change Biol.*, 15: 1640-1651.
- Deppeler, S. and A. Davidson. 2017. Southern Ocean Phytoplankton in a changing climate. *Front. Mar. Sci.*, 4: 40.
- Dewar, G. 1967. Some aspects of topography and glacierization of Adelaide Island. *Brit. Antarct. Surv. Bull.*, 11: 37-47.
- Emslie, S.D. 2001. Radiocarbon dates from abandoned penguin colonies in the Antarctic Peninsula region. *Antarct. Sci.*, 13(3): 289-295.
- Ferster, B., Subrahmanyam, B. and A. M. Macdonald. 2018. Confirmation of ENSO-Southern Ocean Teleconnections using satellite-derived SST. *Rem. Sens.*, 10: 331. . <https://doi.org/10.3390/rs1002033>.
- Fogt, R. L. and A. J. Wovrosh. 2015. The relative influence of tropical sea surface temperatures and radiative forcing on the Amundsen Sea Low. *J. Clim.*, 28: 8540-8555.
- Fraser, W.R. and E. E. Hofmann. 2003 A predator'S perspective on causal links between climate change, physical forcing and ecosystem response. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 265: 1-15.
- García, M., C. Castro, A. Ríos, M. Doval, G. Roson, D. Gomis and O. López. 2002. Water masses and distribution of physicochemical properties in the western Bransfield Strait and Gerlache Strait during austral summer 1995/96. *Deep-Sea Res. II*, 49: 585-602.
- Giusti, M. 2021. What data and maps are available through C3S (Copernicus Climate Change Service)? ECMWF. [Acceso mayo 2021]. <https://confluence.ecmwf.int/pages/viewpage.action?pageId=88257857>.
- González, S., F. Vasallo, C. Recio-Blitz, J. Guijarro and J. Riesco. 2018. Atmospheric patterns over the Antarctic Peninsula. *J. Clim.*, 31: 3608-3597.
- Goodwin, B., E. Mosley-Thompson, A. Wilson, S. Porter and M. Sierra-Hernández. 2016. Accumulation variability in the Antarctic Peninsula: the role of large-scale atmospheric oscillations and their interactions. *J. Clim.*, 29: 2596-2579.
- Gordon, A. and W. Nowlin, Jr. 1978. The basin waters of the Bransfield Strait. *J. Phys. Oceanogr.*, 8: 258-264.
- Gorman, K., S. Talbot, S. Sonsthagen, G. Sage, M. Gravely, W. Fraser and T. Williams. 2007. Population genetic structure and gene Flow of Adélie penguins (*Pygoscelis adeliae*) breeding throughout the western Antarctic Peninsula. *Antarct. Sci.*, 29(6): 499-510.
- Griffith, T. 1988. A geological and geophysical investigation of sedimentation and recent glacial history in the Gerlache Strait region, Graham Land, Antarctica. Thesis Master of Arts. Rice Univ., Texas. 449 p.
- Griffith, T. and J. Anderson. 1989. Climatic control of sedimentation in bays and fjords of the northern Antarctic Peninsula. *Mar. Geol.*, 85(2-4): 181-204.
- Herr, H., N. Kelly, B. Dorschel, M. Huntemann, K. Kock, L. Lehnert, U. Siebert, S. Viquerat, R. Williams and M. Scheidat. 2019. Aerial surveys for Antarctic minke whales (*Balaenoptera bonaerensis*) reveal sea ice dependent distribution patterns. *Ecol. Evol.*, 9: 5664-5682.
- Hersbach, H., B. Bell, P. Berrisford, G. Biavati, A. Horányi, J. Muñoz Sabater, J. Nicolas, C. Peubey, R. Radu, I. Rozum, D. Schepers, A. Simmons, C. Soci, D. Dee and J.N. Thépaut. 2019. ERA5 monthly averaged data on single levels from 1979 to present. Copernicus Climate Change Service (C3S) Climate Data Store (CDS). [Accessed on 14-Sep-2019]. 10.24381/cds.fl7050d7.
- Hofmann, E., C. Lascara and J. Klinck. 1992. Palmer LTER: Upper-ocean circulation in the LTER region from historical sources. *Antarct. J.*, 239-241.
- IPCC. 2019. IPCC Special report on the ocean and cryosphere in a changing climate In: Pörtner, H.-O., D.C. Roberts, V. Masson-Delmotte, P. Zhai, M. Tignor, E. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegria, M. Nicolai, A. Okem, J. Petzold, B. Rama and N.M. Weyer (Eds.) IPCC, Geneva. 755 p.
- Jaeschke, A., M. Wengler, J. Hefter, T. Ronge, W. Geibert, G. Mollenhauer, R. Gersonde and F. Lamy. 2017. A biomarker perspective on dust, productivity, and sea surface temperature in the Pacific sector of the Southern Ocean. *Geoch. Cosmoch. Acta*, 204: 120-139.
- Kerr, R., Mata, M., Mendes C. and E. Secchi. 2018. Northern Antarctic Peninsula: a marine climate hotspot of rapid changes on ecosystems and ocean dynamics *Deep-Sea Res. Part II* 149: 4-9. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2018.05.006>.

- Kim, H. and H. Ducklow. 2016. A decadal (2002–2014) analysis for dynamics of heterotrophic bacteria in an Antarctic coastal ecosystem: variability and physical and biogeochemical forcings. *Front. Mar. Sci.*, 3: 214.
- King, J.C., J. Turner, G.J. Marshall, W.M. Connolley and T.A. Lachlan-Cope. 2003. Antarctic Peninsula climate variability and its causes as revealed by analysis of instrumental records. *Antarct. Res. Ser.* 79: 17-30.
- Krebs, W. 1983. Ecology of neritic marine diatoms, Arthur Harbor, Antarctica. *Micropaleontology*, 29: 267-297.
- Laffin, M., C. Zender, S. Singh, J. Van Wessem, C. Smeets and C. Reijmer. 2021. Climatology and evolution of the Antarctic Peninsula föhn wind-induced melt regime from 1979–2018. *JGR Atmosph.*, 126(4). <https://doi.org/10.1029/2020JD033682>.
- Mahlon, C., M. C. Kennicutt II and S. L. Chown. 2014. Six priorities for Antarctic science. *Nature*, 512: 23-25.
- Mandelli, E. and P. Burkholder. 1966. Primary productivity in the Gerlache and Bransfield Straits of Antarctica. *J. Mar. Res.*, 24: 15-27.
- Meredith, M.P., M.I. Wallace, S.E. Stammerjohn, I.A. Renfrew, A. Clarke, H.J. Venables, D.R. Shoosmith, T. Souster and M.J. Leng. 2010. Changes in the freshwater composition of the upper ocean west of the Antarctic Peninsula during the first decade of the 21st century. *Prog. Oceanogr.*, 87: 127–143. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2010.09.019>.
- Meredith, M., S. Stammerjohn, H. Venables, H. Ducklow, D. Martinson, R. Iannuzzi, M. Leng, J.M. van Wessem, C. Reijmer and N. Barrand. 2017. Changing distributions of sea ice melt and meteoric water west of the Antarctic Peninsula. *Deep-Sea Res.*, 139: 40-57.
- Moreau, S., B. Mostajir, S. Bélanger, I.R. Schloss, M. Vancoppenolle, S. Demers and G.A. Ferreyra. 2015. Climate change enhances primary production in the western Antarctic Peninsula. *Glob. Change Biol.*, 21(6): 2191–2205.
- Niller, P. and J. Illeman. 1990. Racer: lagrangian J. Drifter observations of surface circulation in the Gerlache and Bransfield strait. *Antarctic J.*, 134-137.
- Park, J.H., T. A. Day, S. Strauss and C. T. Ruhland. 2007. Biogeochemical pools and fluxes of carbon and nitrogen in a maritime tundra near penguin colonies along the Antarctic Peninsula. *Pol. Biol.*, 30: 199–207.
- Paulson, C. and G. Ragkousis. 2015. pyKriging: a Python kriging toolkit (Version v0.1.0-alpha). [online] Zenodo. Available at: <http://doi.org/10.5281/zenodo.21389> [Acceso mayo 2019].
- Rovelli, L., K. M. Attard, C. A. Cárdenas and R. N. Glud. 2019. Benthic primary production and respiration of shallow rocky habitats: a case study from South Bay (Doumer Island, Western Antarctic Peninsula). *Pol. Biol.*, 42(8): 1459-1474.
- Rundle, A. 1971. Glaciology and meteorology of Anvers Island: subglacial surface of marr ice Piedmont. *Antarc. J. US*, 6: 202-206.
- Stammerjohn, S., R. Massom, D. Rind and D. Martinson. 2012. Regions of rapid sea ice change: An inter-hemispheric seasonal comparison. *Geophys. Res. Lett.*, 39: 6.
- Stastna, V. 2010. Spatio-temporal changes in surface air temperature in the region of the northern Antarctic Peninsula and south Shetland islands during 1950-2003. *Pol. Sci.*, 4: 18-33.
- Stein, M. 1982. Distribution of water masses in the South Shetland Islands during FIBEX. *Nat. Inst. Pol. Res.*, 16-23.
- Szumińska, D., S. Czapiewski, M. Szopińska and Z. Polkowska. 2018. Analysis of air mass back trajectories with present and historical volcanic activity and anthropogenic compounds to infer pollution sources in the South Shetland Islands (Antarctica). *Bull. Geogr. Phys. Geogr. Ser.*, 15: 111–137.
- Thomas, T. and D. Tetzner. 2019. The climate of the Antarctic Peninsula during the twentieth century: evidence from ice cores. *Antarctica, a key to global change: 403-608*. In: Kanao, M. (Ed.). <https://doi.org/10.5772/intechopen.75265>. eBook (PDF) ISBN: 978-1-83962-109-3.
- Torres, R., A. Caicedo and J. Iriarte. 2020. Hydrographic conditions during two austral summer situations (2015 and 2017) in the Gerlache and Bismarck straits, northern Antarctic Peninsula. *Deep Sea Res. Part I: Oceanogr. Res. Pap.*, 161. <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2020.103278>.
- Turner, J., S. R. Colwell, G. J. Marshall, T. A. Lachlan-Cope, A. M. Carleton, P. D. Jones, V. Lagun, P. A. Reid and S. Iagovkina. 2005. Antarctic climate change during the last 50 years. *Internat. J. Climatol.*, 25: 279-294.
- Turner, J., G.J. Marshall, K. Clem, S. Colwell, T. Phillips and H. Lu. 2019. Antarctic temperature variability and change from station data. *Int. J. Climatol.*, 40: 2986–3007. <https://doi.org/10.1002/joc.6378>.
- Vásquez L. y J. Tenorio. 2016. Oceanografía física y observación de las condiciones ambientales del estrecho de Bransfield y alrededores de la isla Elefante. *Bol. Inst. Mar Perú*, 31(2): 153-160.
- Verona, L. I. Wainer and S. Stevenson. 2019. Volcanically triggered ocean warming near the Antarctic Peninsula. *Scient. Rep.*, 9: 9462. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-45190-3>.
- Villegas, N., I. Málíkov and C. Cárdenas. 2018. An initial approximation to the meteo-marine conditions of South Bay (Doumer island) and comparison of the meteorological behaviour between Doumer and Anvers islands, Antarctica (austral summer 2016–2017). *Anal. Inst. Patagonia*, 46: 23–32.

RECIBIDO/RECEIVED: 30/09/2019

ACEPTADO/ACCEPTED: 02/06/2021



NOTA / NOTE

Hermafroditismo en los bivalvos *Anadara tuberculosa* y *Anadara similis* Sowerby 1883 (Arcidae) en los manglares del Pacífico colombiano

Hermaphroditism of bivalves *Anadara tuberculosa* and *Anadara similis* Sowerby 1883 (Arcidae) in Colombian Pacific mangroves

Carlos H. Lucero Rincon¹*, Jaime R. Cantera Kintz¹ y Diego L. Gil-Agudelo²

0000-0002-0895-6176

0000-0001-7873-4694

0000-0002-4010-298X

1. Universidad del Valle, Facultad de Ciencias Naturales y Exactas, Departamento de Biología. Cali, Colombia. carlucero01@gmail.com*

2. Texas A&M University at Galveston, Research and Graduate Studies Office. Galveston, Texas, USA

* Autor de correspondencia

RESUMEN

En este artículo se describe la condición hermafrodita de la piangua *Anadara tuberculosa* y *Anadara similis*, especies gonocóricas que viven en los manglares de la costa del Pacífico de Colombia. Las gónadas de 290 individuos de *A. tuberculosa* y 336 individuos de *A. similis* recolectados en cinco localidades de la costa del Pacífico colombiano fueron analizadas utilizando métodos histológicos. Nuestros resultados mostraron que 3,1 % de los individuos de *A. tuberculosa* y 3,0 % de *A. similis* analizados presentaron signos de óvulos y espermatozoides simultáneamente, así como maduración sexual simultánea. Con base en la frecuencia de aparición de individuos hermafroditas y el hecho que estos estuvieron presentes en casi todos los lugares de muestreo, concluimos que el hermafroditismo es una condición normal y no casual en estas dos especies. Sugerimos que futuros estudios dirigidos a comprender el hermafroditismo en estas especies se centren en la determinación de potenciales factores que determinen esta condición.

PALABRAS CLAVE: *Anadara tuberculosa*, *Anadara similis*, Bivalvos, Hermafroditismo, Pacífico colombiano

ABSTRACT

The hermaphrodite condition of the cockles *Anadara tuberculosa* and *Anadara similis*, gonochoric species living in mangroves of the Pacific coast of Colombia, are described in this paper. The gonads of 290 individuals of *A. tuberculosa* and 336 individuals of *A. similis* collected in five localities of the Colombian Pacific coast were analyzed using histological methods. Our results exposed that 3.1 % of *A. tuberculosa* and 3.0 % of *A. similis* analyzed showed signs of both ovules and spermatozooids, as well as simultaneous sexual maturation. Based on this frequency of occurrence of hermaphrodite individuals and the fact that hermaphrodite organisms were present in most of the sampling sites, we conclude that hermaphroditism is a normal rather than casual condition of these two species. We suggest that future studies in the hermaphroditism of these organisms center on the determination of factors potentially affecting this condition.

KEYWORDS: *Anadara tuberculosa*, *Anadara similis*, Bivalves, Hermaphroditism, Colombian Pacific

Anadara tuberculosa y *Anadara similis* son dos especies de bivalvos de la familia Arcidae que habitan las llanuras lodosas de las zonas de manglares de la costa del Pacífico de América tropical entre Baja California y la costa norte de Perú. Estos bivalvos son dos de los moluscos más importantes comercialmente en la región del Pacífico Tropical Oriental, siendo altamente explotados en las costas colombianas y ecuatorianas (Cantera y Contreras, 1978; MacKenzie, 2001; Gil-Agudelo *et al.*, 2011; Lucero *et al.*, 2013).

Tanto *A. tuberculosa* como *A. similis* carecen de dimorfismo sexual, y el sexo solo puede determinarse mediante la observación directa del color de las gónadas y las observaciones microscópicas después de la disección. Los machos tienen una gónada blanca o de color crema, mientras que las gónadas femeninas son amarillas o anaranjadas (Lucero-Rincon *et al.*, 2013; Manjarrés-Villamil *et al.*, 2013). Aunque la mayoría de los bivalvos son gonocóricos o dioicos, algunos pueden ser hermafroditas o cambiar de sexo con la edad (Breton *et al.*, 2017). Los estudios reproductivos en *A. tuberculosa* y *A. similis* han demostrado que se reproducen durante todo el año, aunque se pueden identificar algunos picos reproductivos (2 a 5) dependiendo de las condiciones ambientales como la salinidad, la temperatura y la precipitación (Squires *et al.*, 1975; Herrán 1983; Cruz, 1984; Borda y Cruz, 2004; Lucero *et al.*, 2012; Lucero-Rincon *et al.*, 2013; Manjarrés-Villamil *et al.*, 2013; García-Domínguez *et al.*, 2018).

Entre agosto de 2009 y agosto de 2010, se colectaron los organismos descritos en este documento en cinco áreas de manglares de la costa del Pacífico de Colombia (Figura 1). El muestreo original se dirigió a establecer la abundancia y los ciclos reproductivos de las especies, por lo tanto, el presente trabajo no presenta una imagen completa de la frecuencia de hermafroditismo en estas especies, sino más bien una aproximación basada en observaciones oportunistas.

A nivel macroscópico, la madurez sexual de los organismos fue evaluada usando la metodología descrita por Lucero-Rincón *et al.* (2013). A nivel microscópico, los organismos colectados fueron preservados usando formaldehído tamponado; deshidratándolos y embebiéndolos en parafina siguiendo técnicas histológicas tradicionales (Luna, 1968). Se realizaron análisis histológicos de secciones transversales y longitudinales de un ancho de 7 μm (incluyendo manto, gónada, glándula digestiva, intestino y branquias) que fueron teñidos con hematoxilina-eosina (Herrán, 1983; Ampie y Cruz, 1989).

El análisis macroscópico del estado gonádico de 3 545 individuos de *A. tuberculosa* mostró que 16 individuos

Anadara tuberculosa and *Anadara similis* are two species of cockles of the family Arcidae that inhabit the muddy plains of mangrove areas of the Pacific coast of tropical America between Baja California and the northern coast of Peru. These bivalves are two of the most commercially important mollusks in the Eastern Tropical Pacific region, being highly exploited in the Colombian and Ecuadorian coasts (Cantera y Contreras, 1978; MacKenzie, 2001; Flores y Lincadeo, 2010; Gil-Agudelo *et al.*, 2011; Lucero *et al.*, 2013).

Both *A. tuberculosa* and *A. similis* lack sexual dimorphism, and sex can only be determined by direct observation of the color of the gonads and microscopic observations after dissection. Males have a white or cream-colored gonad, while female gonads are yellow or orange (Lucero-Rincon *et al.*, 2013; Manjarrés-Villamil *et al.*, 2013). Although most bivalves are gonochoric or dioecious, some can be hermaphrodites or change sexes with age (Breton *et al.*, 2017). Reproductive studies in *A. tuberculosa* and *A. similis* have shown that they spawn yearlong, although some reproductive peaks can be identified (2 to 5) depending on environmental conditions such as salinity, temperature, and precipitation (Squires *et al.*, 1975; Herrán 1983; Cruz, 1984; Borda y Cruz, 2004; Lucero *et al.*, 2012; Lucero-Rincon *et al.*, 2013; Manjarrés-Villamil *et al.*, 2013; García-Domínguez *et al.*, 2018).

Between August 2009 and August 2010, organisms described in this paper were collected in the intertidal zone of five mangrove areas of the Pacific coast of Colombia (Figure 1). Original sampling was directed to establish the abundance and reproductive cycles of the species; thus, the present paper does not present a complete picture of the frequency of hermaphroditism on these species, but rather an approximation derive by the opportunity of the observations.

At macroscopic level, organisms were evaluated for sexual maturity using the methodology described by Lucero-Rincon *et al.* (2013). At microscopic level, organisms were preserved using buffered formaldehyde, dehydrated, and embedded in paraffin wax following traditional histology techniques (Luna, 1968). Histological analyses of transversal and longitudinal sections of a width of 7 μm (including mantle, gonad, digestive gland, intestine, and gills) were performed and stained using Hematoxylin-Eosin (Herrán, 1983; Ampie y Cruz, 1989).

The macroscopic analysis of the gonadic state of 3,545 individuals of *A. tuberculosa* showed that 16 individuals (0.45 %) presented signs of hermaphroditism. These

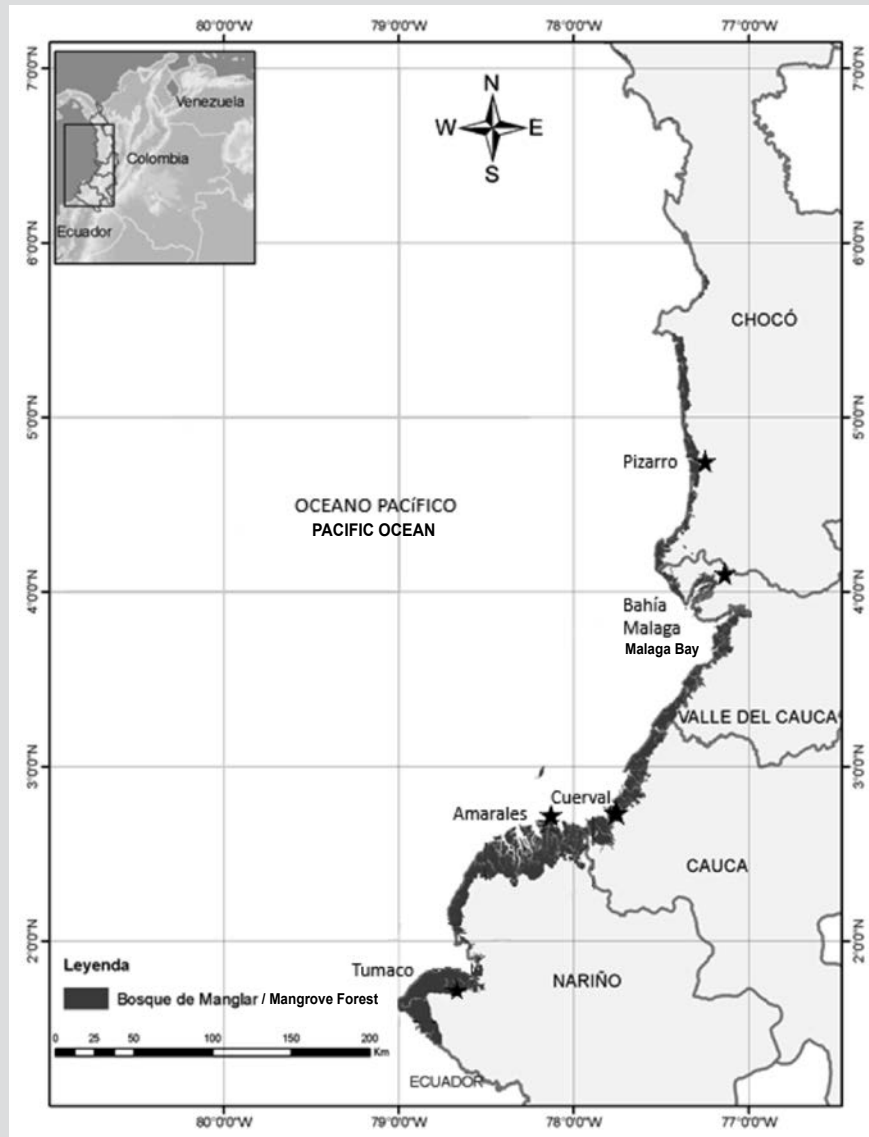


Figura 1. Sitios de estudio a lo largo de la costa pacífica de Colombia. Sitios de muestreo están marcados con una estrella.

Figure 1. Study sites along the Pacific coast of Colombia. Sampling sites are denoted by a star symbol.

(0,45 %) tenían signos de hermafroditismo. Estos individuos fueron observados en las localidades de Cuerval (un caso presente en 576 individuos analizados), Bahía Málaga (7 casos entre 1 093 individuos) y Tumaco (8 casos en 1 071 individuos). La longitud media de los organismos hermafroditas fue de $47,45 \pm 7,74$ mm, con los organismos tanto más grandes como más pequeños registrados en Bahía Málaga con 62,93 mm y 32,83 respectivamente. Estos individuos mostraron una gónada alargada y delgada, de color crema, típica de individuos masculinos, mientras que la gónada opuesta era de color naranja brillante, en forma de saco, típica de organismos femeninos (Figura 2). Estos organismos se consideraron maduros, ya que la gónada ocupaba más de 50 % de la cavidad corporal, con lóbulos gruesos irregulares que se extienden sobre toda la

individuals were observed in the locations of Cuerval (one case out of 576 individuals analyzed), Bahía Malaga (7 cases amongst 1,093 individuals), and Tumaco (8 cases in 1,071 individuals). The mean length of hermaphrodite organisms was 47.45 ± 7.74 mm, with both the largest and smallest organism registered in the Bahía Malaga site with 62.93 mm and 32.83 mm respectively. These individuals showed one elongated and thin gonad, cream in color, typical of male individuals, while the opposite gonad was bright orange, in the form of a sack, typical of female organisms (Figure 2). These organisms were considered as mature, since the gonad occupied more than 50 % of the body cavity, having irregular thick lobes that extent over the entire ventral surface from the anterior adductor muscle to the limits with the foot muscle

superficie ventral desde el músculo aductor anterior hasta los límites con el músculo del pie (Figura 3). La longitud de las valvas de la primera madurez de esta especie se ha estimado en 39,5 mm en el área (longitud total) y la curva de crecimiento mostró que la mayoría de los organismos analizados tenían aproximadamente dos años (Lucero *et al.*, 2012, 2013; Manjarrés-Villamil *et al.*, 2013). Ningún individuo de *A. similis* fue analizado macroscópicamente para hermafroditismo en este estudio.

De un total de 290 individuos de *A. tuberculosa* analizados utilizando técnicas histológicas estándar, 3,1 % (nueve individuos) mostró signos de hermafroditismo. Estos organismos fueron colectados en Pizarro (99 individuos analizados con 1 hermafrodita encontrado), Bahía Málaga (35 analizados y 4 hermafroditas encontrados), Cuerval (2 hermafroditas de 52 organismos analizados) y Tumaco (104 organismos analizados, 2 hermafroditas). Estos individuos mostraron túbulos seminíferos, células germinales y espermatidas en cantidades variables; los centros de los túbulos seminíferos se encontraban vacíos y el tejido conjuntivo interfolicular también eran claramente visible (Figura 4). Las células reproductivas también presentaron un núcleo grande en una posición central, según lo descrito por Ortiz *et al.* (2003) durante la espermatogénesis. Estos mismos individuos mostraron, en la otra gónada, folículos en desarrollo con un centro vacío y ovocitos no abundantes en su interior. Algunos ovocitos eran piriformes y estaban unidos a la pared del folículo, mostrando su etapa de desarrollo. El tamaño de las células varió entre 37 y 74 μm , algunas de estas células mayores de 70 μm . Los ovocitos secundarios mostraron una membrana nuclear definida y un núcleo central, lo que indica una transición hacia óvulos maduros (Figura 4). Se observó tejido conjuntivo interfolicular y células sexuales masculinas bordeando la pared folicular.

Sobre *A. similis*, se analizaron 336 placas histológicas para detectar signos microscópicos, encontrando 10 individuos (3,0 %) con signos de esta condición. Estos organismos fueron colectados en Pizarro (5,72 %; 4 hermafroditas de 68 organismos analizados), Bahía Málaga (2,94 %; 2 casos de 70 organismos) y Cuerval (1,8 %; 2 casos de 111 organismos). La descripción del tejido reproductivo fue similar a la de *A. tuberculosa*.

Se halló que los organismos hermafroditas se encontraban en la etapa de previtelogénesis, con gametos masculinos y femeninos separados y la presencia simultánea de espermatozoides y óvulos funcionales (hermafroditismo simultáneo). Los análisis histológicos mostraron células

(Figura 3). The length of the shell of the first maturity for the species in the area has been estimated at 39.5 mm (total length) and the growth curve showed that most organisms analyzed were approximately two years old (Lucero *et al.*, 2012, 2013; Manjarrés-Villamil *et al.*, 2013). No *A. similis* were macroscopically analyzed for hermaphroditism during this study.

A total of 290 individuals of *A. tuberculosa* were analyzed using standard histological techniques, 3.1 % (9 individuals) of them showed signs of hermaphroditism. These organisms were collected in Pizarro (99 organisms analyzed with one hermaphrodite found), Bahía Málaga (35 analyzed and 4 hermaphrodite organisms), Cuerval (2 hermaphrodites out of 52 analyzed organisms), and Tumaco (104 organisms analyzed, 2 hermaphrodites). These individuals showed seminiferous tubules, germinal cells, and spermatids in variable quantities; the center of empty seminiferous tubules and the interfollicular conjunctive tissue were also clearly visible (Figure 4). Reproductive cells also presented a large nucleus in a central position, as described by Ortiz *et al.* (2003) during spermatogenesis. These same individuals showed, in the other gonad, follicles in development with an empty center and non-abundant oocytes inside. Some oocytes were piriform and were attached to the follicle wall, showing their development or previtelogenesis stage. Cell size varies between 37 and 74 μm , a few of these cells larger than 70 μm . Secondary oocytes showed a defined nuclear membrane and central nucleolus, indicating a transition towards mature ova (Figure 4). Interfollicle conjunctive tissue and male sexual cells were observed bordering the follicle wall.

Regarding *A. similis*, histologic slides of 336 organisms were analyzed, finding 10 individuals (3.0 %) with signs of this condition. These organisms were collected in Pizarro (5.72 %; 4 hermaphrodites out of 68 organisms analyzed), Bahía Málaga (2.94 %; 2 cases out of 70 organisms), and Cuerval (1.8 %; two cases out of 111 organisms), as well as 2 cases in Tumaco out of 87 analyzed organisms (2.30 %). The description of reproductive tissue was similar to that of *A. tuberculosa*.

Hermaphrodite organisms were found to be in the previtelogenesis stage, with separate male and female gametes, and the presence, at the same time, of functional spermatozooids and ova (simultaneous hermaphroditism). Histological analyses showed active male and female reproductive cells, indicating that organisms are reproductively functional, which has been described in other mollusks (Olivares *et al.*, 2009). Other species of the genus *Anadara* have shown signs

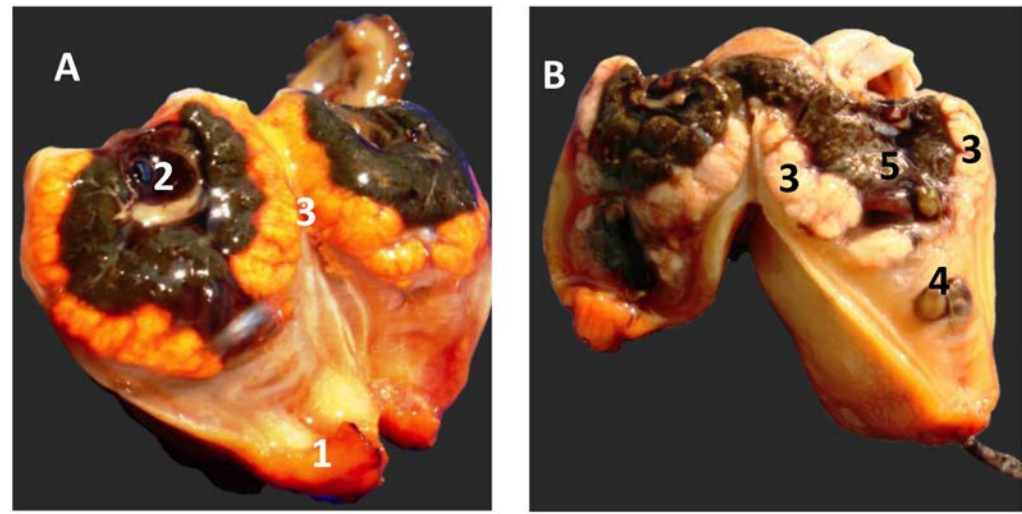


Figura 2. Corte transversal para observación macroscópica de coloración y forma de la gónada en organismos maduros de *A. tuberculosa* en bahía Málaga (longitud total = 58.0 mm) A: Hembra (gónada naranja); B: Macho (gónada crema). 1: Pie; 2: Glándula digestiva; 3: Gónada; 4: Intestino; 5: hepatopáncreas.

Figure 2. Transversal dissection for macroscopic observation of coloration and gonad shape in mature organisms of *A. tuberculosa* in Bahía Málaga (total length = 58.0 mm). A: Female organism (orange gonad); B: Male organism (cream gonad). 1: Foot; 2: Digestive gland; 3: Gonads; 4: Intestine; 5: Hepatopancreas.

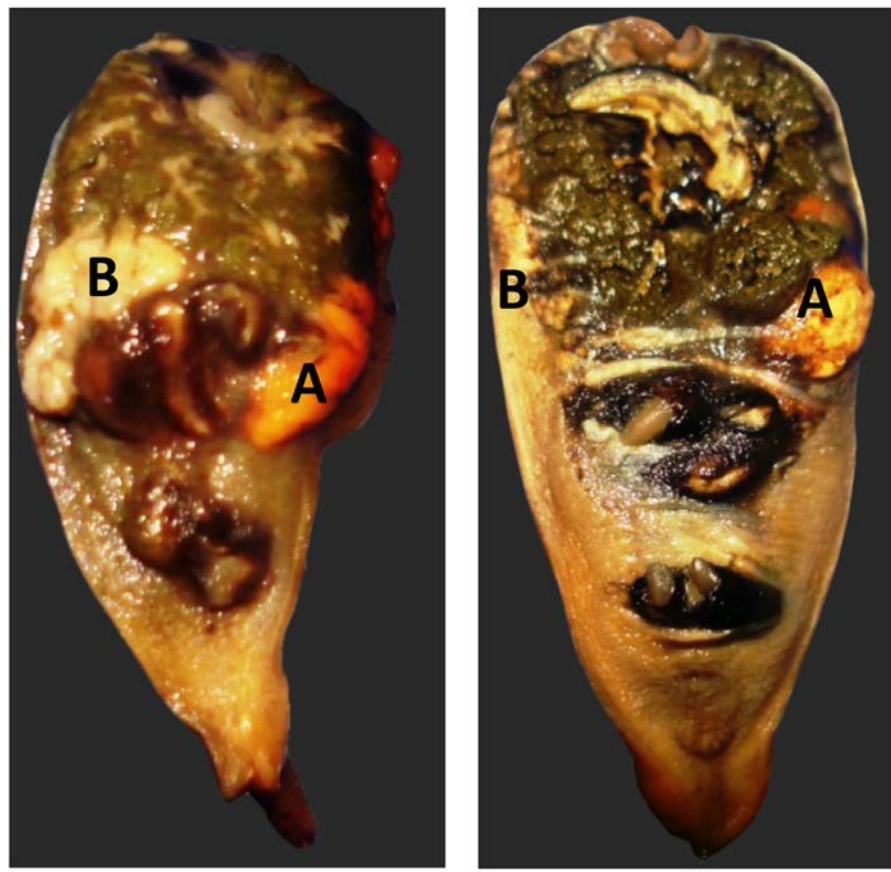


Figura 3. Corte transversal de *Anadara tuberculosa* hermafrodita, mostrando las diferencias de coloración en el mismo organismo. A: Gónada naranja; B: Gónada crema. Organismo colectado en Tumaco (longitud total = 53,0 mm).

Figure 3. Transversal cut of hermaphrodite *Anadara tuberculosa*, showing differences in gonad coloration in the same organism. A: Orange gonad; B: Cream gonad. Organism collected in Tumaco (total length = 53.0 mm).

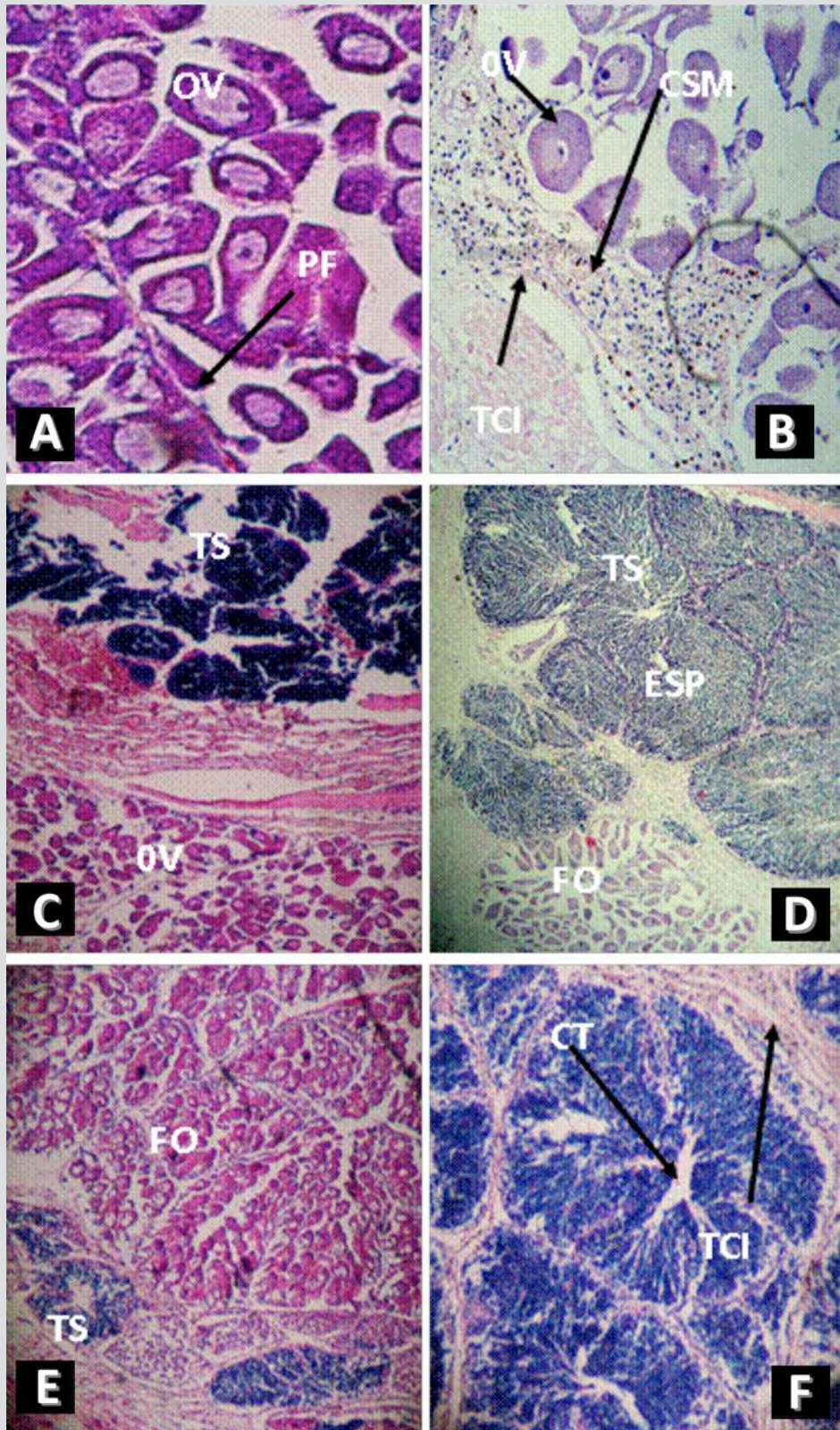


Figura 4. Microfotografías de las gónadas de *Anadara tuberculosa* hermafrodita teñidas con Hematoxilina y Eosina. A y B objetivo 10x, C–F objetivo 4x. TCI: tejido conjuntivo interfollicular; ESP: espermatozoides; TS: túbulos seminíferos; CTS: centro del túbulo seminífero; FO: folículo ovárico; PF: pared folicular; OV: ovocitos vitelados; CSM: células sexuales del macho alrededor del folículo.

Figure 4. Photomicrography of *Anadara tuberculosa* hermaphrodite gonads. Hematoxylin-Eosin stain. A and B 10x magnification, C – F 4x magnification. TCI: Interfollicular conjunctive tissue; ESP: Spermatozoids; TS: seminiferous tubules; CTS: Center of the seminiferous tubules; FO: Ovaric follicle; PF: Follicle wall; OV: Vitelline oocytes; CSM: Male sexual cells around the follicle.

reproductivas masculinas y femeninas activas, indicando que los organismos son reproductivamente funcionales, lo que se ha descrito en otros moluscos (Olivares *et al.*, 2009). Otras especies del género *Anadara* han mostrado signos de hermafroditismo, incluyendo *Anadara granosa* (Broom 1983), *Anadara senilis* (Broom, 1985) y *Anadara scapha* (Baron y Clavier, 1992), que se consideran gonocóricas. Mzighani (2005) analizaron 600 individuos de *Anadara antiqua*, encontrado 4,7 % de organismos hermafroditas, indicando hermafroditismo protándrico debido a la dominancia de hembras en las clases de talla (41 mm). Flores y Lincadeo (2010) sugieren que un hermafroditismo protándrico en *A. tuberculosa* y *A. similis* podrían producir una fuerte variación de la relación sexual a diferentes clases de talla, pero no proveen evidencia de tales cambios.

Otros autores han descrito el hermafroditismo en *A. tuberculosa*. Pérez-Medina (2005) informó el desove de la porción testicular y ovárica del organismo en Santo Domingo, México, mientras que en Colombia Lucero-Rincón *et al.* (2013) y en Ecuador Panta-Velez *et al.* (2020) mostraron eventos similares, pero no dieron una descripción detallada de esta condición. Debido a la mayor proporción sexual (2,46:1), el mayor tamaño y abundancia de hembras respecto a machos (Lucero-Rincón *et al.* 2013) y a que los organismos hermafroditas fueron encontrados en la mayoría de sitios de muestreo, consideramos esta condición de hermafroditismo como una condición normal para ambas especies, potencialmente causada por mecanismos intrínsecos así como eventos extrínsecos (temperatura, salinidad, nutrientes u otros) no estudiados durante este proyecto. Se sugiere que futuros estudios en hermafroditismo de estos organismos se centren precisamente en determinar los factores que potencialmente afecten esta condición.

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean expresar su agradecimiento a las instituciones (Invemar, Universidad del Valle, PNNC Sanquianga, WWF Colombia y Asconar) y a las personas (comunidades de la costa del Pacífico colombiano) que contribuyeron a este proyecto. El presente trabajo se llevó a cabo en el marco del proyecto “Potencial productivo de las poblaciones naturales de piangua *Anadara tuberculosa* y *Anadara similis* desde una perspectiva espacio-temporal en la costa pacífica colombiana”, financiado por el Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural de Colombia. (contrato 161-2008T-3459) y con el apoyo de BPIN PNIBM (años 2008 y 2009) y BEM (2010).

of hermaphroditism, including as *Anadara granosa* (Broom 1983), *Anadara senilis* (Broom, 1985), and *Anadara scapha* (Baron and Clavier, 1992), which are considered gonochoric. Mzighani (2005) analyzing 600 organisms of *Anadara antiqua*, found 4.7 % of hermaphrodite organisms, indicating protandrous hermaphroditism due to the dominance of females by size class (41 mm). Flores and Lincadeo (2010) suggested that a protandrous hermaphroditism of *A. tuberculosa* and *A. similis* might produce a strong variation of the sexual relation at different size classes, but provide no evidence of such changes.

Other authors described hermaphroditism in *A. tuberculosa* using macroscopic techniques. Pérez-Medina (2005) reported spawning of both the testicular and ovarian portion of the organism in Santo Domingo, Mexico, while in Colombia Lucero-Rincón *et al.* (2013) and Ecuador Panta-Velez *et al.* (2020) showed similar events, but not giving a detail description of this condition. Due to the largest sexual ratio (2.46:1), the larger size and abundance of female respect to male organisms (Lucero-Rincón *et al.*, 2013), and that hermaphrodite organisms were found in most sampling areas, we consider this condition of hermaphroditism as normal for both species, potentially caused by intrinsic mechanisms as well as extrinsic events (such as temperature, salinity, nutrients or others) not studied in this project. We suggest that future studies in the hermaphroditism of these organisms center precisely on the determination of factors potentially affecting this condition.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors would like to express our gratitude to the institutions (Invemar, Universidad del Valle, PNNC Sanquianga, WWF Colombia, and Asconar) and people (communities of the Colombian Pacific coast) that contributed to this project. The present work was carried out in the framework of the project “Potencial productivo de las poblaciones naturales de piangua *Anadara tuberculosa* y *Anadara similis* desde una perspectiva espacio-temporal en la costa pacífica colombiana”, financed by the Colombian Ministry of Agriculture and Rural Development of (contract 161-2008T-3459) and with the support of BPIN PNIBM (years 2008 and 2009) and BEM (2010).

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Ampie, C.L. y R.A. Cruz. 1989. Tamaño y madurez sexual de *Anadara tuberculosa* (Bivalvia: Arcidae) en Costa Rica. *Brenesia*, 31:21-24.
- Baron, J. and J. Clavier. 1992. Etude des populations de bivalves intertidaux sur le littoral sud-ouest de Nouvelle Calédonie. Orstom. Nouméa. 76 p. Available as: <https://docplayer.fr/110068999-Etude-des-populations-de-bivalves-intertidaux-sur-le-littoral-sud-ouest-de-nouvelle-caledonie.html>
- Borda, C. y R. Cruz. 2004. Reproducción y reclutamiento del molusco *Anadara tuberculosa* (Sowerby, 1833) en el Pacífico colombiano. *Rev. Invest. Mar.* 25(3): 185-195. Available as: [http://cpps.dyndns.info/cpps-docs-web/planaccion/biblioteca/pordinario/Colombia/Docs%20Incodor/Anadara%20Repro-Recluta%20\(2004-185\).pdf](http://cpps.dyndns.info/cpps-docs-web/planaccion/biblioteca/pordinario/Colombia/Docs%20Incodor/Anadara%20Repro-Recluta%20(2004-185).pdf)
- Breton, S., C. Capt, D. Guerra and D. Stewart. 2017. Sex determining mechanisms in bivalves. Review. Preprints, 2017060127 <https://doi.org/10.20944/preprints201706.0127.v1>. <https://doi.org/10.15517/rbt.v63i1.23114>
- Broom, M.J. 1985. The biology and culture of marine bivalve mollusks of the genus *Anadara*. *Iclarm Stud. Rev.*, 12, 37 p. Available as: <https://core.ac.uk/download/pdf/6515039.pdf>
- Cantera, J.R. y R. Contreras. 1978. Informe preliminar sobre el potencial malacológico aprovechable en el Pacífico colombiano. *Mem. I Sem. Ocean. Pac. Sudamer.*, 2: 440-474.
- Cruz, R.A. 1984. Algunos aspectos de la reproducción en *Anadara tuberculosa* (Pelecypoda: Arcidae) de Punta Morales, Puntarenas, Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.*, 32(1):45-50. Available as: <https://revistas.ucr.ac.cr/index.php/rbt/article/view/24772/24987>
- Flores, L. and R. Lincadeo. 2010. Size composition and sex ratio of *Anadara tuberculosa* and *Anadara similis* in a mangrove reserve from the northwest of Ecuador. *Rev. Biol. Trop.*, 45: 541-546.
- García-Domínguez, F.A., A. De Haro-Hernández, A. García-Cuellar, M. Villalejo-Fuerte y S. Rodríguez-Astudillo. 2008. Ciclo reproductivo de *Anadara tuberculosa* (Sowerby, 1833) (Arcidae) en bahía Magdalena, México. *Rev. Biol. Mar. Oceanogr.*, 43(1): 143-152. <https://doi.org/10.4067/S0718-19572008000100015>
- Gil-Agudelo, D.L., S. Espinosa, M.F. Delgado, W.O. Gualteros, C.H. Lucero, L. Zapata, A.M. Roldán, C.J. Palacios, O. Muñoz, G. Mayor y J.R. Cantera. 2011. La pesquería tradicional de piangua el Pacífico colombiano, entre la subsistencia y el comercio. Diagnóstico de las principales pesquerías del Pacífico. *Marviva*: 49-79.
- Herrán, Y. 1983. Observaciones sobre el desarrollo gonadal de la “piangua” *Anadara tuberculosa* y *Anadara similis* en punta Soldado, bahía de Buenaventura. Tesis Departamento de Biología, Universidad del Valle, Cali. 110 p.
- Lucero C.H., J.R. Cantera y R. Neira. 2012. Pesquería y crecimiento de la piangua (Arcoida: Arcidae) *Anadara tuberculosa* en la bahía de Málaga del Pacífico colombiano, 2005-2007. *Rev. Biol. Trop.*, 60: 203-217. <https://doi.org/10.15517/rbt.v60i1.2754>
- Lucero-Rincón, C.H., J.R. Cantera, D.L. Gil-Agudelo, O. Muñoz, L.A. Zapata, N. Cortes, W.O. Gualteros y A. Manjarrés. 2013. Análisis espacio temporal de la biología reproductiva y el reclutamiento del molusco bivalvo *Anadara tuberculosa* en la costa del Pacífico colombiano. *Rev. Biol. Mar. Oceanogr.*, 48, no. 2: 321-334. <https://doi.org/10.4067/S0718-19572013000200011>.
- Luna, L.G. 1968. Manual of histological staining methods of the Armed Forces Institute of Pathology. Third edition. McGraw Hill, U.S.A. 258 p.
- MacKenzie, C.L. 2001. The fisheries for mangrove cockles, *Anadara* spp., from Mexico to Peru, with descriptions of their habitats and biology, the fishermen's lives, and the effects of shrimp farming. *Mar. Fish. Rev.*, 63(1): 1-39. Available as: <http://aquaticcommons.org/9760/1/mfr6311.pdf>
- Manjarrés-Villamil, A., C.H. Lucero-Rincón, W.O. Gualteros, J.R. Cantera y D.L. Gil-Agudelo. 2013. Abundancia y madurez sexual de *Anadara similis* en el manglar de Luisico, bahía Málaga, Pacífico colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 42 (2): 215-231. Available as: http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0122-97612013000200001
- Mzighani, S. 2005. Fecundity and population structure of cockles, *Anadara antiquata* L. 1758 (Bivalvia: Arcidae) from a sandy/muddy beach near Dar es Salaam, Tanzania. *West. Indian Oc. J. Mar. Sci.*, 3: 221-225.
- Olivares, P.A., J.D. Madariaga, M.C. Álvarez y E. Bustos-Obregón. 2009. Hermafroditismo funcional de la gónada de *Fissurella crassa* (Mollusca: Fissurellidae). *Int. J. Morphol.*, 27(2):509-514. <https://doi.org/10.4067/S0717-95022009000200034>.
- Ortiz E., E. Uria, A. Silva Olivares, V. Tsutsumi y M. Shibayama. 2003. Estudio de la ultraestructura de la espermatogénesis de *Anadara tuberculosa* (Sowerby 1833) (Mollusca: Pelecypoda: Arcidae). *Hidrobiológica*, 132:145-150. Available as: http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-88972003000200007
- Panta-Vélez, R.P., A. Bermúdez-Medrandá, P. Mero, D. Arrieché y V. Acosta-Valvás. 2020. Reproductive cycle of *Anadara tuberculosa* (Sowerby, 1833) (Bivalvia: Arcidae) in a mangrove system of the Chone River Estuary, Ecuador. *Adv. Env. Biol.*, 14(2): 1-11 <https://doi.org/10.22587/aeb.2020.14.2.1>
- Pérez-Medina, D.R. 2005. Biología reproductiva de *Anadara tuberculosa* (Bivalvia: Arcidae) en el estero Santo Domingo. B.C.S., México. M. Sc. Tesis Inst. Politécn. Nal., Centro Interdisciplin. Cienc. Mar. (Cicimar). 71 p.
- Squires, H.G., M. Estévez, O. Barona and O. Mora. 1975. Mangrove cockles, *Anadara* spp. (Mollusca: Bivalvia) of the Pacific coast of Colombia. *Veliger*, 18(1): 57-68



NOTA / NOTE

Primer registro del orden Tantulocarida Boxshall y Lincoln, 1983 (Crustacea) en aguas profundas del Caribe colombiano

First register of the Tantulocarida order Boxshall and Lincoln, 1983 (Crustacea) in deep waters of the Colombian Caribbean

Juan Sebastián Cortés^{1*}, Néstor Hernando Campos² y Maryela Bolaño-Lara¹

0000-0002-7428-796X

0000-0003-2510-3009

0000-0002-0189-8137

1. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andreis - Invemar, Santa Marta, D.T.C.H, Colombia. jscortesm@unal.edu.co*,
maryela.bolano@invemar.org.co

2. Instituto de Estudios en Ciencias del Mar - CECIMAR Universidad Nacional de Colombia, Sede Caribe, Colombia. nhcampos@unal.edu.co

* Autor de correspondencia

RESUMEN

Se registra por primera vez la presencia de crustáceos del orden Tantulocarida en el mar Caribe. Los organismos recolectados se encontraron parasitando a un cumáceo del género *Eudorella* y a dos tanaidáceos del género *Tanaella*, profundidades entre 2 420 y 2 786 m de profundidad. Los organismos provienen de muestreos de la comunidad bentónica realizados en la ecorregión Caribe Oceánico (COC), en un área de interés para exploración de hidrocarburos. Los organismos se analizaron en laboratorio con microscopio óptico y estereoscopio; se tomaron fotografías y se realizaron diagramas para describir los principales caracteres morfológicos y morfométricos. En total se encontraron cuatro tantulocáridos, de los cuales uno era macho y las demás hembras sexuales. Debido a la especificidad parásito-hospedero y a que no hay reportes del orden en la región del Mar Caribe, es muy probable que los especímenes colectados sean nuevas especies para la ciencia.

PALABRAS CLAVE: Parasitismo, Crustáceos ectoparásitos, Cumacea, Tanaidacea, Bentos de profundidad.

ABSTRACT

The presence of parasitic crustaceans of the order Tantulocarida in the Caribbean Sea is reported for the first time. The organisms were found parasitizing a Cumacea of the genus *Eudorella* and two Tanaidaceans of the genus *Tanaella*, between 2,420 and 2,786 m deep. The organisms came from the benthic community samplings made in Ocean Caribbean ecoregion (COC), in a hydrocarbon exploration area. The organisms were analyzed in the laboratory with an optical microscope and stereoscope; photographs were taken, and diagrams were made to describe the main morphological and morphometric characters. Four tantulocaridans were found, of which one was male and the other sexual females. Due to host-parasite specificity and the lack of reports in the Caribbean Sea, it is highly likely that these collected species are new to science.

KEYWORDS: Parasitism, Ectoparasitic crustaceans, Cumacea, Tanaidacea, Deep benthos.

Los tantulocáridos son un grupo de pequeños crustáceos que se caracterizan por ser ectoparásitos exclusivos de otros crustáceos como copépodos, ostrácodos y peracáridos. El ciclo de vida incluye una larva parásita infectiva (o larva tantulus) que, después de establecerse en la cutícula del huésped, sufre una metamorfosis, finalizando con el desarrollo de un individuo sexual adulto, o de hembras partenogenéticas (Huys *et al.*, 1993; Arbizu y Petrunina, 2018; Petrunina y Huys, 2020).

Los tantulocáridos han sido registrados desde la zona intermareal hasta más de 9 000 m de profundidad, incluyendo aguas tropicales y polares de todo el mundo, y hacen parte de la meiofauna temporal y el meroplancton (Boxshall y Huys, 1989; Petrunina y Kolbasov, 2009; Petrunina y Huys, 2020). La mayoría de los registros se han localizan en los océanos Pacífico y Atlántico, especialmente en latitudes altas y el mar profundo (Mohrbeck *et al.*, 2010). En la actualidad existen 39 especies y 23 géneros, agrupados en cinco familias (Petrunina y Huys, 2020), aunque estudios recientes indican que el número actual de especies descritas subestima la riqueza real del grupo (Arbizu y Petrunina, 2018; Petrunina y Huys, 2020). En cuanto a su filogenia, estudios de las aperturas genitales de los adultos y de las secuencias de rADN 18S, ubican a los tantulocáridos como parientes cercanos de los tecostracos (Boxshall y Lincoln, 1987; Huys *et al.*, 1993; Petrunina *et al.*, 2013). Hasta el momento, no existen publicaciones científicas que registren la presencia del orden en el mar Caribe (Petrunina y Huys, 2020).

Los organismos provienen de muestras de sedimentos recolectadas en dos cruceros de investigación costa afuera, a más de 2 000 m de profundidad, realizados por la Coordinación de Servicios Científicos (CSC) del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras – Invemar, en el marco de proyectos de exploración de hidrocarburos en el mar Caribe colombiano (Bloque COL 3, localizado entre los departamentos de Atlántico y Magdalena), en junio de 2015 y mayo de 2018 (Figura 1). El sedimento se recolectó usando un *Box-corer* de área de muestreo de 0,25 m² y se tamizó con una malla con poro de 300 µm. Al material retenido se le adicionó como narcotizante una solución de cloruro de magnesio analítico (70 g por litro de agua), formaldehído al 10 % (preservante) y rosa de Bengala 1 g por litro de agua (pigmento), según las indicaciones de Mason y Yevich (1967), Holme y Mcintyre (1971) y Baguley *et al.*, 2006.

Las muestras se revisaron por medio de estereoscopio y microscopio óptico Zeiss con cámara integrada, con aumento máximo de 600X. Dentro de la macrofauna recolectada se encontró un cumáceo (muestreo de 2015) y dos tanaidáceos (muestreo de 2018) parasitados por tantulocáridos. Se

Tantulocaridans are a group of small crustaceans characterized by being exclusive ectoparasites of other crustaceans such as copepods, ostracods, and peracarids. The life cycle includes an infective parasitic larva (or tantulus larva), which after establishing itself in the host's cuticle, undergoes an elaborate metamorphosis, ending with the development of either an adult sexual individual or parthenogenetic females (Huys *et al.*, 1993; Arbizu and Petrunina, 2018; Petrunina and Huys, 2020).

Tantulocaridans have been found from the intertidal zone to beyond 9,000 m deep, including worldwide tropical and polar waters, and they are part of the temporal meiofauna and meroplankton (Boxshall and Huys, 1989; Petrunina and Kolbasov, 2009; Petrunina and Huys, 2020). Most of the records have been reported in the Pacific and Atlantic oceans, especially in high latitudes and the deep sea (Mohrbeck *et al.*, 2010). There are currently 39 species and 23 genera, grouped into five families (Petrunina and Huys, 2020), although recent studies indicate that the current number of described species underestimates the group's real richness (Arbizu and Petrunina, 2018, Petrunina and Huys, 2020). Regarding their phylogeny, studies of the adult genital openings and 18S rDNA sequence data place tantulocarids as close relatives of thecostracans (Boxshall and Lincoln, 1987; Huys *et al.*, 1993; Petrunina *et al.*, 2013). Currently, there are no scientific publications that record the presence of the order in the Caribbean Sea (Petrunina and Huys, 2020).

The organisms come from sediment samples collected in two offshore research cruises, at more than 2,000 m deep, carried out by the Coordination of Scientific Services (CSC) of the Institute for Marine and Coastal Research - Invemar, within the framework of projects of hydrocarbon exploration in the Colombian Caribbean Sea (Block COL 3, located between the departments of Atlántico and Magdalena), in June 2015 and May 2018 (Figure 1). The sediment was collected using a 0.25 m² sampling area *Box-corer* and sieved with a 300 µm pore mesh. To the retained material, a narcotic solution of analytical magnesium chloride (70 g per liter), 10 % formaldehyde (preservative), and Bengal Rose 1 g per liter (pigment) was added, according to the recommendations of Mason and Yevich (1967); Holme and Mcintyre (1971) and Baguley *et al.* (2006).

The samples were reviewed using an optical microscope and stereoscope Zeiss with an integrated camera, with maximum magnification of 600X. Within the collected macrofauna, a cumacean (2015 sampling) and two tanaidaceans (2018 sampling) were found being parasitized

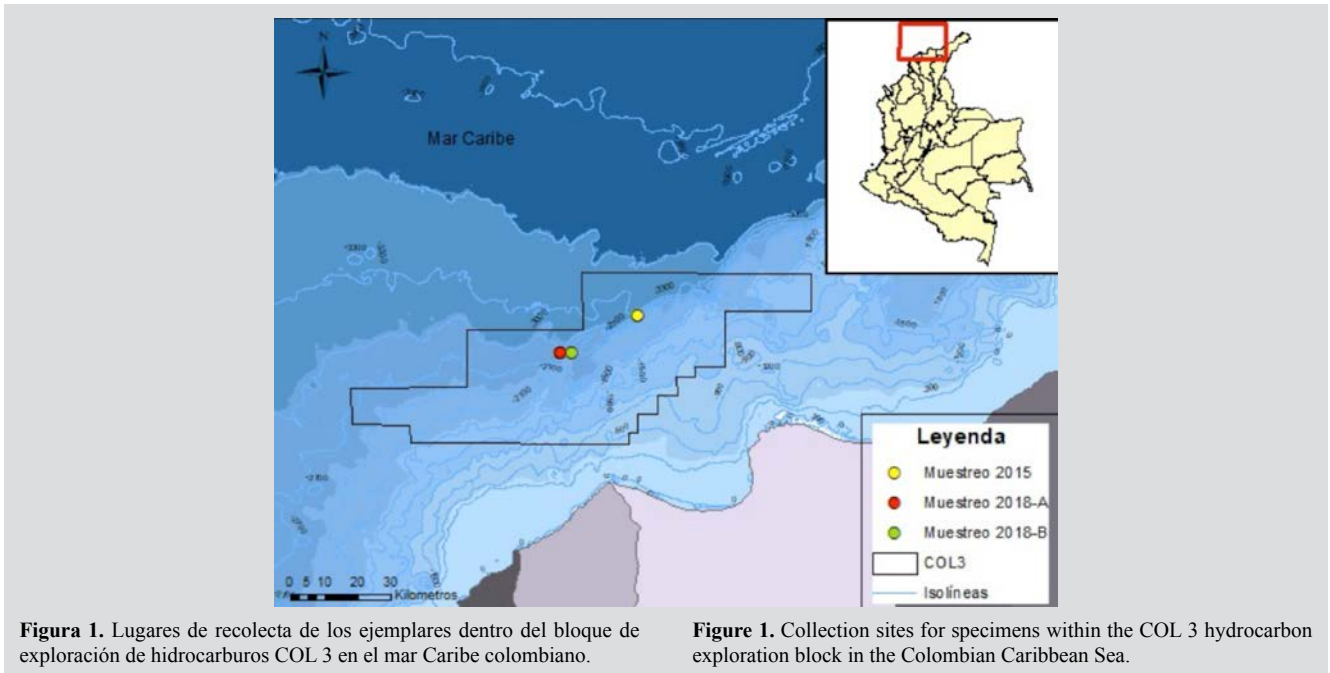


Figura 1. Lugares de recolecta de los ejemplares dentro del bloque de exploración de hidrocarburos COL 3 en el mar Caribe colombiano.

Figure 1. Collection sites for specimens within the COL 3 hydrocarbon exploration block in the Colombian Caribbean Sea.

realizaron esquemas de los parásitos y de los hospederos para facilitar la visualización de las principales estructuras usadas para la identificación taxonómica. El tamaño corporal fue medido desde el margen anterior del cefalón hasta el margen posterior del tronco expandido.

Los individuos estudiados se encuentran depositados en el Museo de Historia Natural Marina de Colombia Makuriwa- del Invemar. Para la identificación de los tantulocáridos se usaron los trabajos de: Boxshall y Lincoln (1983 y 1987), Huys *et al.* (1993), Huys y Conroy-Dalton (1997), Ohtsuka (1997), Ohtsuka y Boxshall (1998), Kornev *et al.* (2004), Knudsen *et al.* (2009), Kolbasov y Petrunina (2010), Mohrbeck *et al.* (2010), Petrunina *et al.* (2013), Huys *et al.* (2014) y Petrunina y Huys (2020). Para la identificación de los peracáridos hospederos se emplearon los trabajos de: Petrescu (1991), Blake y Scott (1997), Larsen y Heard (2004), Roccatagliata (2004), Mühlenhardt-Siegel (2005 y 2011) y Drumm y Bird (2016). El sistema de nomenclatura usado para las descripciones fue el de Huys y Boxshall (1988).

Descripción de los ejemplares recolectados

Ejemplar 1. Macho en etapa temprana de desarrollo parasitando a un cumáceo (Cumacea: Leuconidae) del género *Eudorella* (Figura 2). Profundidad: 2 786 m. Coordenadas: 11°48'3,606" N; 74°44'37,634" W, junio de 2015.

El tamaño es de 292 μm aproximadamente; su cuerpo se divide en cefalón, tórax, seis somitas pedígeros y urosoma sin apéndices.

by Tantulocarida. Schemes of the parasites and hosts were made to facilitate the visualization of the main structures used for taxonomic identification. Body size was measured from the cephalon's anterior margin to the posterior margin of the expanded trunk.

The collected individuals are in process of being deposited within the Makuriwa collection of Invemar. The next works were used as a reference for tantulocaridans identification: Boxshall and Lincoln (1983 and 1987), Huys *et al.* (1993), Huys and Conroy-Dalton (1997), Ohtsuka (1997), Ohtsuka and Boxshall (1998), Kornev *et al.* (2004), Knudsen *et al.* (2009), Kolbasov and Petrunina (2010), Mohrbeck *et al.* (2010), Petrunina *et al.* (2013), Huys *et al.* (2014), and Petrunina and Huys (2020). For the identification of host peracarid crustaceans: Petrescu (1991), Blake and Scott (1997), Larsen and Heard (2004), Roccatagliata (2004), Mühlenhardt-Siegel (2005 and 2011), and Drumm and Bird (2016). The nomenclature system used for the descriptions was that of Huys and Boxshall (1988).

Description of the specimens collected

Specimen 1. Early stage male parasitizing a cumacean (Cumacea: Leuconidae) of genus *Eudorella* (Figure 2). Depth: 2,786 m. Coordinates: 11°48'3.606" N; 74°44'37.634" W, June 2015.

Corporal length around 292 μm ; the body is divided into cephalon, thorax, six pedigerous somites, and urosome without appendages.

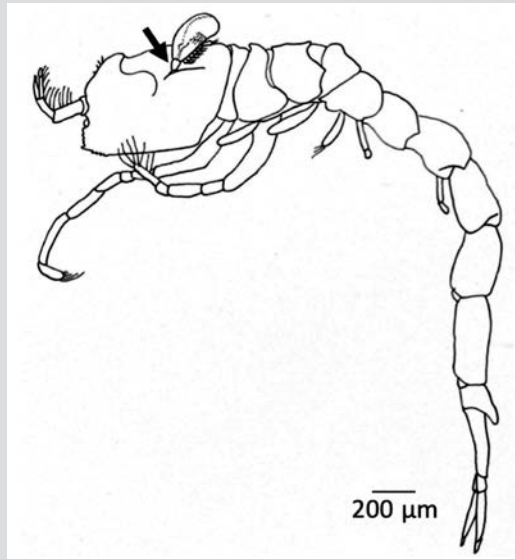


Figura 2. Vista lateral de *Eudorella* sp. (Cumacea) con tantulocárido unido al surco del margen lateral del cefalón (flecha).

Figure 2. *Eudorella* sp. (Cumacea) lateral view, with tantulocaridan attached to the lateral margin groove of cephalon (arrow)

El cefalón carece de apéndices cefálicos, característica compartida por toda la clase (Petrunina y Huys, 2020). Se aprecia el disco oral (do) en posición anteroventral (Figura 3), que es el sitio de unión entre parásito y hospedero; la superficie lateral del cefalón está ornamentada por tres lamelas longitudinales que se extienden desde el inicio del disco hasta la mitad del cefalón (Figura 3, inferior). El escudo cefálico es prolongado (dos veces el ancho) alcanzando el borde del tórax, representando 19% de la longitud total. El estilete cefálico (e) es la estructura mediante la cual el parásito perfora el integumento del hospedero (Boxshall y Lincoln, 1987). En este caso es muy delgado y delicado, casi completamente recto (Figura 3, inferior). Los poros cefálicos no son visibles con microscopio óptico.

El tórax consta de seis terguitos dorsales a manera de crestas cortas longitudinales; terguitos 5 y 6 mucho más cortos que los antecesores (Figura 3, inferior). Todo el tórax se ha expandido para permitir el crecimiento de un tantulocárido sexual, que recibe nutrientes del hospedero a través del cordón umbilical (cu), el cual es robusto y bifurcado. Este cordón se conecta con el área cefálica del tantulocárido sexual en desarrollo (Figura 3, superior e inferior), del que se distinguen los toracopodos con setas, característica que solo poseen los machos (Huys *et al.*, 2014; Arbizu y Pertrunina, 2018).

La larva posee seis pares de toracopodos; los primeros cinco son birrámeos y el sexto es unirrámeo. Estructuras más detalladas son indistinguibles con microscopio óptico. El urosoma está compuesto por el último segmento torácico, el cual es muy corto, y un abdomen largo sin segmentación aparente en (Figura 3, superior e inferior). El abdomen es

The cephalon lacks cephalic appendages, a characteristic that is shared by the entire class (Petrunina and Huys, 2020). The oral disc (do) is seen in the anteroventral position (Figure 3) and is the site of attachment between the parasite and the host; the lateral surface of the cephalon is ornamented by three longitudinal lamellae that extend from the beginning of the oral disc to the middle of the cephalon (Figure 3, bottom). The cephalic shield is long (twice the width) reaching the edge of the thorax, and it represents 19% of the total length. The cephalic stylet (e) is the structure by which the parasite pierces the integument of the host (Boxshall and Lincoln, 1987). In this case, it is very thin and delicate, almost straight (Figure 3, bottom). The cephalic pores are not visible with a light microscope.

Thorax with six short longitudinal ridges-like dorsal tergites, 5 and 6 tergites shorter than the others (Fig. 3, bottom). The entire thorax is expanded to allow the growth of a sexual tantulocaridan, which receives nutrients from the host through the umbilical cord (cu), which is robust and bifurcated. This cord connects with the cephalic area of the developing sexual tantulocaridan (Figure 3, upper and lower), which has thoracopods with setae, a characteristic only seen in males (Huys *et al.*, 2014; Arbizu and Pertrunina, 2018).

The larva has six pairs of thoracopods; the first five are biramous, and the sixth is uniramous. No more detailed structures are distinguishable under a light microscope. The urosome consists of the last thoracic segment, which is very short, plus a long non-segmented abdomen (Figure 3, superior and inferior). The abdomen longer than wide and ends in four

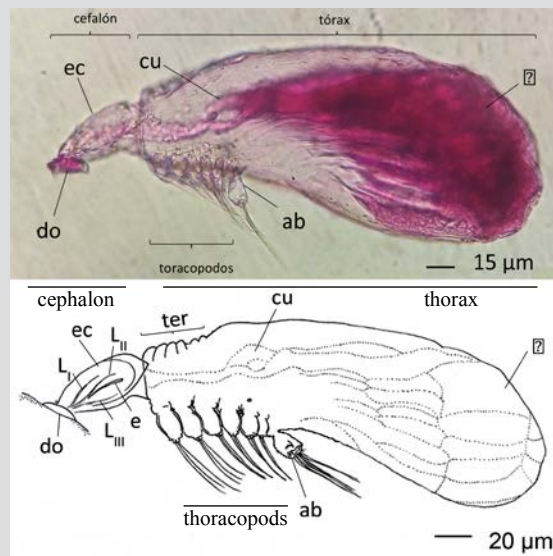


Figura 3. Macho en etapa temprana de desarrollo, vista lateral; ab: abdomen; cu: cordón umbilical; do: disco oral; e: estilete; ec: escudo cefálico; LI a LIII: lamelas; ter: tergitos torácicos adulto sexual en desarrollo (♂) y cordón umbilical en líneas punteadas en imagen inferior.

Figure 3. Early stage male, lateral view; ab: abdomen; cu: umbilical cord; do: oral disc; e: stylet; ec: cephalic shield; LI-LIII: lamellae; ter: thoracic tergites. Developing sexual adult (♂) and umbilical cord drawn in dotted lines in image below.

más largo que ancho y termina en cuatro lamelas. El margen posterior ventral termina en un par de procesos similares a una espina. Solamente las larvas tantulus que desarrollan un macho conservan los thoracopodos y el urosoma, mientras que las larvas que desarrollan hembras sexuales y partenogenéticas las pierden (Huys *et al.*, 2014).

Ejemplar 2. Hembra en fase temprana de desarrollo parasitando a un tanaidáceo (Tanaidacea: Tanaellidae) del género *Tanaella* (Figura 4). Profundidad: 2 420 m. Coordenadas: 11°38'20,614" N; 75°1'51,737" W, mayo de 2018.

El tamaño del ejemplar es de alrededor de 196 µm, y se encuentra unido al propodio del cuarto pereiópodo derecho (Figuras 4 y 5). Su cuerpo tiene la segmentación típica de los tantulocáridos descrita en la figura 2, con la excepción de que no se aprecian somitas pedígeros ni urosoma, característica propia de organismos que desarrollan hembras sexuales o partenogenéticas. En las figuras 4 y 5 se observa el tronco expandido y una masa de tejido en su interior con tagmas, lo que sugiere el desarrollo de una hembra sexual.

Ejemplares 3 y 4. Dos hembras en fase temprana de desarrollo parasitando a un tanaidáceo (Tanaidacea: Tanaellidae) del género *Tanaella*. Profundidad: 2 387 m. Coordenadas: 11°38'0,205" N; 75°2'13,108" W, mayo de 2018.

El tamaño de los individuos osciló entre 250 y 260 µm y están adheridas al propodio del quinto y sexto pereiópodo del lado izquierdo. No se apreciaron somitas pedígeros ni urosoma, pero sí se alcanzó a distinguir el desarrollo de tagmas en el

lamellae; the posterior ventral margin ornamented with a pair of thorn-like processes. Only the tantulus larvae that develop a male retains the thoracopods and the urosome, while the larvae that develop sexual and parthenogenetic females lose them (Huys *et al.*, 2014).

Specimen 2. Early female stage parasitizing a Tanaidacea: Tanaellidae of the genus *Tanaella*. Depth: 2,420 m. Coordinates: 11°38'20.614" N; 75°1'51.737" W, May 2018.

Specimen length around 196 µm, attached to the propodus of the fourth right leg (Figures 4 and 5). Its body has the typical tantulocaridan segmentation described in figure 2, with the exception that neither pedigerous somites nor urosome are seen, characteristic of organisms that carry sexual or parthenogenetic females. Figures 4 and 5 show the expanded trunk and inside a mass of tissue with tagmata, suggesting the development of a sexual female.

Specimens 3 and 4. Two early stage females parasitizing a tanaidacean (Tanaidacea: Tanaellidae) of the genus *Tanaella*. Depth: 2,387 m. Coordinates: 11°38'0.205" N; 75°2'13.108" W, May 2018.

Tantulocaridans length between 250 and 260 µm, attached to the propodus of the fifth and sixth pereopods on the left side. Neither pedigerous somites nor urosome are seen, but it can be distinguished the development of tagmata within both individuals, suggesting the development of sexual females (Figure 6). Due to its small size, the recognition of other diagnostic structures was not possible.

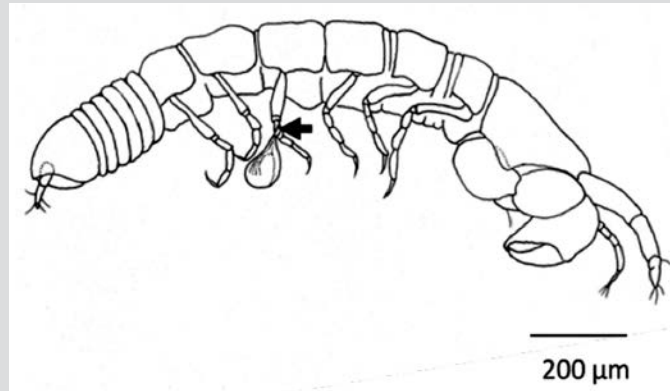


Figura 4. Tanaidáceo hospedero *Tanaella* sp. (♀) en vista lateral, con tantulocárido adherido al cuarto pereiópodo del lado derecho (flecha).

Figure 4. Host tanaidacean *Tanaella* sp. (♀) lateral view, with tantulocaridan attached to the fourth pereopod, right side (arrow).

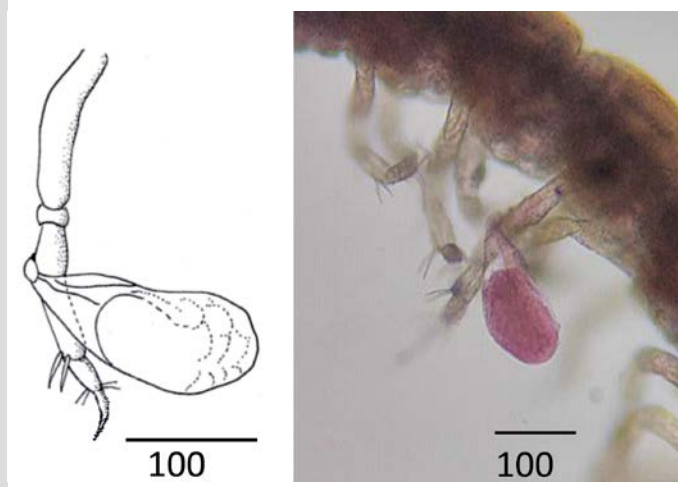


Figura 5. Hembra en fase temprana de desarrollo unida al propodio del cuarto pereiópodo derecho de *Tanaella* sp.

Figure 5. Early female stage attached to the propodus of the fourth right leg of *Tanaella* sp.

interior de ambos ejemplares, lo que sugiere el desarrollo de hembras sexuales (Figura 6). Debido a su pequeño tamaño, no fue posible el reconocimiento de otras estructuras diagnósticas.

COMENTARIOS

Si bien los tantulocáridos son capaces de usar un amplio rango de especies de crustáceos como especies hospederas, los reportes de cumáceos y tanaidáceos hospederos son escasos. Hasta el momento sólo se conocen dos especies que parasitan cumáceos (familia Cumoniscidae), y cinco especies que parasitan tanaidáceos (familias Microdajidae y Onceroxenidae) (Petrunina y Huys, 2020). Adicionalmente, y de acuerdo con la información disponible, los tantulocáridos presentan un alto nivel de especificidad con el hospedero (*ibid.*), lo que indica que es muy probable que los parásitos registrados aquí pertenezcan a dos especies distintas. No

COMMENTS

Although tantulocaridans can use a wide range of crustaceans as host species, reports of host cumaceans and tanaidaceans are scarce. So far, only two species are known to parasitize cumaceans (both from the family Cumoniscidae), and five species that parasitize tanaidaceans (families Microdajidae and Onceroxenidae) (Petrunina and Huys, 2020). Additionally, and according to the available information, tantulocaridans present a high level of specificity with the host (*ibid.*), which it means it is very likely that the parasites reported here belong to two different species. However, there are difficulties related to the identification, which is based mainly on the morphology of the thoracopods, the body tagmosis and the ornamentation of the different tagmata (Huys, 1991 and Mohrbeck *et al.*, 2010), only possible with the use of electron microscopy.

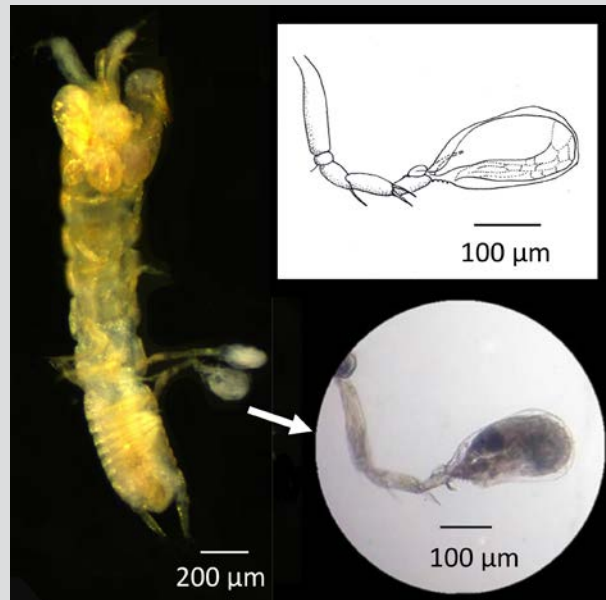


Figura 6. Izquierda: Tanaidáceo hospedero *Tanaella* sp. (♀) en vista ventral, con dos tantulocáridos adheridos al quinto y sexto pereopodos del lado izquierdo. Inferior derecha: imagen ampliada de uno de los parásitos y diagrama mostrando sitio de unión en el pereopodo (superior derecha).

Figure 6. Left: ventral view of the host *Tanaella* sp. (♀) with two tantulocaridans attached to fifth and sixth pereopods on the left side. Bottom right: enlarged image of one of the parasites and diagram showing binding site in the pereopod (top right).

obstante, existen dificultades para su identificación, que se basa principalmente en la morfología de los toracópodos, la tagmisis corporal y la ornamentación de los diferentes tagmas (Huys, 1991; Mohrbeck *et al.*, 2010), visibles únicamente con el uso de microscopía electrónica.

Es la primera vez que se registran estos parásitos en crustáceos macrofaunales en el mar Caribe. Una de las posibles causas es que, con base en la experiencia personal, el tamizaje realizado para separar la fauna bentónica del sedimento desprende los parásitos de los hospederos y, debido a su pequeño tamaño, no son retenidos en los tamices empleados. El uso de tamices más finos puede favorecer la recolección de estos individuos en futuros muestreos.

AGRADECIMIENTOS

Los autores expresan su agradecimiento a la empresa Shell Exploration and Production GMBH Sucursal Colombia por apoyar la divulgación de la información científica obtenida en los cruceros de investigación; al Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (Invemar) por el apoyo técnico y científico y al Museo Makuriwa por la recepción y revisión (en trámite) del material recolectado. Contribución No. 1308 del Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras INVEMAR. Contribución No. 516 del Instituto de Estudios en Ciencias del Mar, CECIMAR de la sede Caribe de la Universidad Nacional de Colombia.

This is the first time that these parasites have been recorded in macrofaunal crustaceans in the Caribbean Sea. One of the possible causes is that, based on personal experience, the screening carried out to separate the benthic fauna from the sediment detaches the parasites from the hosts and, due to their small size, they are not retained in the sieves. The use of finer sieves can favor the collection of these individuals in future samplings.

ACKNOWLEDGEMENT

The authors express their gratitude to the company Shell Exploration and Production GMBH Sucursal Colombia for supporting the dissemination of the scientific information obtained in the research cruises; to the Institute of Marine and Coastal Research (Invemar) for their technical and scientific support and to the Makuriwa Museum for their reception and review (pending) of the material collected. Contribution No. 1308 from Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras INVEMAR. Contribution No. 516 from Instituto de Estudios en Ciencias del Mar, CECIMAR, at the Caribbean Campus of Universidad Nacional de Colombia

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Arbizu, P. and A. Petrunina. 2018. Two new species of Tantulocarida from the Atlantic deep sea with first CLSM pictures of tantulus larva. *Mar. Biodiv.*, 48(1): 231-237.
- Baguley, J., P. Montagna, L. Hyde, R. Kalke and G. Rowe. 2006. Metazoan meiofauna abundance in relation to environmental variables in the northern Gulf of Mexico deep sea. *Deep Sea Res. Part I Oceanogr. Res. Pap.*, 53: 1344-1362.
- Blake, J. and P. Scott. 1997. Taxonomic atlas of the benthic fauna of the Santa Maria Basin and western Santa Barbara Channel. Vol II, The Crustacea Part 2. The Isopoda, Cumacea and Tanaidacea. Santa Barbara Mus. Nat. Hist. 297 p.
- Boxshall, G. and R. Huys. 1989. New tantulocarid, *Stygotantulus stocki*, parasitic on harpacticoid copepods, with an analysis of the phylogenetic relationships within the Maxillopoda. *J. Crustacean Biol.*, 9: 126-140.
- Boxshall, G. and R. Lincoln. 1983. Tantulocarida, a new class ectoparasitic on other crustaceans. *J. Crustacean Biol.*, 3(1): 1-16.
- Boxshall, G. and R. Lincoln. 1987. The life cycle of the Tantulocarida (Crustacea). *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci.*, 315(1173): 267-303.
- Drumm, D. and G. Bird. 2016. New deep-sea Paratanaoidea (Crustacea: Peracarida: Tanaidacea) from the northeastern Gulf of Mexico. *Zootaxa*, 4154 (4): 389-414.
- Holme, N. and A. McIntyre. 1971. Methods of the study of marine benthos, IPB Handbook N°16. Blackwell Sci. Publ., Oxford and Edinburgh. 346 p.
- Huys, R. 1991. Tantulocarida (Crustacea: Maxillopoda): a new taxon from the temporary meiobenthos. *P.S.Z.N. [Publicazioni della Stazione Zoologica di Napoli]* 1, *Mar. Ecol.* 12: 1-34.
- Huys, R. and G. Boxshall. 1988. A new genus and species of tantulocaridan (Crustacea: Tantulocarida) parasitic on a harpacticoid copepod from the Skagerrak. *Sarsia*, 73: 205-211.
- Huys, R. and S. Conroy-Dalton. 1997. Discovery of hydrothermal vent Tantulocarida on a new genus of Argestidae (Copepoda: Harpacticoida). *Cah. Biol. Mar.*, 35: 235-249.
- Huys, R., G. Boxshall and J. Casanova. 1993. A redescription of *Cumoniscus* Bonnier, 1903 (Crustacea: Tantulocarida) from a cumacean host in the Bay of Biscay. *Syst. Parasitol.*, 26: 75-79.
- Huys, R., J. Olesen, A. Petrunina y J. Martin. 2014. Tantulocarida: 122-127. In: Martin, J.W., J. Olesen and T. Høeg (Eds.): Atlas of crustacean larvae, Johns Hopkins Univ. 384 p.
- Knudsen, S., M. Kirkegaard and J. Olesen. 2009. The tantulocarid genus *Arcticotantulus* [sic] removed from Basipodellidae into Deoterthridae (Crustacea: Maxillopoda) after the description of a new species from Greenland, with first live photographs and an overview of the class. *Zootaxa*, 2035: 41-68.
- Kolbasov, G. and A. Petrunina. 2010. *Microdajus tchesunovi* sp. n. (Tantulocarida, Microdajidae) – A new crustacean parasite of from the White Sea. *Exp. Parasitol.*, 125: 13-22.
- Kornev, P.N., A.V. Tchesunov and P.V. Rybnikov. 2004. *Arcticotantulus pertzovi* gen. et sp. n. (Tantulocarida, Crustacea) – a new tantulocaridan from the pseudobathyal region of the White Sea. *Sarsia*, 89: 355-361.
- Larsen, K. and R. Heard. 2004. Revision of the tanaidomorphan deep-sea genus *Tanaella* (Crustacea: Tanaidacea). *J. Nat. Hist.*, 38(5): 549-579.
- Mason, W. and P. Yevich. 1967. The use of phloxine B and rose bengal stains to facilitate sorting benthic samples. *Trans. Am. Microsc. Soc.*, 86(2): 221-223.
- Mohrbeck, I., P. Martínez and T. Glatzel. 2010. Tantulocarida (Crustacea) from the Southern Ocean deep sea, and the description of three new species of *Tantulacus* Huys, Andersen & Kristensen, 1992. *Syst. Parasitol.*, 77: 131-151.
- Mühlenhardt-Siegel, U. 2005. Cumacea species (Cumacea: Peracarida) from the Deep-Sea Expedition DIVA-1 with RV "Meteor" to the Angola Basin in July 2000. *Family Leuconidae. Org. Divers. Evol.*, 5: 131-149.
- Mühlenhardt-Siegel, U. 2011. Deep-sea Leuconidae (Cumacea, Peracarida) in the south-eastern Atlantic. *Mar. Biodiv.*, 41: 211-260.
- Ohtsuka, S. 1997. The morphology, life cycle and phylogeny of Tantulocarida (Crustacea: Maxillopoda). *Jap. Soc. Syst. Zool.*, 2: 3-12.
- Ohtsuka, S. and A. Boxshall. 1998. Two new genera of Tantulocarida (Crustacea) infesting Asellote isopods and Siphonostomatoid copepods from western Japan. *J. Nat. Hist.*, 32: 683-699.
- Petrescu, I. 1991. Contribution to the knowledge of genus *Eudorella* Norman, 1867 (Crustacea, Cumacea, Leuconidae) with the description of two new species: *Eudorella bacescui* n.sp. and *Eudorella menziesi* n.sp. *Trav. Mus. Hist. Nat. Grigore Antipa*, 31: 315 - 385.
- Petrunina, A. and R. Huys. 2020. A new species of Tantulocarida (Crustacea) parasitic on a deep-water cumacean host from the southwestern Atlantic, with a review of tantulocaridan host utilization, distribution, and diversity. *J. Crustacean Biol.*, Special issue: Crustacean symbioses: 1-16.
- Petrunina, A. and G. Kolbasov. 2009. Two new species of tantulocarida and new data on morphology and anatomy of different life stages of these parasitic crustaceans: 122-127. In: Hendrik, G., T. Bezerra, C. Cnudde, T. Deprez, *et al.* (Eds). Fourteenth Internat. Meiofauna Conf., Book of Abstracts. VLIZ Spec. Publ., 44. xxii + 237 p.
- Petrunina, A., T. Neretina, M. Mugue and G. Kolbasov. 2013. Tantulocarida versus Thecostraca: inside or outside? First attempts to resolve phylogenetic position of Tantulocarida using gene sequences. *J. Zool. Syst. Evol. Res.*, 52: 100-108.
- Roccatagliata, D. 2004. Cumacea: 471-481. En: Llorente, J., J. Morrone, O. Yáñez e I. Vargas (Eds). Biodiversidad, taxonomía y biogeografía de artrópodos de México: Hacia una síntesis de su conocimiento, Vol. 4. Facultad de Ciencias, UNAM. 867 p.





NOTA / NOTE

Esquema de pago por servicios ambientales como estrategia de gestión para regular la pesca artesanal del Distrito de Manejo Integrado Cispatá, Colombia

Payment scheme for environmental services as a management strategy to regulate artisanal fishing in the Integrated Management District Cispatá, Colombia

Johann López Navarro* y Andrea Contreras Araque

 0000-0003-3341-2864

 0000-0002-6956-8329

I. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives De Andrés" Invemar, Santa Marta D.T.C.H., Colombia.
johann.lopez@invemar.org.co*; andrea.contreras@invemar.org.co

* Autor de correspondencia

RESUMEN

Los ecosistemas marinos y costeros se caracterizan por ser zonas muy productivas en términos de beneficios que proporcionan a la humanidad, siendo el servicio de aprovisionamiento de alimento uno de los más importantes. En 2018, en el Distrito de Manejo Integrado Cispatá (DMI Cispatá), Córdoba, a raíz de la disminución de recursos pesqueros, los pescadores artesanales firmaron acuerdos para la recuperación del recurso; sin embargo, no han logrado implementarse por diversas razones. El presente estudio muestra la viabilidad de un esquema de Pago por Servicios Ambientales como alternativa para inducir al cumplimiento de los acuerdos pesqueros. El análisis aquí desarrollado indica que el DMI Cispatá cumple con las condiciones necesarias para implementar este instrumento económico beneficiando a 20 organizaciones pesqueras del área.

PALABRAS CLAVES: DMI Cispatá, Pesquerías, Pagos por servicios ambientales, Servicios ecosistémicos, Sostenibilidad.

ABSTRACT

Marine and coastal ecosystems are characterized as highly productive areas in terms of the benefits they provide to humanity, with food provision being one of the most important. In 2018, in the Cispatá Integrated Management District (DMI Cispatá), due to the decrease in fishing resources, artisanal fishermen signed agreements for the recovery of the resource; however, they have not been implemented for various reasons. This study shows the viability of a Payment Scheme for Environmental Services as an alternative to induce compliance with fishing agreements. The analysis developed here indicates that the DMI Cispatá fulfills the necessary conditions to implement this economic instrument benefiting 20 fishing organizations in the area.

KEYWORDS: IMD Cispatá, Payment Scheme for Environmental Services, Incentive, Fishermen, Sustainability

Los ecosistemas marinos y costeros son diversos y se caracterizan por ser muy productivos en términos de beneficios para el hombre. Se encuentran en 123 países (Unep, 2006) y son conocidos como servicios ecosistémicos o ambientales, mismos que se clasifican en cuatro tipos: i) provisión, ii) regulación, iii) soporte ecológico y iv) culturales (Rincón-Ruiz *et al.*, 2014).

Uno de los principales beneficios de aprovisionamiento que ofrecen estos ecosistemas es la pesca que, junto a la acuicultura, según la FAO (2019), brinda sustento a entre 10 y 12 % de la población mundial. La pesca significó en 2016 una producción de 171 millones de toneladas, de las cuales 88 % fue empleada para consumo humano (FAO, 2018). Sin embargo, se ha estimado que 33,1 % del recurso pesquero es capturado más allá de los límites de sostenibilidad permisible (biológica), presentándose una tendencia decreciente en el porcentaje de especímenes aptos para la captura (FAO, 2016).

En Colombia, una de las áreas que refleja esta problemática es el Distrito de Manejo Integrado Cispata (DMI Cispata) en el departamento de Córdoba. Allí, la pesca artesanal es una de las actividades económicas permitidas, mediante artes y aparejos de pequeña escala y embarcaciones de poca autonomía. En la actualidad, las malas prácticas de pesca y el uso de artes inadecuados, ponen en riesgo la sostenibilidad del recurso pesquero e hidrobiológico. A esto se suma la limitada capacidad de las entidades para ejercer control y vigilancia, ocasionando la reducción de la densidad, abundancia y biomasa de especies de interés comercial (Solano *et al.*, 2007; CVS-Invemar, 2010).

En vista de esta problemática, en 2018 se estableció un “Plan de co-manejo pesquero participativo con enfoque ecosistémico” (Invemar - Fundación Natura, 2018). Esto sentó las bases para la firma de acuerdos entre pescadores, la Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (Aunap), la Corporación Autónoma Regional de los Valles del Sinú (CVS), la alcaldía de San Antero, el Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (Invemar), y la Universidad de Córdoba. Sin embargo, los acuerdos firmados no se han implementado por diversas razones como la usencia de aval por parte de la Aunap y de un comité local que garantice la ejecución.

Para promover la implementación de estos acuerdos orientados a regular la pesca artesanal, este estudio diseñó y planteó las bases de la estructuración de un esquema de Pagos por Servicios Ambientales (PSA). Los PSA son instrumentos económicos que buscan incentivar cambios en el comportamiento de los agentes, por medio de acuerdos

Marine and coastal ecosystems are diverse and can be found in 123 countries (Unep, 2006). They are characterized by being very productive in terms of benefits for humans, known as ecosystem or environmental services (ES) which are classified into four types: i) provisioning, ii) regulation, iii) ecological support, and iv) cultural, (Rincón-Ruiz *et al.*, 2014).

According to FAO (2019), one of the main services provided by these ecosystems is fishing, which, along with aquaculture, sustains between 10 % and 12 % of the world’s population. In 2016, fishing produced 171 million tons, 88 % for human consumption (FAO, 2018). However, it is estimated that 33.1 % of the fishing resource is captured beyond the limits of permissible sustainability (biological), presenting a decreasing trend in the percentage of specimens suitable for capture (FAO, 2016).

In Colombia, one of the areas that mirrors this problem is the Cispata Integrated Management District (DMI Cispata) located in the department of Córdoba. There, artisanal fishing is one of the permitted economic activities, using small-scale gear and boats. Currently, bad fishing practices and the use of inappropriate gears put the sustainability of fishing and hydrobiological resources at risk. In addition, the limited capacity of the entities to exercise control and surveillance has led to a reduction in the density, abundance and biomass of commercial species (Solano *et al.*, 2007; CVS-Invemar, 2010).

In response to this problem, in 2018 a “Participatory Fishing Co-management Plan with an Ecosystem Approach” was established (Invemar-Fundación Natura, 2018), laying the groundwork for the signing of agreements among fishermen, the National Aquaculture and Fisheries Authority (AUNAP), the Regional Autonomous Corporation of the Sinú Valleys (CVS), the San Antero City Hall, the Institute of Marine and Coastal Research (Invemar) and the University of Córdoba. However, the signed agreements have not been implemented for various reasons such as the lack of endorsement by the AUNAP and the absence of a local committee to guarantee their fulfillment.

To promote the implementation of these agreements, aimed at regulating artisanal fisheries, this study designed and proposed the basis for structuring a Payment for Environmental Services (PES) scheme. PES are economic instruments that seek to encourage changes in the behavior of agents, through voluntary agreements

voluntarios entre usuarios y proveedores del servicio ambiental, que implican acciones condicionadas (Wunder, 2005; Moreno, 2012).

El DMI Cispatá está ubicado en el extremo sur del Golfo de Morrosquillo, con una superficie aproximada de 130 km², abarca los municipios de San Antero (36,0 %), San Bernardo del Viento (46,2 %) y Santa Cruz de Lorica (17,8 %) (Figura 1). Está compuesto por un sistema de caños y ciénagas remanentes del antiguo delta del río Sinú, humedales halófilos, playones aluviales y fluviomarinos, áreas de playa, helechales, bosque seco y otros ecosistemas asociados (CVC-Invemar, 2010). Se compone además de un ecosistema de manglar, el cual brinda múltiples beneficios a las comunidades locales que extraen el recurso pesquero (Ecovera, 2015).

Siguiendo a Wunder (2005), quien plantea cinco componentes esenciales para la formulación de esquemas de PSA efectivos, el paso a paso para la elaboración de PSA en ecosistemas marinos y costeros, desarrollado por el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), el

between users and providers of the environmental service, which imply conditioned actions (Wunder, 2005; Moreno, 2012).

The DMI Cispatá is located at the southern end of the Gulf of Morrosquillo, with an area of approximately 130 km², covering the municipalities of San Antero (36.0 %), San Bernardo del Viento (46.2 %) and Santa Cruz de Lorica (17.8 %) (Figure 1). It is composed of a system of remnants of the old Sinú River delta, halophilic wetlands, alluvial and fluvial-marine beaches, beach areas, swamps, dry forests and other associated ecosystems (CVC-Invemar, 2010). It also consists of a mangrove ecosystem, which provides multiple benefits to local fishing communities (Ecovera, 2015).

In accordance with Wunder (2005), who proposes five essential components for the formulation of effective PES schemes, the step-by-step approach for the development of PES in marine and coastal ecosystems, developed by the United Nations Environment Programme

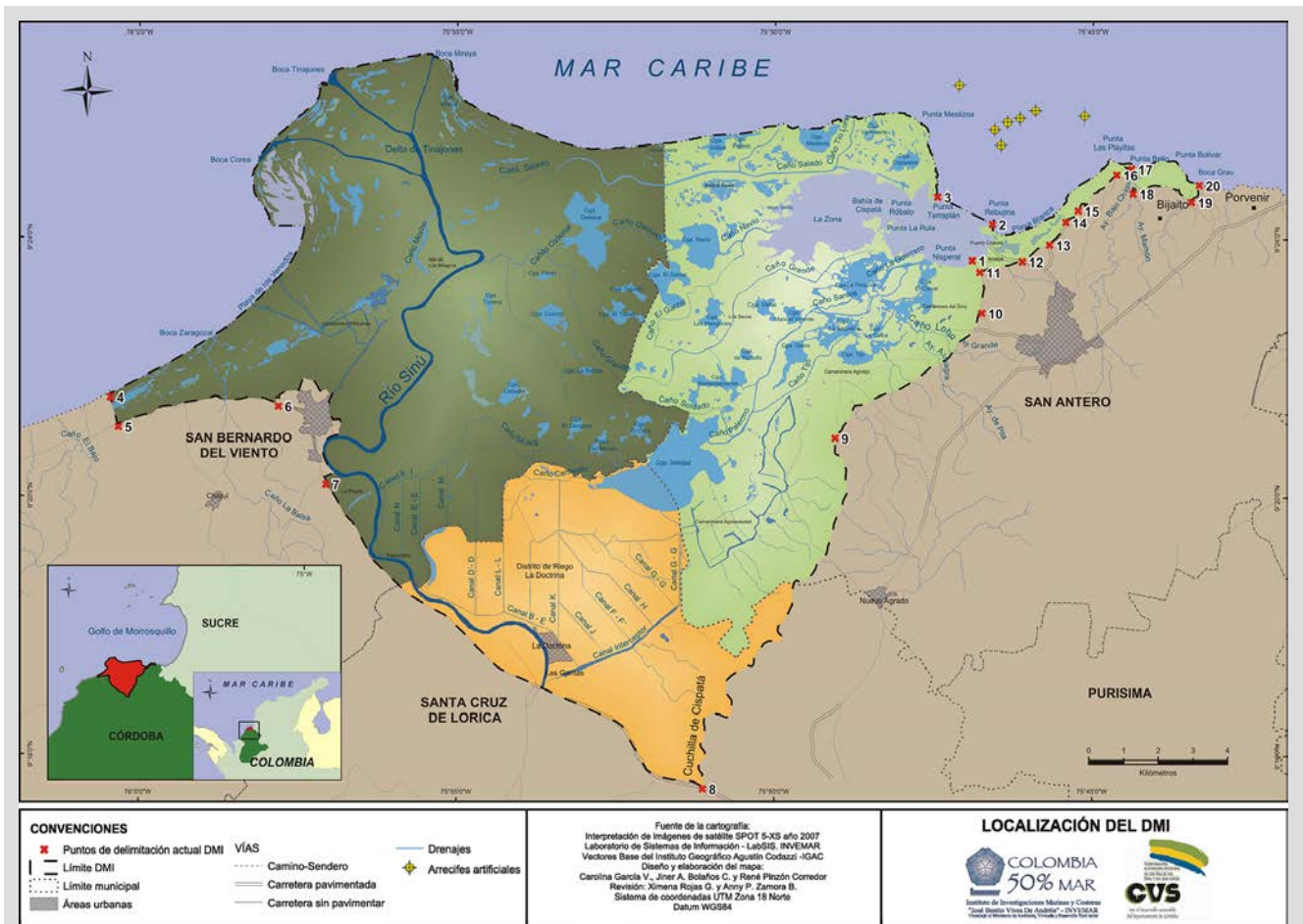


Figura 1. Distrito de Manejo Integrado DMI Cispatá. Fuente: Labsis Invemar (2018).

Figure 1. Cispatá DMI Integrated Management District. Source: Labsis Invemar (2018).

Grupo Katoomba y Forest Trends (2010), y tomando elementos complementarios de Scheufele y Bennett (2013) y Fripp (2014), se elaboraron los componentes del esquema, a partir de información secundaria y entrevistas semiestructuradas. Se procedió a: i) Identificación y caracterización del Servicio Ambiental (SA) y área geográfica; ii) Caracterización de agentes proveedores y beneficiarios; iii) Establecimiento del precio del SA a partir del cálculo del costo de oportunidad, y iv) Identificación del mecanismo de pago y las capacidades institucionales.

Por sus características el DMI Cispata cumple con las condiciones establecidas en la normatividad colombiana para la aplicación de un instrumento de PSA (Artículo 60 del Decreto Ley 870 de 2017). Se evaluó el diseño de este tipo de esquema bajo la modalidad de conservación de la biodiversidad, logrando los siguientes resultados:

Caracterización del DMI Cispata y del SA

La pesca artesanal en el DMI Cispata, se realiza en cuerpos de agua, distribuidos en unidades de manejo, categorizadas y subdivididas de acuerdo con el uso potencial (Figura 2) (CVS-Inveemar, 2010), que son catalogadas de uso sostenible o de producción, y representan 64,3 % del área total protegida, en el que además se realizan otras actividades económicas de carácter tradicional como el aprovechamiento forestal y la agricultura. Según los acuerdos de pesca se destacan 29 sitios de pesca (27 ciénagas y 2 pozos), que comprenden un área total de 1609,9 ha, los cuales según cálculos propios representarían 6,6 % del área total del DMI.

Tomando como referencia la participación poblacional de 6 % para el DMI Cispata, calculado por la CVS-Inveemar (2010) con relación a la población total de los tres municipios que lo conforman San Bernardo del Viento, San Antero y Santa Cruz de Lorica, se estimó que en la actualidad hay cerca de 9.417 habitantes (Figura 3), lo que equivale a una densidad poblacional de 100 habitantes por km², y de la cual se estima que 18 % de la población calculada en el DMI Cispata son pescadores.

La riqueza de especies en el DMI Cispata, muestra una disminución paulatina, pasando de 73 especies (68 spp de peces y 5 de crustáceos) en 2001, a menos de 30 en 2014, significando una reducción de 56 %. Sin embargo, en 2016 se observa una leve recuperación, alcanzando las 36 spp (Figura 4), lo que equivale a una disminución de 47 % frente al primer año evaluado.

Según los datos analizados se observa una variación año tras año de la producción pesquera en el DMI Cispata, que estuvo entre 68,8 t en 2001 y 47,5 t en 2016 (Figura 5), con

(Unep), the Katoomba Group and Forest Trends (2010) and taking complementary elements from Scheufele and Bennett (2013) and Fripp (2014), the components of the scheme were developed from secondary information and semi-structured interviews. The following steps were taken: (i) Characterization of the Environmental Service (ES) and geographical area, (ii) Characterization of supplier agents and beneficiaries, (iii) Establishment of the price of the ES based on the calculation of the opportunity cost, and (iv) Identification of the payment mechanism and institutional capabilities.

Due to its characteristics, the DMI Cispata complies with the conditions established in the Colombian regulations for the application of a PES instrument (Article 60 of Decree Law 870 of 2017). The design of this type of scheme was evaluated under the modality of biodiversity conservation, achieving the following results.

Characterization of the DMI Cispata and the Ecosystem Services (ES)

Artisanal fishing in the DMI Cispata is carried out in bodies of water, distributed in management units, categorized and subdivided according to their potential use (Figure 2) (CVS-Inveemar, 2010). These are catalogued as of sustainable use or production and represent 64.3 % of the total protected area, where other traditional economic activities such as forestry and agriculture are also carried out. According to the fishing agreements, there are 29 fishing sites, which comprise a total area of 1609.9 ha, representing 6.6 % of the total area of the DMI Cispata.

Taking as a reference the 6 % population participation for the DMI Cispata, calculated by CVS-Inveemar (2010) in relation to the total population of the three municipalities that make up San Bernardo del Viento, San Antero and Santa Cruz de Lorica, it was estimated that there are currently about 9,417 inhabitants (Figure 3), which is equivalent to a population density of 100 inhabitants per km². It is estimated that 18 % of the population calculated in the DMI Cispata are fishermen.

The species richness in the DMI Cispata, shows a gradual decrease, from 73 species (68 spp of fish and 5 of crustaceans) in 2001, to less than 30 in 2014, meaning a reduction of 56 %. However, in 2016 a slight recovery is observed, reaching 36 spp (Figure 4), meaning a decrease of 47 % compared to the first year evaluated.

According to the data analyzed, there is a year-to-year variation in fish production in the DMI Cispata, which was between 68.8 t in 2001 and 47.5 t in 2016 (Figure 5),

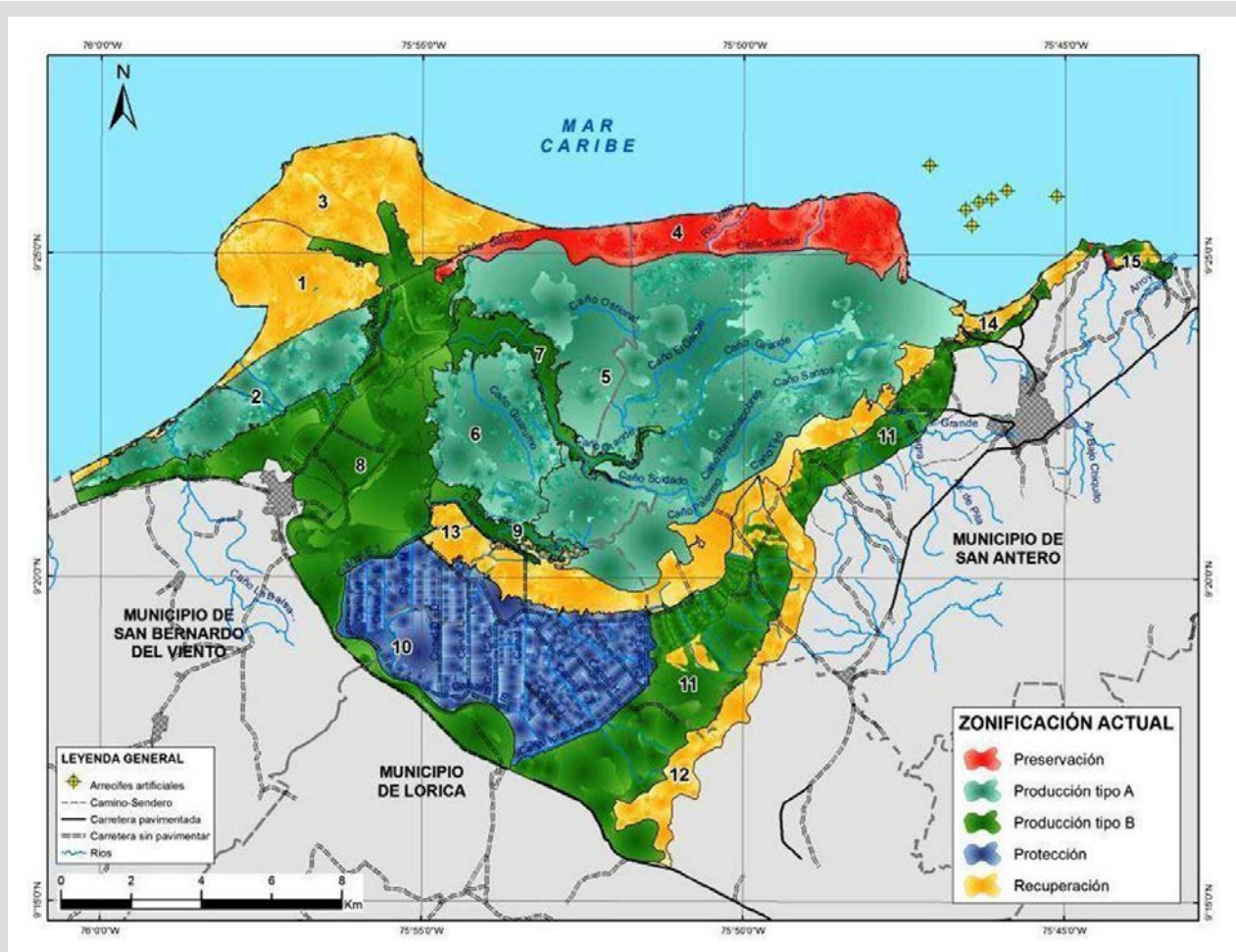


Figura 2. Zonificación del Distrito de Manejo Integrado, Fuente: CVS e Inveimar (2010)

Figure 2. Integrated Management District Zoning (CVS-Inveimar, 2010).

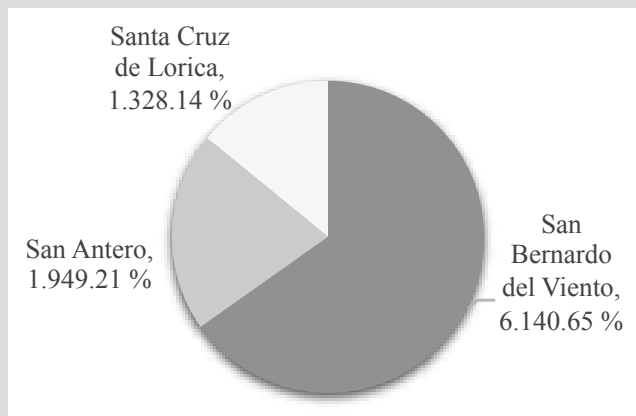


Figura 3. Número y porcentaje de habitantes del DMI Cispatá por municipio 2018. Fuente: Elaboración propia a partir de información del DANE 2018.

Figure 3. Number and percentage of inhabitants of the DMI Cispatá by municipality 2018. Source: Author's elaboration based on information from DANE 2018.

una disminución en los volúmenes de captura mayormente reflejados a partir de 2005, cuando no se alcanza a igualar o superar la productividad de los primeros cuatro años,

with a decrease in catch volumes mostly reflected as of 2005, where productivity in the first four years was not reached or exceeded, reaching the lowest records in 2006

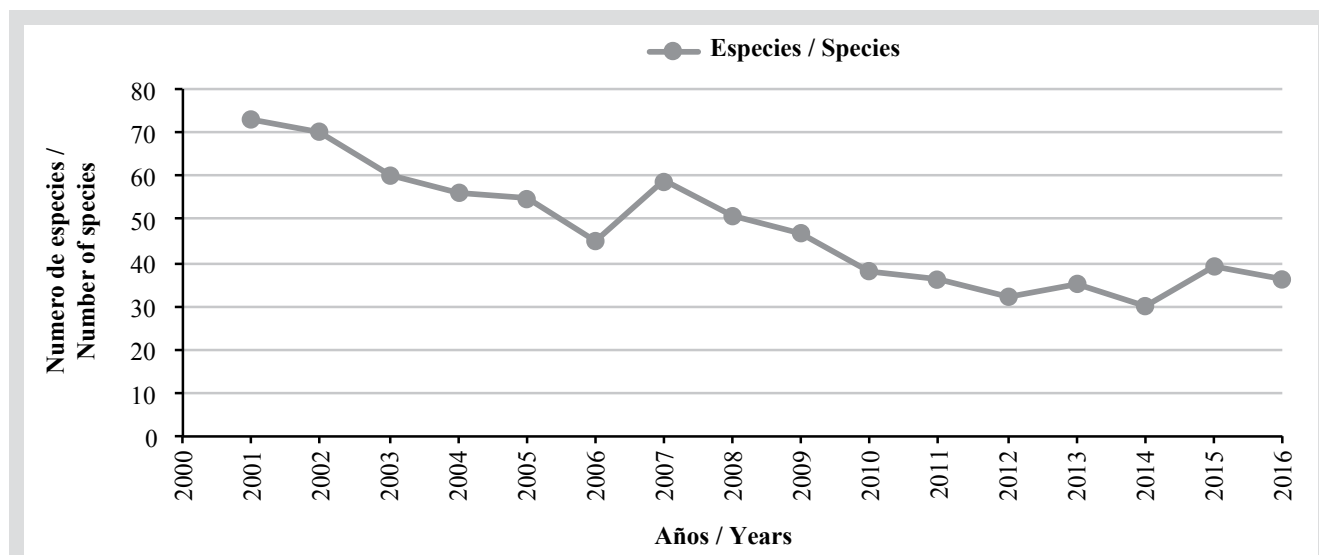


Figura 4. Número de especies registradas entre 2001 y 2016 en en el DMI Cispatá. Fuente: Elaboración propia a partir de datos proyecto URRÁ-Invemar.

Figure 4. Number of species reported between 2001 and 2016 in the DMI Cispatá. Source: Own elaboration based on data from the URRÁ-Invemar project.

alcanzando los menores registros en 2006 con 36,8 t y 2013 con 33,9 t, y alcanzando aumentos importantes en 2009 (66 t) y 2015 (57,6 t) (Figura 5).

with 36.8 t and 2013 with 33.9 t, and reaching significant increases in 2009 (66 t) and 2015 (57.6 t) (Figure 5).

Composición de la captura de las especies de interés comercial

De las especies de peces capturadas en el DMI Cispatá, 10 son consideradas de mayor importancia comercial, como el bocachico (*Prochilodus magdalenae*) que registra las mayores capturas, destacándose en 2006 con 57,2 %; el robalo

Catch composition of species of commercial interest

Among the fish species captured in the DMI Cispatá, 10 are considered of greater commercial importance, such as the bocachico (*Prochilodus magdalenae*) which registers the greatest captures, standing out in 2006 with 57.2 %; the common snook (*Centropomus undecimalis*) which registered between

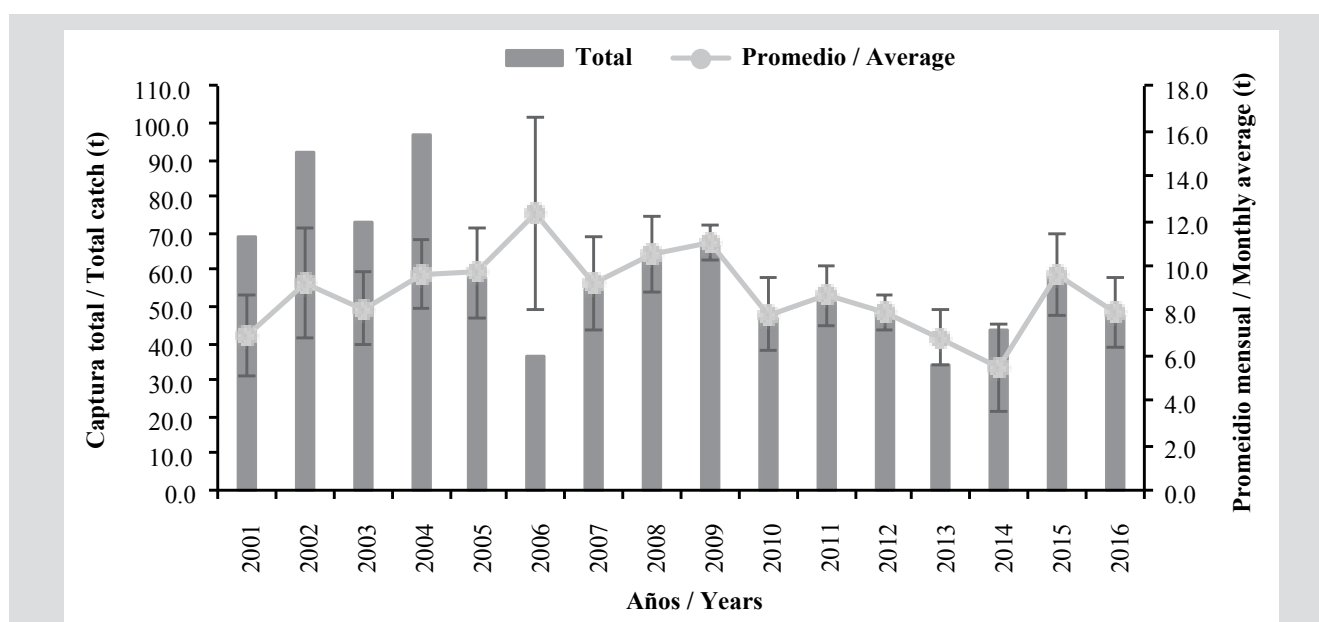


Figura 5. Captura total y promedio mensual interanual en la pesquería del DMI Cispatá. Fuente: Elaboración propia, datos URRÁ-Invemar.

Figure 5. Total catch and average monthly inter annual catch in the DMI Cispatá fishery. Source: Own elaboration, URRÁ-Invemar data.

(*Centropomus undecimalis*) que registró entre 13 y 23 % de las capturas; la anchoa (*Mugil incilis*) con participación de 2,6 y 19 % y el sábalo (*Megalops atlanticus*) de 2,8 y 18,3 %. Las 10 especies representan entre 95 % (2010) y 77 % (2016) de la captura total en los años evaluados (Figura 6).

13 and 23 % of the captures; the parassi mullet (*Mugil incilis*) with a participation of 2.6 and 19 % and the tarpon (*Megalops atlanticus*) of 2.8 and 18.3 %. The 10 species represent between 95 % (2010) and 77 % (2016) of the total catch in the years evaluated (Figure 6).

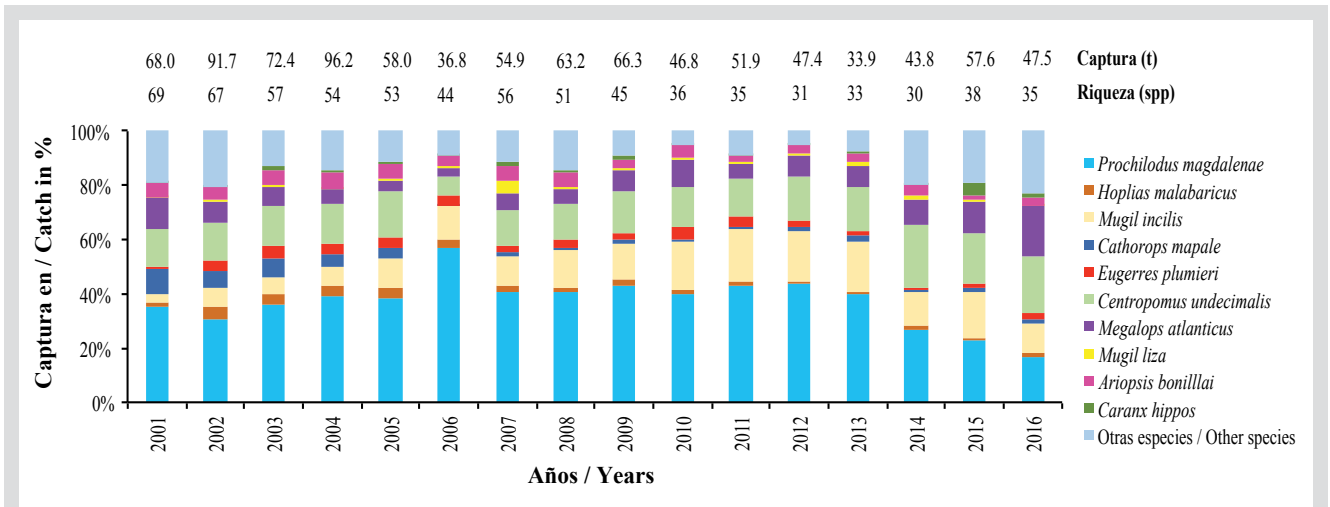


Figura 6. Composición interanual en porcentaje de la captura (t) de peces
Fuente: Elaboración propia a partir de datos proyecto URRRA-Invemar.

Figure 6. Yearly composition as percentage of fish catch (t). Source: Own elaboration from data of the URRRA-Invemar project.

Identificación de proveedores y usuarios del SA

Para identificar los agentes proveedores del SA, es decir los beneficiarios del incentivo económico, en este caso los pescadores, se deben tener en cuenta las particularidades de la actividad pesquera, como que la provisión del servicio ambiental es de libre acceso ante la imposibilidad de garantizar derechos de propiedad. Sin embargo, se pueden identificar y caracterizar los pescadores habitantes de la zona del DMI Cispata que tradicionalmente han derivado su sustento de la pesca artesanal. Estos pescadores serían los beneficiarios del incentivo y, mayoritariamente, se encuentran vinculados a 20 organizaciones pesqueras del DMI Cispata que firmaron los acuerdos en 2018.

El informe establecido por Rojas (2020), considera a los usuarios o beneficiarios del SA como aquellos que requieren preservar o restaurar un SA, garantizando el mantenimiento o mejora en beneficio de otros agentes. Para el caso del DMI Cispata, empresas privadas en la zona, dedicadas a la explotación de hidrocarburos, son compradores potenciales, al considerar la responsabilidad empresarial en pro de compensar el impacto ambiental generado por su actividad económica. También se encuentran operadores turísticos, hoteles y restaurantes, relevantes en la zona, así como actores asociados a la infraestructura vial y generación de energía.

Identification of ES suppliers and users

In order to identify the providers of the ES, it is necessary to take into account the particularities of the fishing activity, such as the fact that the resources are freely accessible, given the impossibility of guaranteeing property rights. However, the use of the resource can be characterized, which is exercised by fishermen who are inhabitants of the Cispata DMI area and who have traditionally derived their livelihood from artisanal fishing. These fishermen would be the beneficiaries of the incentive and, mostly, are linked to 20 fishing organizations of the DMI Cispata that signed the agreements in 2018.

The report established by Rojas (2020) considers the users or beneficiaries of the ES as those who need to preserve or restore a ES, ensuring the maintenance or improvement for the benefit of other agents; in the case of the DMI Cispata, private companies in the area dedicated to hydrocarbons exploitation, are potential buyers, when implementing processes of corporate responsibility to compensate the environmental impact generated by their economic activity. There are also relevant tour operators, hotels and restaurants in the area, as well as actors associated with road infrastructure and power generation.

Precio del SA

Según Forest Trends y el Grupo Katoomba (2010) y Fripp (2014), el precio debe ser satisfactorio para las partes, suficiente para convertirse en un incentivo y que garantice el cumplimiento de las reglas del esquema, por ejemplo, la adopción de artes de pesca sostenibles, temporadas de veda establecidas y máximo número de artes de pesca por zona. en lo que mantener el SE bien definido, a través de acuerdos entre proveedores y compradores, considerando el cumplimiento de estos acuerdos en su totalidad. Para el caso del DMI Cispatá, se partió del costo de oportunidad, es decir, cuánto dejaría de recibir un pescador por acogerse a los acuerdos de pesca y renunciar a la actividad durante los periodos de veda. Se tomó como referencia la renta económica calculada por el Sistema Pesquero de Invermar (SIPEIN) en 2016:

- La renta económica promedio mensual para un pescador de red de enmalle fija fue de \$1'023 695 en precios corrientes de 2016, en precios de 2019 esta equivale a \$1'162 629 (escenario en ausencia del PSA).
- Se planteó un periodo de adaptación para los pescadores beneficiarios donde recibirían el equivalente a un salario mínimo legal vigente (SMLV), que para 2019 sería de \$980 657 incluyendo el auxilio de transporte (escenario con el PSA).

Calculando el costo de oportunidad (CO) tenemos:

$CO = \text{Opción que se elige} - \text{Menos la mejor opción no elegida} = \$980\,657 - \$1\,023\,695 = -\$43\,038$

Aunque el valor del SMLV está por debajo de los ingresos reales para los pescadores, la opción del esquema presenta otros beneficios relacionados con recibir un pago monetario fijo mensual, recuperación y sostenibilidad del recurso pesquero, aumento de la renta económica relacionada con la captura de ejemplares de mayor tamaño, apropiación de buenas prácticas de pesca y opciones para diversificar los ingresos de los hogares pescadores en temporadas de veda a través de proyectos productivos complementarios.

Mecanismo de pago y capacidades institucionales

Este paso está relacionado con las condiciones mínimas que el esquema de PSA en el DMI Cispatá debe cumplir considerando el mecanismo de pago, el tipo, monto y las capacidades institucionales. Para esto, y siguiendo la propuesta de Scheufele y Bennett (2013), se hizo una descripción exhaustiva de cada uno de los componentes.

Transparencia: Los términos, condiciones y riesgos del esquema de PSA deben ser claros para todos

ES Price

According to Forest Trends and the Katoomba Group (2010) and Fripp (2014), the price must be satisfactory to the parties, sufficient to become an incentive and to ensure compliance with the rules of the scheme. In the case of the Cispatá DMI, the opportunity cost was calculated, that is, how much a fisherman would not receive if he were to adhere to the fishing agreements and cease fishing during the closure periods. The economic rent, calculated for the year 2016 (SIPEIN), was taken as a reference:

- The average monthly economic rent for a fixed gillnet fisherman was \$1,023,695 in 2016 prices, in 2019 prices this is equivalent to \$1,162,629 (scenario in the absence of the PES).
- An adaptation period was proposed for the beneficiary fishermen where they would receive the equivalent of a current legal minimum wage (SMLV), which by 2019 would be \$980,657 including transportation assistance (scenario with the PES).

Calculating the opportunity cost (CO) we have:

$CO = \text{Option chosen} - \text{minus the best option not chosen}; = \$980,657 - \$1,023,695 = -\$43,038$

Although the value of the SMLV is below the actual income for fishermen, the scheme option has other benefits related to: Receiving a fixed monthly monetary payment, recovery and sustainability of the fishing resource, increased economic income related to the capture of larger specimens, appropriation of good fishing practices, and options to diversify the income of fishing households during closed seasons through complementary productive projects.

Payment mechanism and institutional capacities

This step is related to the minimum conditions that the PES scheme in the DMI Cispatá must comply with, considering the payment mechanism, type, amount and institutional capacities. For this, following the proposal of Scheufele and Bennett (2013), they made an exhaustive description of each of the components.

Transparency: The terms, conditions, and risks of the PES scheme must be clear to all involved, so that it is effective and does not lose strength. In the case of the DMI Cispatá, fulfilling this criterion is feasible considering that the scheme is based on strengthening, through incentives, the compliance of the fishing agreements, by the fishermen that are part of the 20 signing organizations and in the



los involucrados, para que de esta manera tenga efectividad y no pierda potencialidad. En el caso del DMI Cispata, cumplir con este criterio es viable teniendo en cuenta que el esquema se basa en fortalecer a través de incentivos el cumplimiento de los acuerdos de pesca, por los pescadores que conforman las 20 organizaciones firmantes y ante la presencia de autoridades ambientales en la zona con experiencia y trayectoria en proyectos ambientales (CAR, Aunap y academia).

Adicionalidad en la oferta del SA: Una vez el esquema es implementando se debe presentar una oferta adicional en la provisión del SA. El esquema de PSA en el DMI, puede garantizar adicionalidad al incentivar la captura de especímenes por encima de la talla de madurez sexual y la instauración de temporadas de veda que brindarán condiciones para la recuperación del recurso.

Condicionalidad de los pagos: Este criterio se debe establecer desde el inicio de la implementación del PSA, y habla de los estándares mínimos que el proveedor del SA debe cumplir para recibir la retribución, sea en efectivo o especie. Para el caso del DMI Cispata, la condicionalidad en los pagos, está relacionada al cumplimiento de los acuerdos de pesca firmados por los pescadores. Es importante establecer un comité de vigilancia y control integrado principalmente por autoridades competentes y pescadores, para que por medio de monitoreos se verifique el cumplimiento de los acuerdos.

Participación voluntaria: La participación de los agentes debe ser voluntaria para salvaguardar la efectividad del esquema de PSA. En el área objeto de estudio, existe un buen antecedente y es la firma de los acuerdos de pesca que de manera voluntaria se dio en 2018.

Tipo de agente y forma de intervención: Los agentes deben ser entidades del gobierno, ONG, institutos de investigación, donantes o agentes privados en capacidad de asumir la tarea de mediación entre los proveedores y beneficiarios y, llevar a la realidad la operatividad del esquema de PSA. En el área hay suficientes agentes con la capacidad económica e institucional para establecer un PSA (autoridades ambientales, sector privado, ONG y academia).

Mecanismo de selección de los vendedores: se recomienda que la selección de los proveedores se haga a través de un análisis costo-beneficio, el cual permite la selección de los vendedores con el mayor beneficio neto y excluye ofertas que significan pérdidas netas para la sociedad (Scheufele y Bennett 2013). La selección de proveedores en el DMI Cispata, parte de los registros de las 20 asociaciones

presence of environmental authorities in the area with experience and trajectory in environmental projects (CAR, AUNAP and academia).

Additionality in the provision of the ES: Once the scheme is implemented, an additional offer must be made in the provision of the ES. The PES scheme in the DMI can guarantee additionality by encouraging the capture of specimens above the size of sexual maturity and the establishment of closed seasons that will provide conditions for the recovery of the resource.

Payment conditionality: This criterion should be established from the beginning of the PES implementation, and speaks of the minimum standards that the ES provider must meet to receive the payment, either in cash or in kind. In the case of the DMI Cispata, the conditionality of the payments is related to compliance with the fishing agreements signed by the fishermen. It is important to establish a vigilance and control committee made up mainly of competent authorities and fishermen, so that through monitoring, compliance with the agreements is verified.

Voluntary participation: Participation by agents must be voluntary to safeguard the effectiveness of the PES scheme. In the area under study, there is a good precedent and that is the signing of the fishing agreements that occurred voluntarily in 2018.

Type of agent and form of intervention: The agents must be government entities, NGOs, research institutes, donors or private agents capable of assuming the task of mediation between providers and beneficiaries and, making the PES scheme operational. In the area there are enough agents with the economic and institutional capacity to establish a PES (environmental authorities, private sector, NGOs and academia).

Vendor selection mechanism: It is recommended that the selection of vendors be done through a cost-benefit analysis, which allows the selection of vendors with the highest net benefit and excludes bids that mean net losses for the society (Scheufele and Bennett, 2013). The selection of providers in the DMI Cispata is facilitated by the fact that the records of the 20 artisanal fishermen associations that signed the fishing agreements are used as a starting point; however, it is important to carry out a fishing census to identify the fishermen linked to each association, socioeconomic characteristics and resources to implement the PES.

Type of payment: Can be classified into direct cash or in-kind benefits and indirect benefits (Scheufele

de pescadores artesanales firmantes de los acuerdos de pesca; sin embargo, es importante llevar a cabo un censo pesquero para identificar a los pescadores vinculados a cada asociación, sus características socioeconómicas, y los recursos para implementar el PSA.

Tipo de pago: Pueden clasificarse en beneficios directos en efectivo o en especie y en beneficios indirectos (Scheufele y Bennett, 2013). En el DMI Cispatá, se recomienda una combinación de pagos directos en efectivo y en especie que permita a los vendedores del SA sustituir sus artes de pesca y disminuir la presión sobre el recurso, cumpliendo con las épocas de veda descritas en el acuerdo de pesca artesanal.

Sistema de pago: Es el proceso que se usa para hacer efectivo el pago acordado y debe contemplar una periodicidad, la base para el pago, una definición del pago y un monto estipulado (Scheufele y Bennett, 2013). En el DMI Cispatá, se recomienda en su etapa inicial una combinación de pagos directos en efectivo y en especie, así como a través de programas y proyectos productivos, y así de esta manera a su vez incentivar la conservación de otros SE. Para el cumplimiento de las épocas de veda es deseable ofrecer una alternativa económica que supla las necesidades básicas de los vendedores, según la experiencia de la CVS, se podrían implementar proyectos relacionados con apicultura, ecoturismo y cultivos de pancoger o huertas caseras (Espinosa, 2020).

Medidas para establecer la eficiencia del esquema: Las medidas pueden basarse en los insumos empleados o en los servicios ambientales producidos (Scheufele y Bennett, 2013). En el DMI Cispatá, las medidas estarán dadas por los resultados del monitoreo pesquero que debe implementarse cuando se tenga en marcha el esquema. Los resultados demostrarán la efectividad con relación a la recuperación y sostenibilidad del recurso pesquero.

La pesca es una de las actividades de mayor importancia para las comunidades del DMI Cispatá, sin embargo, presenta bajos rendimientos en las capturas con un patrón decreciente, pasando de 95 t en 2004 a 34 t en 2014. Los principales vendedores del SA identificados, son todos aquellos pescadores pertenecientes a las 20 organizaciones pesqueras que firmaron los acuerdos de pesca y que, bajo el esquema de PSA, estarían acatando el mismo.

Se identificaron un total de 17 potenciales compradores del SA, pertenecientes a los sectores público (10), privados (4) y ONG (3), cada uno con diferentes roles y aportes al esquema, cuya presencia e interés en el área

and Bennett, 2013). In the Cispatá DMI, a combination of direct cash and in-kind payments is recommended to allow ES sellers to replace their fishing gear and decrease pressure on the resource, while complying with the closure periods described in the artisanal fisheries agreement.

Payment system: This is the process used to make the agreed-upon payment and should include a periodicity, the basis for payment, a definition of payment, and a stipulated amount (Scheufele and Bennett, 2013). In the Cispatá DMI, a combination of direct cash and in-kind payments is recommended in the initial stage. In order to comply with the closed seasons, it is desirable to offer an economic alternative that supplies the basic needs of fishermen. According to CVS's experience, projects related to beekeeping, ecotourism and cultivation of home-grown vegetables or orchards could be implemented (Espinosa, 2020).

Measures to establish the efficiency of the scheme: Measures can be based on the inputs used or on the environmental services produced (Scheufele and Bennett, 2013). In the DMI Cispatá, the measures will be given by the results of the fishing monitoring that must be implemented when the scheme is in place. The results will demonstrate the effectiveness in relation to the recovery and sustainability of the fishing resource.

Fishing is one of the most important activities for the communities of the DMI Cispatá, however, it presents low yields in the catches with a decreasing pattern, going from 95 t in 2004 to 34 t in 2014. The main sellers of the ES identified are all those fishermen belonging to the 20 fishing organizations that signed the fishing agreements and who, under the PES scheme, would be complying with it.

A total of 17 potential ES buyers were identified, belonging to the public (10), private (4) and NGO sectors (3), each with different roles and contributions to the scheme, whose presence and interest in the area favor the implementation of an instrument such as PES schemes. The minimum conditions that the PES scheme must meet were determined, demonstrating that in the DMI Cispatá it is viable to implement a PES scheme.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors would like to thank Invemar and Acción Manglares, Pastos Marinos y Comunidades Locales -MAPCO and the company URRRA S.A.S. for their support and access to information, José Alexander Romero



favorecen la implementación de un instrumento como los esquemas de PSA. Se determinaron las condiciones mínimas que el esquema de PSA debe cumplir, demostrando que en el DMI Cispata es viable la implementación de un esquema de PSA.

for his support with the fishing data and all the people who in some way intervened in this process.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Invemar y la Acción Manglares, Pastos Marinos y Comunidades Locales – MAPCO y a la empresa URRRA S.A.S. por su apoyo y acceso a información, a José Alexander Romero por el apoyo con los datos pesqueros y a todas las personas que de alguna manera intervinieron en este proceso.

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Aparicio, S. y E. Escobar. 2018. Anexo 2. Resultado 1.1. Actividad 1.1.3. Elaboración de estudios para definir la viabilidad técnica, jurídica y financiera de alianza público-privada para diseño y posible constitución de un fondo financiero para la gestión y gobernanza de las AMP.
- AUNAP-Unimagdalena, 2014. Caracterización de los principales artes de pesca de Colombia y reporte del consolidado del tipo y número de artes, embarcaciones y UEP's empleadas por los pescadores vinculados a la actividad pesquera. Contrato de Prestación de Servicios No. 190, suscrito entre la Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca y la Universidad del Magdalena. Santa Marta y Bogotá. 72 p.
- Blanco, Y. 2001. Caracterización de las Pesquerías en Cispata y Caño Lobo en el Golfo de Morrosquillo (Caribe colombiano). Tesis de Ingeniería Pesquera. Universidad del Magdalena, 183 p.
- CVS-Invemar. 2010. Lineamientos de Manejo Integrado de la Unidad Ambiental Costera Estuarina río Sinú –Golfo de Morrosquillo. Editores: Hernández-Ortiz, M., A. P. Zamora-Bornachera, A. López-Rodríguez. Serie de documentos generales Invemar N°53. Santa Marta, 79 p.
- CVS y IAvH. 2006. Delimitación y formulación de un Distrito de Manejo Integrado de los recursos naturales (DMI) de los Manglares de la Bahía de Cispata, Tinajones, la Balsa y Sectores Aledaños. Convenio No. 026. Montería, Córdoba. 289 p.
- DANE. 2018. Censo Nacional de Población y Vivienda. Retrieved from <https://www.dane.gov.co/index.php/estadisticas-por-tema/demografia-y-poblacion/censo-nacional-de-poblacion-y-vivienda-2018>.
- DANE. 2020. Nota metodológica de lamedadepobrezamultidimensionalmunicipalcon información censal. Bogotá D.C.: DANE. Retrieved febrero 10, 2020, from https://www.dane.gov.co/files/investigaciones/condiciones_vida/pobreza/2018/informacion-censal/nota-metodologia-censal-pobreza-municipal-2018.pdf
- Decreto 2811 de 1974. Por el cual se dicta el Código Nacional de Recursos Naturales Renovables y de Protección al Medio Ambiente. Diario Oficial No. 34243. Presidencia de la República de Colombia. Bogotá D.E. 18 de diciembre de 1974. 59 p.
- Decreto 2372 de 2010. por el cual se reglamenta el Decreto-ley 2811 de 1974, la Ley 99 de 1993, la Ley 165 de 1994 y el Decreto-ley 216 de 2003, en relación con el Sistema Nacional de Áreas Protegidas, las categorías de manejo que lo conforman y se dictan otras disposiciones.
- Decreto 870 de 2017. Por el cual se establece el Pago por Servicios Ambientales y otros incentivos a la conservación. República de Colombia. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. 14 p.
- ECOVERSA. 2015. Servicios Ambientales de Ecosistemas Marino – Costeros. Tercer Informe: Producto 3: “Recomendaciones para la incorporación de estrategias y medidas de gestión de los servicios ecosistémico en los planes de manejo de las siete UACs”. Contrato Interadministrativo Derivado No 2140622.
- Espinosa, R. (2020, marzo 10). Entrevista semiestructurada sobre antecedentes y recomendaciones para la aplicación de un esquema de pagos por servicios ambientales en el DMI Cispata. (J. López, y A. Contreras, entrevistadores).
- FAO. 2016. Contribución de la pesca artesanal a la seguridad alimentaria, el empleo rural y el ingreso familiar en países de américa del sur. Santiago de Chile. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. 84 p.
- FAO. 2018. El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2018. Cumplir los objetivos de desarrollo sostenible. Roma. Licencia: CC BY-NC-SA 3.0 IGO.
- FAO. 2019. Servicios ecosistémicos y biodiversidad. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Roma. En: <http://www.fao.org/ecosystem-services-biodiversity/es/>
- Forest Trends y The Katoomba Group. 2010. Pago por Servicios Ambientales: Primeros Pasos en Ecosistemas Marinos y Costeros. Versión 1.0. 67 p.
- Fripp, E. 2014. Payments for Ecosystem Services (PES): A practical guide to assessing the feasibility of PES projects. Bogor, Indonesia: CIFOR. 24 p.
- González-Porto, J., L. Barandica y J. De la Hoz-M. 2019. Pesquerías artesanales de Colombia: valor monetario de los desembarcos costos, ingresos y renta económica (período julio-diciembre de 2018). Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (AUNAP), Bogotá, 26 p.

- Guillén-Oñate, K., D.A. Sánchez-Nuñez, W. Olivero-Jaramillo, A. Contreras-Araque y M. Vargas-Morales. 2015. Valoración integral del servicio de control de erosión que presta el manglar en el DMI Cispata: caracterización del Sistema Socio-ecológico. Invenmar. Informe Técnico Final. Santa Marta. D.T.C.H. 45 p.
- Invenmar y Fundación Natura. 2018. Informe Descriptivo Intermedio año 2018. Informe técnico de avance ITA-002. PRY-001-17. 55 páginas. Sierra-Correa, P.C. y Zamora Borrachera, A.P. (Eds.). Contrato de Subvención No. EU ENV/2016/380-526.
- Mohammed, E. 2012. Payments for coastal and marine ecosystem services: prospects and principles. iied. Briefing. En: <http://pubs.iied.org/17132IIED>
- Moreno, R. 2012. Incentivos Económicos para la Conservación. Un Marco Conceptual. Iniciativa para la Conservación en la Amazonia Andina – ICAA. USAID. Primera edición. Lima. 40 p.
- PNUMA, The Katoomba Group y Forest Trends. 2010. Pago por Servicios Ambientales: Primeros Pasos en Ecosistema Marinos y Costero. 66 p.
- Rincón-Ruiz, A., M. Echeverry-Duque, A.M. Piñeros, C.H. Tapia, A. David, P. Arias-Arévalo y P. A. Zuluaga. 2014. Valoración integral de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos: Aspectos conceptuales y metodológicos. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). Bogotá, D. C. 151 p.
- Rojas, J. 2020. Lineamientos y recomendaciones para desarrollar un perfil de proyecto de Pago por Servicios Ambientales en el ecosistema de manglar de la ciénaga de la Caimanera – Sucre. Informe de consultoría, 26 p.
- Rueda, M. y E. Sanjuanelo. 2013. Bases de la investigación pesquera participativa para la construcción de acuerdos de pesca responsable con mallas en el Distrito de Manejo Integrado Bahía de Cispata. Serie de Publicaciones Generales No. 59. Proyecto GEF-SAMP. Invenmar, GEF, PNUD. Santa Marta, 16 p.
- Scheufele, G. and J. Bennett. 2013. Payments for environmental services: Concepts and applications. Australian National University. Canberra: Crawford School of Public Policy.
- Solano, O., C. Torres, D. Báez, F. Vega, F. Cortés, F. Estela, H. Sáenz y W. GIL. 2007. Plan de Seguimiento y Monitoreo de la Zona Deltaico Estuarina del Río Sinú (Noviembre 2000 a Diciembre de 2007). Invenmar, Coordinación de Servicios Científicos. Informe Final, Fase X, Séptimo año, para la empresa Urrá S. A. E. S. P. Santa Marta. 446 p.
- The Katoomba Group. 2008. Paso a paso: Un manual para diseñar transacciones de servicios ecosistémicos. Forest Trends, The Katoomba Group y PNUMA.
- Torrez, C. 2010. Dinámica de la pesca artesanal en la zona deltaica estuarina del río Sinú (ZDERS) y su relación con el control del régimen hidrológico. Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas. Universidad Nacional de Colombia, 144 p.
- Unep. 2006. Marine and coastal ecosystems and human wellbeing: A synthesis report based on the findings of the Millennium Ecosystem Assessment. United Nations Environment Programme. Retrieved 2020, from www.Unep.org
- Wunder, S. 2005. Pagos por servicios ambientales: Principios básicos esenciales. CIFOR. Ocasional Paper. No. 24. 23 p.

RECIBIDO/RECEIVED: 01/05/2020

ACEPTADO/ACCEPTED: 13/12/2020




NOTA / NOTE

Cefalópodos (Moluscos) del mar Caribe colombiano

Cephalopoda (Mollusca) of the Colombian Caribbean Sea

Juergen Guerrero-Kommritz

 0000-0003-3250-5938

Calle 39 #65-115, A10, Santa Marta, Magdalena, Colombia. greledone@hotmail.com

RESUMEN

La fauna de cefalópodos del Caribe colombiano es poco conocida. Este trabajo da una visión sobre las especies que se pueden encontrar en el área. Para la elaboración de esta lista se revisó todo el material disponible depositado en las colecciones de historia natural más relevantes y se verificó comparándolo con material tipo y con las descripciones originales y redescripciones. Para el mar Caribe colombiano se reconocen 48 especies de cefalópodos en diferentes ambientes marinos. Representan 17 familias y 33 géneros. Hay una *Spirula*, siete sepiólidos, 21 calamares y 18 pulpos. Casi todas las especies son de aguas someras.

PALABRAS CLAVE: Cephalopoda, Caribe, Biogeografía, Sistemática

ABSTRACT

The cephalopod fauna in Colombian Caribbean waters is poorly known. This work gives an overview of the species found in the area. For elaborating this list, the most relevant natural history collections where the material of the area's is material is deposited were consulted, identifications were verified compared with type material and original descriptions and redescrptions. In the Colombian Caribbean Sea 48 cephalopod species are present in different environments, represented in 17 families and 33 genera. There is one *Spirula*, seven sepiolids, 21 squids, and 19 octopod species. Most animals are from shallow coastal waters.

KEYWORDS: Cephalopoda, Caribbean, Biogeography, Systematics

Los cefalópodos son un grupo fascinante que por muchos años no ha sido el foco de interés de los investigadores en el Caribe. El Caribe sur comprende las costas de Panamá, Colombia y Venezuela. Es un área muy diversa, pero todavía poco conocida. Históricamente poca investigación se ha realizado en cefalópodos en esta área.

La primera especie de pulpo descrita para el Caribe sur fue *Octopus zonatus* Voss, 1968. Más tarde *Euaxocephalus pillsburyae* Voss, 1975 fue descrita, corrigiendo un error de identificación que sugería que esta especie era *Octopus defilippi* Veranyi, 1851.

El interés por la fauna de cefalópodos en el Caribe sur comenzó en Venezuela en los años 1980 con un inventario de pulpos (Arocha y Urusa, 1982) y con la lista de cefalópodos capturados por el Barco de investigaciones Fridjov Nansen en 1988 (Arocha *et al.*, 1991). Mientras que en Colombia el interés por la fauna de cefalópodos inicio varios años después cuando la primera lista de cefalópodos fue creada para el catálogo de Moluscos del Caribe colombiano por Díaz y Puyana (1994). La literatura mencionaba que 17 especies se podían encontrar en el área de las cuales 7 eran calamares y 10 pulpos. En 1996 Arango y Díaz reportaron la presencia del calamar pigmeo *Pickfordiateuthis pulchela* Voss, 1953. En 2000 la primera lista oficial de cefalópodos de Colombia fue publicada por Díaz *et al.* con 34 especies distribuidas en 20 géneros y 11 familias.

En 2002 varios cefalópodos de aguas profundas de entre 200 y 500 m se adicionaron con la revisión de material proveniente de diferentes cruceros científicos en el Caribe colombiano (Gracia *et al.*, 2002). Por otra parte, en 2004 se realiza el primer registro de *Tremoctopus violaceus* Chiaje, 1830 y fue mencionado para aguas colombianas (Díaz y Gracia, 2004). Entre tanto, en 2010 Gracia y Ardila publicaron una breve nota sobre el estado de los cefalópodos, resumiendo trabajos anteriores. El Caribe es un área muy rica en especies con más de 110 (Judkins *et al.*, 2010).

El Caribe sur es de especial interés por el istmo de Panamá que crea una fauna especial muy similar en ambos lados del estrecho en los océanos Atlántico y Pacífico. Varias especies gemelas fueron discutidas por Voight en 1988.

En 2016 se describieron dos especies nuevas de *Octopus* para el Caribe sur (Guerrero-Kommritz y Camelo-Guarín, 2016) y se publicó un catálogo de las especies de pulpos de la bahía de Taganga (Guerrero-Kommritz *et al.*, 2016). Esto muestra que existen como mínimo 15 morfoespecies que conviven en esta bahía, haciéndola un centro mundial de diversidad de pulpos. Varias de estas especies están todavía en el proceso de descripción formal.

Cephalopods are a fascinating group that has not been in the interest of researchers in the Caribbean for many years. The southern Caribbean comprises the coasts of Panama, Colombia, and Venezuela. It is a very diverse, but still poorly known area. Historically, little research has been carried out with cephalopods in the area.

The first octopus species described for the southern Caribbean was *Octopus zonatus* Voss, 1968. Subsequently, *Euaxocephalus pillsburyae* Voss, 1975 was described, correcting a previous identification which suggested this species was *Octopus defilippi* Veranyi, 1851.

A renewed interest in the cephalopod fauna in the southern Caribbean started in Venezuela in the 1980s with octopus inventories (Arocha and Urusa, 1982) and with the list of cephalopods trawled by RV Fridjov Nansen in 1988 (Arocha *et al.*, 1991). In Colombia, the interest in cephalopod fauna started several years later, when the first list of cephalopods for the Colombian Caribbean was created for the Mollusca catalog of the Colombian Caribbean by Díaz and Puyana (1994). The literature showed that 17 species were found in the area, of which seven were squids and ten were octopuses. In 1996, the presence of the pygmy squid *Pickfordiateuthis pulchela* Voss, 1953 was reported by Arango and Díaz. In 2000, the first official list of cephalopods of Colombian waters was published by Díaz *et al.*, with 34 species distributed among 20 genera and 11 families.

In 2002, several new cephalopods from deeper waters, 200 to 500m, were added to the list in a review of material from several research cruises in the Colombian Caribbean (Gracia *et al.*, 2002). In 2004, the first record of a *Tremoctopus violaceus* Chiaje, 1830 and was mentioned in Colombian waters (Gracia and Díaz, 2004). In 2010, Gracia and Ardila published a short note about the state of the cephalopods, summarizing previous works. The Caribbean is a very species-rich area with more than 110 species (Judkins *et al.*, 2010).

The southern Caribbean is of special interest because of the Isthmus of Panama which creates a special fauna of very similar Atlantic and Pacific species on opposing sides of the isthmus. Several “sibling” octopuses were discussed by Voight (1988).

In 2016, two new species of *Octopus* were described for the southern Caribbean (Guerrero-Kommritz and Camelo-Guarín 2016), and a catalog of the octopus species of Taganga Bay was published (Guerrero-Kommritz *et al.*, 2016). It showed that at least 15 different morphospecies live in this bay, making it a hotspot of octopus diversity worldwide. Several of these species are still in the process of being described properly.

En 2017 las especies de sepiólidos se revisaron y *Nectoteuthis pourtalessi* Verrill, 1883 fue redescrito (Guerrero-Kommritz y Rodríguez-Bermúdez, 2017). En 2018 una revisión de videos tomados en aguas profundas mostró la presencia de por lo menos dos especies desconocidas de cefalópodos en el área, un *Cirrothauma* de gran tamaño y un calamar *Magnapinna* enano, así como varios *Muusoctopus* (Guerrero *et al.*, 2018a,b). La revisión de *Macrotritopus* en la bahía de Taganga mostró que la especie del Caribe sur es una especie diferente a *Macrotritopus defilippi* del Mediterraneo y se la llamó *Macrotritopus beatrixi* (Guerrero-Kommritz y Rodríguez-Bermúdez, 2018).

Este trabajo es el resultado de la identificación de diversos cefalópodos de diferentes colecciones para actualizar la lista nominal de especies de cefalópodos para el Caribe sur, estas identificaciones continúan adelantándose en la actualidad. La lista que aquí se presenta es el estado del conocimiento de la fauna de cefalópodos hasta 2019.

Para la creación de esta lista se consultó la literatura disponible y se estudiaron los ejemplares de referencia. El material usado se encuentra depositado en varias colecciones: colección de moluscos del Museo de Historia Natural Marina de Colombia Makuriwa (MHNMC mol), colección del Instituto de Ciencias Naturales de Colombia (ICN) y el Museo de la Salle (MLS).

Material de comparación fue estudiado en el Museum National d'Histoire Naturelle, Paris, Francia, (MNHN); la colección zoológica del Centrum für Naturkunde Cenak, Hamburgo (ZMH), Alemania; y el National Museum of Natural History, Washington, DC, USA, (USNM). Todos los especímenes fueron verificados con un análisis de caracteres morfológico y merístico, y las identificaciones confirmadas con comparación con material tipo cuando esto fue posible y con las descripciones originales y redescpciones. Los cefalópodos identificados están conformados por seis ordenes, 17 familias, 33 géneros y 48 especies, enumeradas en la tabla 1.

La revisión de los cefalópodos del Caribe sur colombiano mostró que casi todas las especies son bentónicas y de aguas someras. Esto es debido a la falta de esfuerzos para arrastres y muestreos de aguas abiertas en los años pasados. Casi todos los estudios se condujeron en programas relacionados con exploración de depósitos de hidrocarburos en el fondo oceánico.

La falta de especies oceánicas se debe a la no existencia de investigación en aguas oceánicas en el país, así como de investigación sistemática de aguas profundas. Solo se conocen reportes fragmentarios y casuales de estas áreas. Por ejemplo, se desconocen las rutas migratorias de los cachalotes

In 2017, the area's sepiolids were discussed and *Nectoteuthis pourtalesii* (Verrill, 1883) was redesccribed (Guerrero-Kommritz and Rodriguez-Bermudez, 2017). In 2018, a review of deep-sea videos showed at least two unknown species of cephalopods in the area, namely a very large *Cirrothauma* and a pygmy *Magnapinna* squid as some *Muusoctopus* (Guerrero *et al.*, 2018a,b). The revision of *Macrotritopus* of the Taganga Bay showed that southern Caribbean species is a different species from *Macrotritopus defilippi* from the Mediterranean and was thus named *Macrotritopus beatrixi* (Guerrero-Kommritz and Rodríguez-Bermúdez, 2018).

This paper results from the identification of several cephalopods from different collections to update the checklist of nominal cephalopod species in the southern Caribbean, these identifications are currently ongoing. The list presented here is the state of knowledge on the cephalopod fauna as of 2019.

For assembling this list, all available literature was consulted and voucher specimens were studied. The material used was deposited in several collections: Mollusca collection of the Museo de Historia Natural Marina de Colombia Makuriwa (MHNMC mol), the collection of the Instituto de Ciencias Naturales de Colombia (ICN), and the Museo de la Salle (MLS).

Material for comparison was studied in the Museum National d'Histoire Naturelle, Paris, France, (MNHN), the Zoological Collection, the Centrum fuer Naturkunde Cenak, Hamburg, (ZMH) Germany, and the National Museum of Natural History, Washington, DC, USA (USNM). All specimens were checked with morphological and meristic character analysis, and the identification was confirmed by comparing type material, where possible, and original descriptions and redescptions. The cephalopods identified consist of six orders, 17 families, 33 genera, and 48 species, listed in table 1.

The revision of the cephalopods of the southern Caribbean Colombian coast showed that most specimens are benthic and shallow-water specimens. This is due to the lack of trawling efforts in open waters in past years. Most of the surveys were conducted in programs related to the exploration of hydrocarbon deposits on the seafloor.

The lack of oceanic species is due to the lack of oceanic research in the country as well as systematic research in the deep ocean. Only fragmentary and casual reports of these areas are known, for example there is no information

Tabla 1. Lista de especies de cefalópodos registradas para el Mar Caribe colombiano

Table 1. List of cephalopod species found in colombian Caribbean waters.

Orders	Family	Species	
Spirulida Stolley, 1919	Spirulidae Rafinesque, 1817	<i>Spirula spirula</i> Linnaeus, 1758	
Sepiida Zittel, 1895	Sepiolidae Leach, 1817	<i>Semirossia tenera</i> (Verrill, 1880)	
		<i>Semirossia equalis</i> Voss, 1950	
		<i>Semirossia</i> sp.	
		<i>Austrorossia antillensis</i> Voss, 1950	
		<i>Austrorossia</i> sp.	
		<i>Heteroteuthis</i> cf. <i>dispar</i> (Rüppel, 1844)	
		<i>Nectoteuthis pourtalesii</i> Verrill, 1883	
		<i>Pickfordiateuthis pulchella</i> Voss, 1953	
Myopsina dOrbigny, 1841	Lolinginidae Lesueur, 1821	<i>Pickfordiateuthis</i> sp. A.	
		Cf. <i>Doryteuthis pealeii</i> (Lesueur, 1821)	
		Cf. <i>Doryteuthis plei</i> (Blainville, 1823)	
		Cf. <i>Doryteuthis roperi</i> (Cohen, 1976)	
		Cf. <i>Lolliguncula brevis</i> (Blainville, 1823)	
		<i>Sepioteuthis sepioidea</i> (Blainville, 1823)	
		<i>Abralia veranyi</i> (Rüppel, 1844)	
		<i>Abralia redfieldi</i> Voss, 1955	
Oegopsida Orbigny, 1845	Enoploteuthidae Pfeffer, 1900	<i>Lycoteuthis diadema</i> Chun, 1900	
	Lycoteuthidae Pfeffer, 1908	<i>Onychoteuthis banksii</i> (Leach, 1817)	
	Onychoteuthidae Gray, 1847	<i>Onykia carriboea</i> Leseure, 1821	
	Ommastrephidae Steenstrup, 1857	<i>Illex coindetii</i> (Verany, 1839)	
		<i>Sthenoteuthis pteropus</i> (Steenstrup, 1855)	
		<i>Ommastrephes bartramii</i> (Lesueur, 1821)	
Oegopsida Orbigny, 1845	Thysanoteuthidae Keffferstein, 1866	<i>Ornithoteuthis antillarum</i> Adam, 1957	
	Cranchiidae Prosch, 1847	<i>Thysanoteuthis rhombus</i> Troschel, 1857	
	Pholidoteuthidae Adam, 1950	<i>Liocranchia reinhardtii</i> (Steenstrup, 1856)	
	Magnapinnidae Vecchione & Young, 1998	<i>Pholidoteuthis adami</i> Voss, 1955	
	Chiroteuthidae Gray, 1849	<i>Magnapinna</i> sp. (*)	
Vampyromorpha Pickford, 1939	Vampyroteuthidae Thiele & Chun 1915	<i>Chiroteuthis</i> af. <i>spoelti</i> Salcedo-Vargas, 1996	
Octopoda Leach, 1818	Cirroteuthidae Keffferstein, 1866	<i>Vampyroteuthis</i> cf. <i>infernalis</i> Chun, 1903	
		<i>Cirrothauma</i> sp. (*)	
	Opisthoteuthidae Verrill, 1896	<i>Opisthoteuthis agassizi</i> Verrill, 1883	
		<i>Amphioctopus burryi</i> (Voss, 1950)	
		<i>Amphioctopus</i> sp.	
		<i>Callistoctopus</i> sp.	
		<i>Euaxoctopus pillsburyae</i> Voss, 1975	
		<i>Macrotritopus beatrixi</i> Guerrero-Kommritz & Rodriguez-Bermudez, 2018	
		<i>Muusoctopus januarii</i> (Hoyle, 1885)	
		<i>Muusoctopus oregonae</i> (Toll, 1982)	
		<i>Octopus briareus</i> Robson, 1929	
		<i>Octopus hummelincki</i> Adam, 1936	
		<i>Octopus taganga</i> Guerrero-Kommritz & Camelo-Guarin 2016	
		<i>Octopus tayrona</i> Guerrero-Kommritz & Camelo-Guarin, 2016	
		<i>Octopus zonatus</i> Voss, 1968	
		<i>Parooctopus</i> cf. <i>joubini</i> Robson, 1929	
		<i>Tetracheledone spinicirrus</i> Voss, 1955	
		Argonautidae Tyron, 1879	<i>Argonauta argo</i> Linnaeus, 1758
		<i>Tremoctopus violaceus</i> Chiaje, 1830	

Especies con un (*) no poseen ejemplar de referencia, pero tienen evidencia fotográfica.

Species with an (*) have no voucher specimen, but have photographic evidence.



que habitan el área aunque se sepa de su existencia desde el siglo XIX.

La lista contiene solo géneros válidos, bien definidos. La mayor parte de las especies están bien definidas y algunas son problemáticas. Varias especies de *Doryteuthis* son confusas y no corresponden bien a las especies descritas y se diferencian en tamaño y en varios caracteres morfológicos. Una revisión de este género se requiere con urgencia. Con nuevos análisis y especímenes este problema se solucionará en un futuro cercano.

El ejemplar de *Heteroteuthis* es una hembra gigante casi del doble de tamaño de cualquier especie conocida de *Heteroteuthis*. Desafortunadamente las hembras son casi imposibles de identificar a nivel de especie.

El caso de *Loligunculla* cf. *brevis* es interesante ya que comparando los datos de la revisión de la especie de la localidad tipo en el sur de Brasil (Zaleski *et al.* 2012), la especie del Caribe sur es diferente y una revisión de la especie es requerida para aclarar si es una forma morfológica local o una especie diferente.

El único ejemplar de *Vampyroteuthis* es supremamente interesante ya que es un animal muy extraño y es posible que sea una forma juvenil o algo nuevo. Es diferente de todos los especímenes de *Vampyroteuthis* estudiados por el autor.

Paroctopus cf. *joubini* se debe de mantener en estado de duda hasta que una redescrición de la especie sea hecha. Este es un complejo de especies que requiere de una revisión urgente.

Especies pequeñas son muy escasas, en especial para los pulpos donde muy pocos especímenes son conocidos. Estudios sistemáticos se necesitan para varias áreas, en especial áreas coralinas y de fondos blancos (como lodos y arenas), así como en profundidades rarifóticas y más profundas.

El número de especies aumentará significativamente en los próximos años. En el momento aproximadamente 10 nuevas especies están siendo descritas.

AGRADECIMIENTOS

El autor desea agradecer a Bernhard Hausdorf por su colaboración en el Cenak, Museo de Hamburgo, Alemania; a Philippe Maestrati y Barbara Buge por su ayuda en el Musée National d'Histoire Naturelle Paris, Francia; a Mike Vecchione y Bill Moser por su ayuda en el Smithsonian Natural History Museum, Washington DC, USA; a Catalina Arteaga y Miguel Martelo López en el Museo de Historia Natural Marina de Colombia, Makuriwa, Santa Marta; a Edgar Linares en el Instituto de Ciencias de Colombia, Bogotá; a Fernando

about migration routes of sperm whales, known in the area since XIX century.

The list only contains valid, well-defined genera. Most species are well defined and some are problematic. Several specimens of *Doryteuthis* are confusing and do not match well to the described species and differ in size and several morphometric characters. A revision of the genus is urgently needed. With new analyses and specimens, this topic will be resolved in the near future.

The specimen of *Heteroteuthis* is a gigantic female twice as large as any known *Heteroteuthis* species. Unfortunately, females are almost impossible to identify to species level.

The case of *Loligunculla* cf. *brevis* is interesting then comparing the data from the revision of the species from the type locality south Brasil (Zaleski *et al.* 2012) the species in the southern Caribbean they are different and a revision of the species is needed to clarify if it is a local morph or a different species.

Most interesting is the only specimen of *Vampyroteuthis*; it is a very strange animal and is possible a juvenile form or something new. It differs from all specimens from *Vampyroteuthis* studied by the author.

Paroctopus cf. *joubini* must be kept in doubt until a redescription of the species is made. This is a species complex that needs urgently a revision.

Small species are scarce, especially for the Octopoda where very few specimens are known. Systematic research is needed in several areas, especially in coralline areas and soft bottoms (e.g. mud and sand), as well as in rariphotic depths and deeper.

The number of reported species in the area will increase significantly in the next few years. At the moment about 10 new species are being described.

ACKNOWLEDGEMENTS

The author is grateful to Bernhard Hausdorf for his help at the Cenak Museum Hamburg, Germany, to Philippe Maestrati and Barbara Buge for their help in the Musée National d'Histoire Naturelle Paris, France, to Mike Vecchione and Bill Moser for their help at the Smithsonian Natural History Museum in Washington DC, to Catalina Arteaga and Miguel Martelo Lopez at the Museo de Historia Natural Marina de Colombia Makuriwa, Santa Marta, to Edgar Linares at the Instituto de Ciencias de Colombia, Bogota, to Fernando Sarmiento at the Museo de Historia

Sarmiento en el Museo de Historia Natural Universidad de la Salle Bogotá. A los revisores por los comentarios. Un agradecimiento especial a Tinka Stoessel por leer y corregir este manuscrito.

Natural Universidad de la Salle, Bogotá; and to the reviewers for their comments. Special thanks to Tinka Stoessel for reading the manuscript.

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Arango, C. and J.M. Díaz. 1996. First record of the pygmy squid *Pickfordiateuthis pulchella* (Cephalopoda: Myopsina: Loliginidae) from the Caribbean coast of Colombia. Bol. Invest. Mar. Cost., 25: 107-109.
- Arocha, F. y L.J. Urosa. 1982. Los pulpos del género *Octopus* en el área nororiental de Venezuela. Bol. Inst. Oceanogr. Ven., 21(1-2):167-189.
- Arocha, F., L. Marcano and R. Cipriani. 1991.
- Díaz, J.M. y M. Puyana. 1994. Moluscos del Caribe colombiano. Colciencias, Fund. Natura. 291 p.
- Díaz, J.M., N.E. Ardila y M.A. Gracia. 2000. Calamares y pulpos (Mollusca: Cephalopoda) del mar Caribe colombiano. Biota Col., 1(2): 195 – 201.
- Díaz, J.M. y M.A. Gracia. 2004. Primer registro de un pulpo de la familia Tremoctopidae (Cephalopoda: Octopoda) para el Caribe colombiano. Bol. Invest. Mar. Cost., 33:283-286.
- Gracia M.A. y N.E. Ardila. 2010. Moluscos de la plataforma y talud superior del Caribe colombiano 90-940 m 12 años de investigación: perspectivas y resultados: 181- 228. In: Navas, G.R., C. Segura-Quintero, M. Garrido-Linares, M. Benavides-Serrato y D. Alonso. (Eds.) Biodiversidad del margen continental del Caribe colombiano. Ser. Publ. Esp. Invemar, 20, 458 p.
- Gracia, M.A., N.E. Ardila y J.M. Díaz. 2002. Cefalópodos (Mollusca, Cephalopoda) del talud superior del Caribe colombiano. Bol. Invest. Mar. Cost., 31:219-238.
- Guerrero-Kommritz, J. y A. Rodríguez-Bermúdez. 2017. Sepioids (Mollusca: Cephalopoda) from the southern Caribbean, Colombian coast, and a redescription of *Nectoteuthis pourtalesii* Verrill, 1883. Mar. Biod., 47 (1): 203-224. <https://doi.org/10.1007/s12526-016-0462-9>
- Guerrero-Kommritz, J. and A. Rodríguez-Bermúdez. 2018. Soft-bottom octopods (Cephalopoda: Octopodidae) of the Southern Caribbean with the description of a new species of *Macrotritopus*. Mar. Biod., 49(3): 1197–1215. <https://doi.org/10.1007/s12526-018-0903-8>
- Guerrero-Kommritz, J., A. Rodríguez-Bermúdez, S. Camelo-Guarín y R. Quiñones-Duarte. 2016. Catálogo de pulpos de aguas someras de la Bahía de Taganga Caribe sur. Guerrero-Kommritz, Fundabas, 55 p.
- Guerrero-Kommritz, J., J. Cantera, V. Puentes y J. León. 2018a. First observations of the bigfin squid *Magnapinna* sp. in the Colombian Southern Caribbean. Biodiv. Data J., 6: e24170. <https://doi.org/10.3897/BDJ.6.e24170>
- Guerrero-Kommritz, J., J. Cantera, J. León y V. Puentes. 2018b. First observation on *Cirrothauma* sp. in the Colombian Southern Caribbean. Biodiv. Internat. J., 2(3): 272-273. DOI: 10.154067/bij.2018.02.00072
- Guerrero-Kommritz, J., Rodríguez-Bermúdez, A., Camelo-Guarín, S., y R. Quiñones-Duarte. 2016. Catálogo de pulpos de aguas someras de la Bahía de Taganga Caribe sur. Guerrero-Kommritz, Fundabas, 55 pp.
- Judkins, H., M. Vecchione, C. Roper and J. Torres. 2010. Cephalopod species richness in the wider Caribbean region. ICES J. Mar. Sci., 67:1392-1400.
- Norman, M.D., J.K. Finn and F.G. Hochberg. 2013. Family Octopodidae. In: Jereb, P., C.F.E. Roper, M.D. Norman and J. Finn. Cephalopods of the world. An annotated and illustrated catalogue of cephalopod species known to date. Vol 3 Octopods and Vampire squids. FAO Spec. Cat. Fish. Purp. 4(3) Rome, 370 p.
- Robson, G.C. 1929a. A monograph of the Recent Cephalopoda, Part I: Octopodinae. British Mus. (Nat. Hist.), London.
- Robson, G.C. 1929b. Notes on the Cephalopoda, IX: Remarks on Atlantic Octopoda in the Zoologische Museum, Amsterdam. Ann. Mag. Nat. Hist. ser. 10, 3(18): 609-618.
- Voight, J. 1988. Trans-Panamian geminate octopods (Mollusca: Octopoda). Malacologia, 29(1): 289-294.
- Voss, G.L. 1950. Two new species of cephalopods from the Florida Keys. Rev. Soc. Malacol. "Carlos de la Torre", 7(2): 73-79.
- Voss, G.L. 1951. Further description of *Octopus burryi* Voss with a note on its distribution. Bull. Mar. Sci. Gulf Caribbean, 1(3): 231-240.
- Voss, G.L. 1955. The Cephalopoda obtained by the Harvard-Havana Expedition off the coast of Cuba in 1938-39. Bull. Mar. Sci. Gulf Carib, 5(2):81-115.
- Voss, G.L. 1956. A review of the cephalopods of the Gulf of Mexico. Bull. Mar. Sci. Gulf Carib., 6(2):85—178.
- Voss, G.L. 1968. Octopods from the R/V Pillsbury southwestern Caribbean cruise, 1966, with a description of a new species, *Octopus zonatus*. Bull. Mar. Sci. Gulf Carib., 18: 645-649.
- Voss, G.L. 1975. *Euaxocephalus pillsburyae*, new species, (Mollusca: Cephalopoda) from the southern Caribbean and Surinam. Bull. Mar. Sci., 25(3): 346-352.
- Zaleski, T., J.A. Ángel Pérez and A.L. Gandara-Martins. 2012. Morphological and morphometric variability of the squid *Loligunculla brevis* (Mollusca: Cephalopoda) in Brazilian waters: evidence for two species in the Western Atlantic? An. Acad. Brasil. Cienc., 84(4):1051-1028.



NOTA / NOTE

Delimitación ecológica de fondos someros para los atolones Serrana, Roncador y Quitasueño de la Reserva de la Biosfera Seaflower, Caribe colombiano

Ecological shallow water delimitation of the Serrana, Roncador, and Quitasueño Atolls of the Seaflower Biosphere Reserve in the Colombian Caribbean

Santiago Millán* y Carolina García-Valencia

0000-0002-4082-937X

0000-0002-3824-3839

*Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras-Invemar, Laboratorio de Servicios de Información (LabSIS), Santa Marta, Colombia.
santiago.millan@invemar.org.co*, carolina.garcia@invemar.org.co*

* Autor de correspondencia

RESUMEN

Para contribuir al conocimiento de los fondos coralinos de la Reserva de Biosfera Seaflower (RB Seaflower), se realizó la actualización cartográfica a escala 1:50 000 de unidades ecológicas del paisaje (UEP) para los atolones de Serrana, Roncador y Quitasueño, basada en el procesamiento e interpretación de imágenes del sensor satelital ALOS AVNIR-2 en 2012. Para la asignación temática se utilizó como referencia productos cartográficos previos, información de campo y descripciones ecológicas de la comunidad bentónica. En total se delimitaron 138 967 ha y 30 UEP, de las cuales 32 908 ha corresponden a Serrana, 4 861 a Roncador y 101 198 a Quitasueño. Los productos generados representan una buena aproximación de la disposición, extensión y distribución de los elementos del paisaje bentónico, constituyéndose en información de línea base crucial para el manejo de estos atolones. Además, hacen parte del Mapa de Ecosistemas Continentales Costeros y Marinos de Colombia a escala 1:100 000 (MEC100K) y del Atlas de Áreas Coralinas de Colombia (AACC) actualizado en plataforma digital a 2020. Sin embargo, hace falta trabajo de campo más extenso con fines cartográficos, que permita mayor detalle espacial y temático, y evaluar la confiabilidad cartográfica.

PALABRAS CLAVES: Hábitats marinos, Unidades ecológicas, Arrecifes de coral, Cartografía

ABSTRACT

In order to contribute to the sea bottoms knowledge of the Seaflower Biosphere Reserve (RB Seaflower), a mapping update was made at 1:50,000 scale of the Seascape Ecological Units (SEU) for the Serrana, Roncador and Quitasueño atolls, based on the processing and interpretation of ALOS AVNIR – 2 satellite images acquired in 2012. For the attribute assignment was used as reference cartographic products, fieldwork data, and ecological descriptions of the benthic community. A total of 138,967 ha and 30 SEU, which corresponds to 32,908 ha for Serrana, 4,861 to Roncador and 101,198 to Quitasueño. The products generated represents a good approximation of the location, extension and distribution of the benthic seascape elements, constituting the base line information for the management of these atolls, they are also part of the Continental, Coastal and Marine Ecosystem Map of Colombia at scale 1:100,000 (MEC 100K) and the Colombian Coral Areas Atlas (AACC) updated on a digital platform to 2020. However, more extensive field work is needed for cartographic purposes, which allows for greater spatial and thematic detail, and to evaluate cartographic reliability

KEYWORDS: Marine atlas, Ecological units, Coral reefs, Cartography

La degradación de los arrecifes de coral a nivel mundial (Hughes *et al.*, 2017) compromete la gran cantidad de servicios ecosistémicos que proveen (Woodhead *et al.*, 2019). Para protegerlos, la cartografía de Unidades Ecológicas del Paisaje (UEP) es una herramienta para direccionar procesos de restauración y conservación (Mumby, 2001). En Colombia, el mapeo de áreas arrecifales oceánicas inició después del 90 del siglo pasado, entre ellos Roncador y Serrana (Díaz *et al.*, 1996). Posteriormente, Díaz *et al.* (2000) presentaron los mapas de las áreas coralinas de Colombia, incluyendo casi todas las áreas de la RB Seaflower. A partir de estos insumos, Sánchez *et al.* (2005) presentaron esquemas cartográficos modificados de Serrana, Roncador y Quitasueño; también se elaboraron los primeros mapas en Serranilla, Bajo Nuevo y Bajo Alicia (Invemar – ANH, 2012). Aprovechando la disponibilidad de información cartográfica para los tres atolones mencionados, durante la Expedición Seaflower de 2014, se logró el registro de nueva información biótica en campo, creándose un conjunto de datos que facilitó las actualizaciones cartográficas.

Se realizaron 32 inmersiones con equipo scuba distribuidos en las cuencas lagunares, terrazas lagunares y terrazas prearrecifales de sotavento de Quitasueño, Serrana y Roncador, donde se obtuvo información derivada de evaluación ecológica rápida similar a lo realizado por Díaz *et al.* (1995) y Garzón-Ferreira y Pinzón (1999). Los corales escleractinios fueron discriminados a nivel de especie en un transecto de banda de 20×2 m. Con base en los tipos y mayores porcentajes de cobertura biótica y de sustrato, se determinó cada UEP y la geomorfología asociada. Para suplir vacíos de información, debido al bajo número de puntos, se usó la cartografía del atlas de áreas coralinas de Colombia (Díaz *et al.*, 2000) y modificaciones a partir de los citados autores con esquemas cartográficos elaborados por Sánchez *et al.* (2005), de forma que se identificó la posición espacial de cada elemento cartográfico mediante el programa ArcGIS 10.5. También se usaron descripciones de la zonación de los arrecifes oceánicos del Caribe colombiano (Díaz *et al.*, 1996; Díaz-Pulido *et al.*, 2004), permitiendo una mejor interpretación de la información.

Previo a la edición cartográfica, el procesamiento digital incluyó correcciones atmosféricas mediante la herramienta “dark subtraction”, en tres escenas del sensor ALOS AVNIR – 2 de 2012 (una para cada atolón), con lo cual fue posible diferenciar contornos hasta 30 m de profundidad. Se descartó la aplicación de correcciones geométricas, debido a la ausencia de puntos de referencia. Sin embargo, las imágenes presentaron desplazamientos menores a 10 m con respecto a la información de campo. A continuación, cada

The global degradation of coral reefs (Hughes *et al.*, 2003), compromises the large number of ecosystem services that provide (Woodhead *et al.*, 2019). To protect them, Seascape Ecological Units (SEU) cartography is a tool to guide restoration and conservation processes (Mumby, 2001). In Colombia, coral reef mapping began in the 1990s, including the Roncador and Serrana atolls (Díaz *et al.*, 1996). Later, Díaz *et al.* (2000) presented the Colombia’s coral areas maps, which included almost all the RB Seaflower areas. Taking advantage of this product, Sánchez *et al.* (2005) presented modified cartographic schemes of Serrana, Roncador y Quitasueño; the first maps of Serranilla, Bajo Nuevo and Bajo Alicia were also produced (Invemar – ANH, 2012). Based on the availability of thematic information for the previously mentioned atolls, during the 2014 Seaflower Expedition, the registration of new biotic information in field was achieved, creating a data set that facilitated cartographic updates.

32 dives were made with Scuba equipment in the lagoon basins, backreefs, and fore reef terraces obtaining information derived from rapid ecological evaluation similar to that carried out by Díaz *et al.* (1995) and Garzón-Ferreira and Pinzón. (1999), discriminating scleractinian corals at species level in a 20×2 m band transect. Based on the types, highest percentages of biotic, substrate coverage, each SEU was determined, and the associated geomorphology. To fill information gaps due to the low number of points the Colombian coral areas atlas were used as reference (Díaz *et al.*, 2000), and modifications from the aforementioned authors with cartographic schemes prepared by Sánchez *et al.* (2005), thus, the spatial position of each cartographic element through the ArcGIS 10.5 software was identified. General aspects of the Colombian Caribbean oceanic reef zoning were also consulted (Díaz *et al.*, 1996; Díaz – Pulido *et al.*, 2004), allowing a better interpretation of the information.

Before the cartographic edition, the digital image processing included atmospheric corrections through the “dark subtraction” tool on three satellite images of 2012, ALOS AVNIR - 2 sensors (one for each atoll), in where were observed contours up to 30 m deep. Geometric corrections were ruled out due to the absence of reference sites. However, the images show displacements of less than 10 m regarding the information taken in the field. Then each image was divided into three zones (lagoon basin, backreef, and fore reef terraces), as recommends from Andréfouët and Guzmán (2005). In each zone were made band combinations

imagen fue segmentada en tres zonas (cuenca lagunar, terraza lagunar y terraza prearrecifal) acorde con lo recomendado por Andréfouët y Guzmán (2005). Para cada zona se realizaron combinaciones de bandas, en color verdadero, y análisis por componentes principales, con las bandas azul y verde, con lo cual se obtuvo tres componentes que fueron visualizados en diferente orden y se seleccionó la combinación que permitió visualizar coberturas predominantemente coralinas. Este análisis detecta y transforma la variabilidad de la imagen en un conjunto más reducido de bandas o componentes que explican el máximo de la misma, pero mantiene la información significativa (Chuvieco, 1996).

Como referencia se utilizó la cartografía previamente citada (Díaz *et al.*, 2000; Sánchez *et al.*, 2005), se confrontó su correspondencia con lo observado en las imágenes de satélite y se hicieron nuevas asignaciones cuando la información de campo lo demostró. Además, se asociaron atributos temáticos con base en criterios de interpretación visual a partir de la textura, el tono y el color en las imágenes bajo las visualizaciones en color verdadero y componentes principales ya descritas, lo que permitió asignar niveles de incertidumbre por polígono sobre la presencia de cada unidad.

Como resultado se actualizaron dos capas cartográficas, la geomorfológica y la biótica, para luego nombrar según la clasificación de Díaz *et al.* (2000). El paso final consistió en la unión cartográfica de estos insumos y en la concatenación de las leyendas respectivas (biótica y geomorfológica), y se generó una capa cartográfica de unidades ecológicas del paisaje UEP. Para la asignación de las unidades geomorfológicas se nombraron los rasgos más sobresalientes del paisaje teniendo en cuenta el esquema de clasificación contenido en Díaz *et al.* (2000), así: tres zonas: 1. Terraza prearrecifal, 2. Cresta y 3. Cuenca lagunar (Trasarrecife), y dos tipos: 1. Arrecife de parche (ubicados en la cuenca lagunar) y 2. arrecife de parche periférico (ubicados en la periferia de la cuenca lagunar a sotavento). Con lo cual se logró diferenciar las unidades bióticas por su localización respecto a la geomorfología del arrecife. En total se delimitaron 138 967 ha y 30 UEP, basadas en 7 unidades geomorfológicas y 12 unidades bióticas.

El atolón de Serrana, a pesar de corresponder a menos de un tercio del tamaño de Quitasueño con 32 908 ha, posee una cresta arrecifal de 56 km de largo que hace parte del arrecife periférico que rodea buena parte de esta formación y una cuenca lagunar de 24 883 ha, que son las más extensas de Colombia. No obstante, presentó fondos con solo 12 UEP, el menor número de unidades en los tres atolones (Figura 1).

to create true color compositions and principal component analysis using the blue and green bands, obtaining three components that were visualized with different order and selecting the combination that show the differentiation of predominantly coral cover. This analysis detects and transforms the image variability set of bands or components which explain the maximum of variability but maintaining the significant information (Chuvieco, 1996).

As a reference, the existing cartography mentioned previously was used (Díaz *et al.*, 2000 y Sánchez *et al.*, 2005), confronting its correspondence with what was observed in the satellite images, making new assignments when the field information demonstrated it. Besides, the thematic attributes associated using visual interpretation criteria such as texture, tone, and color in true color composition and principal components already described, which allowed assigning levels of uncertainty per polygon on the presence of each unit.

As a result, two cartographic layers were updated, one geomorphological and other biotic, and then rename according to the classification of Díaz *et al.* (2000). The final step consisted of the cartographic union of these layers, and the concatenation of the respective legends (biotic and geomorphological) generating a layer of SEU. For the assignment of the geomorphological units, the most outstanding features of the landscape were named taking into account the geomorphological classification scheme contained in Díaz *et al.* (2000) discriminating three zones: 1. Fore reef terraces, 2. Crest and 3. Lagoon basin; two types: 1. Patch reef (located in the lagoon basin) and 2. peripheral patch reef (located at the leeward side of the periphery of lagoon basin). Allowing to differentiate the biotic units by their location with respect to the reef geomorphology. A total 138,967 ha was delimited and 30 SEU based on 7 geomorphological units and 12 biotic units.

The Serrana atoll, despite corresponding to less than a third of the Quitasueño size with 32,908 ha, its reef crest that is part of the peripheral reef with a length of 56 km, and its lagoon basin with 24,883 ha, are the largest in Colombia. However, it represents only 12 SEU, the smallest number of the three atolls (Figure 1). Roncador, despite being the smallest of the three atolls with 4,861 ha, 13 km in length with a northwest – southeast orientation, 6 km in its widest portion and a 12.8 km long reef crest being part of the peripheral reef, represented 15 SEU. This atoll is characterized by having the lagoon basin with the highest relative coverage of coral formations in Colombia

Roncador, pese a ser el más pequeño de los tres atolones con 4 861 ha, 13 km de longitud con disposición noroeste-sureste, 6 km en su porción más ancha y una cresta arrecifal que hace parte del arrecife periférico localizado a barlovento de 12,8 km de largo presentó 15 UEP. Este atolón se caracteriza por poseer la cuenca lagunar con mayor cobertura relativa de formaciones coralinas en Colombia (Figura 2). Quitasueño, la mayor área coralina de Colombia con 101 198 ha, se extiende 63 km en su porción más larga con disposición norte-sur, y 24 km en su porción más ancha. Se caracteriza por incluir una extensa terraza prearrecifal a sotavento, con dominancia de formaciones coralinas hacia el centro, y grandes extensiones de fondos con octocorales y esponjas hacia el sur y al norte. En Quitasueño se identificó el mayor número de UEP, un total de 21. Además, su cresta arrecifal del arrecife periférico de barlovento es la segunda más extensa del país, con una longitud de 43 km (Figura 3).

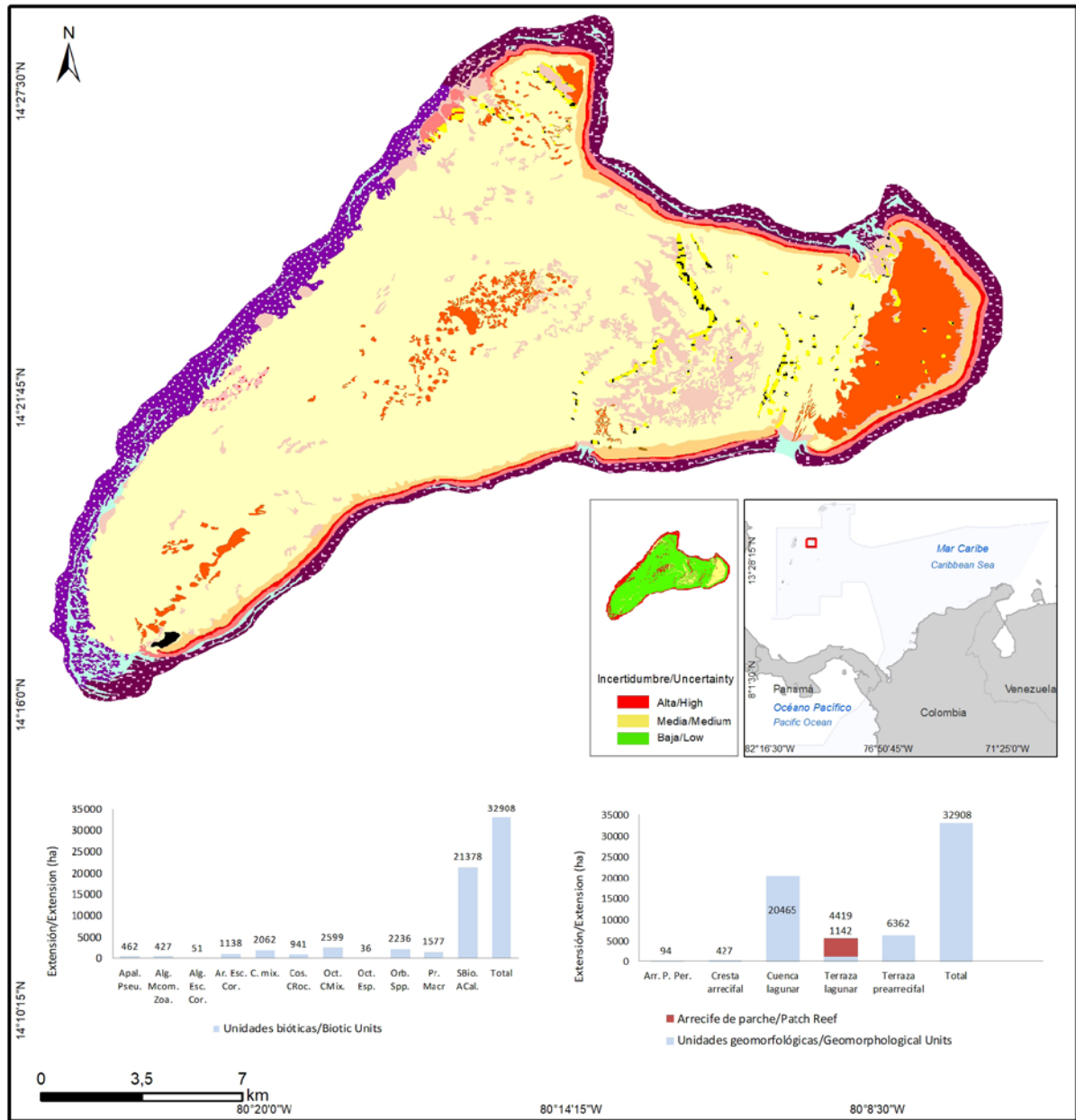
Respecto a la cartografía previa (Díaz *et al.*, 2000), las principales diferencias se aprecian en el nivel de detalle de las cuencas lagunares, que es mayor en los citados autores, pero la escala es desconocida. También se corrigieron distorsiones geométricas, desplazamientos y se delimitaron nuevos elementos del fondo, principalmente en Quitasueño.

El cambio más notorio es la restricción de la UEP Arena – Escombros coralinos a las terrazas lagunares, pues los fondos blandos de las demás zonas parecen corresponder a la descripción de sedimentos bioturbados – algas calcáreas de Díaz *et al.* (2000). Así mismo, se mejoró su representación en las zonas profundas respecto a los autores citados. La diferencia más notable se aprecia en Quitasueño con la UEP Octocorales – Esponjas, a profundidades entre 20 y 30 m en la terraza prearrecifal, no representada en Díaz *et al.* (2000). Esta unidad es similar a la denominada Pradera de macroalgas – Octocorales – Esponjas en banco Serranilla y bajo Alicia registrada en 2012 (Invemar y ANH.2012), pero en el presente caso, no se mencionan las macroalgas porque a pesar de ser componentes comunes en este ecosistema (McCook, 1996; Knowlton, 2004) y ser cada vez más dominantes en las últimas décadas incluyendo los arrecifes de coral remotos (Bruno y Valdivia, 2016), su dominancia puede darse de manera estacional (Díaz-Pulido y Garzón-Ferreira, 2002). Otra UEP notable por no estar representada anteriormente en Quitasueño es Octocorales – Corales mixtos ubicada en las terrazas prearrecifales, lo que coincide con las descripciones de Sánchez *et al.* (2005). Respecto a las UEP constructoras de arrecifes de coral o con dominancia de corales hermatípicos, abarcan cerca de 29 000 ha, que representan cerca de 21 % de los tres atolones,

(Figure 2). Quitasueño, the largest coral area in Colombia with 101,198 ha, it extends for 63 km in its longest portion with north – south orientation and 24 km in its widest portion. It's characterized by having a large for reef terrace, with dominance of coral formations towards the center, and large extensions of octocorals and sponges towards the south and north. In Quitasueño the largest number of SEU was identified for a total of 21, furthermore, its reef crest is the second largest in the country with a 43 km length (Figure 3).

Regarding the previous cartography (Díaz *et al.*, 2000), the main differences can be seen in the lagoon basins detail level, which is higher in the aforementioned authors, but the scale is unknown; geometric distortions and displacements were also corrected and new elements of the background were delimited, mainly in Quitasueño.

The most notable change is the restriction of the SEU Arena - Coral debris to the lagoon terraces, since the soft bottoms of the other zones seems to correspond to descriptions of bioturbated sediments - calcareous algae of Díaz *et al.* (2000), likewise, their representation in the deep zones was improved with respect to the mentioned authors. The most notable difference is appreciated in Quitasueño with the SEU Octocorals – Sponges, at depths between 20 and 30 m in the fore reef terrace, it is similar to the so-called Macroalgae meadows - Octocorals - Sponges in Serranilla bank and bajo Alicia registered in 2012 (Invemar and ANH, 2012), but in this case macroalgae are not mentioned because despite being common in coral reefs (McCook, 1996; Knowlton, 2004), and become increasingly dominant in recent decades including remote coral reefs (Bruno y Valdivia, 2016), its dominance can occur seasonally (Díaz-Pulido and Garzón-Ferreira, 2002). Another notable SEU for not being previously represented in Quitasueño is Octocorals - Mixed corals located in the pre-reef terraces, which coincides with the descriptions of Sánchez *et al.* (2005). Regarding the SEU that build coral reefs or with hermatypic coral dominance, they cover about 29,000 ha representing about 21 % of the three atolls, where the most relevant are Octocorals - Mixed corals and *Orbicella* spp. The change in these proportions with respect to Díaz *et al.* (2000) is almost the same in Roncador, in Serrana the difference is barely 3 % in favor of soft bottoms, but Quitasueño is notably different, since the SEUs that form coral reefs are considerably higher in Díaz *et al.* (2000) where the mixed corals approach 40,000 ha, but in the present publication they only add up to 1,637; these differences

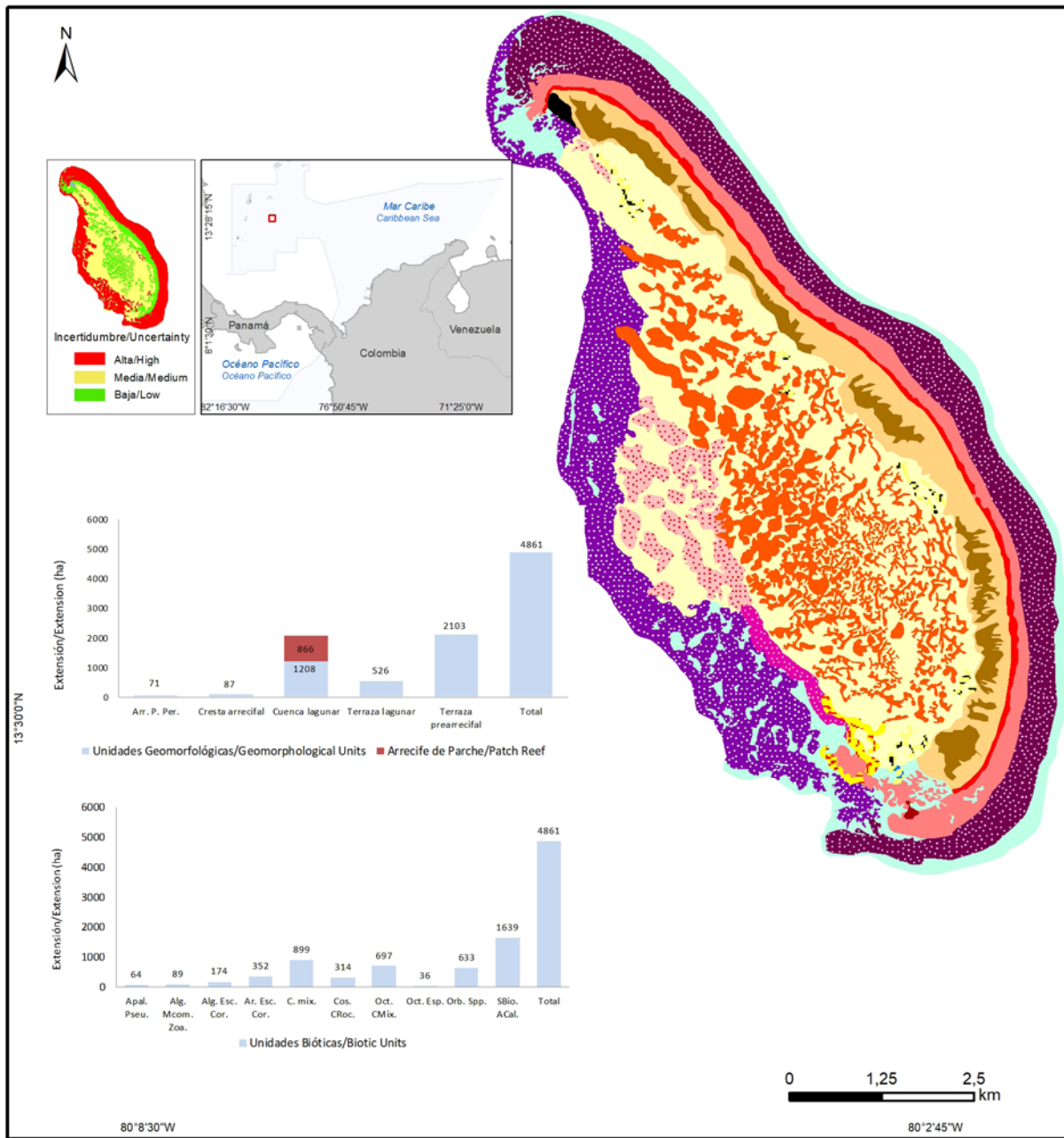


Unidades Ecológicas del Paisaje/Seascape Ecological Units

- Acropora palmata* - *Pseudodiploria* spp en Arrecife de parche/ Lagoon Basin
- Acropora palmata* - *Pseudodiploria* spp en Arrecife de parche periférico (Arr. P. Per.)/Peripheral Patch Reef
- Algas pétreas - *Millepora complanata* - Zoantídeos (Alg. Mcom. Zo.) en Cresta arrecifal/Reef Crest
- Algas sobre escombros coralinos (Alg. Esc. Cor.) en Terraza lagunar/Back Reef
- Arena - Escombros coralinos (Ar. Esc. Cor.) en Terraza lagunar/ Back Reef
- Corales mixtos (C. mix) en Arrecife de parche en Cuenca lagunar/ Patch Reef in Lagoon Basin
- Corales mixtos en Terraza prearrecifal/Fore Reef
- Costras de coral (Cos. CRoc) sobre roca en Terraza prearrecifal/ Fore Reef
- Octocorales - Corales mixtos (Oct. CMix) en Terraza prearrecifal/Fore Reef
- Orbicella* spp (Orb. spp) en Arrecife de parche en Cuenca lagunar/Patch Reef in Lagoon Basin
- Sedimentos bioturbados - Algas calcáreas (Sbio. ACal) en Cuenca lagunar/Lagoon Basin
- Sedimentos bioturbados - Algas calcáreas en Terraza prearrecifal/Fore Reef
- Tierra emergida/Emerged Land

Figura 1. Mapa de UEP del atolón Serrana en el Caribe colombiano.

Figure 1. SEU map of the Serrana Atoll in the Colombian Caribbean.

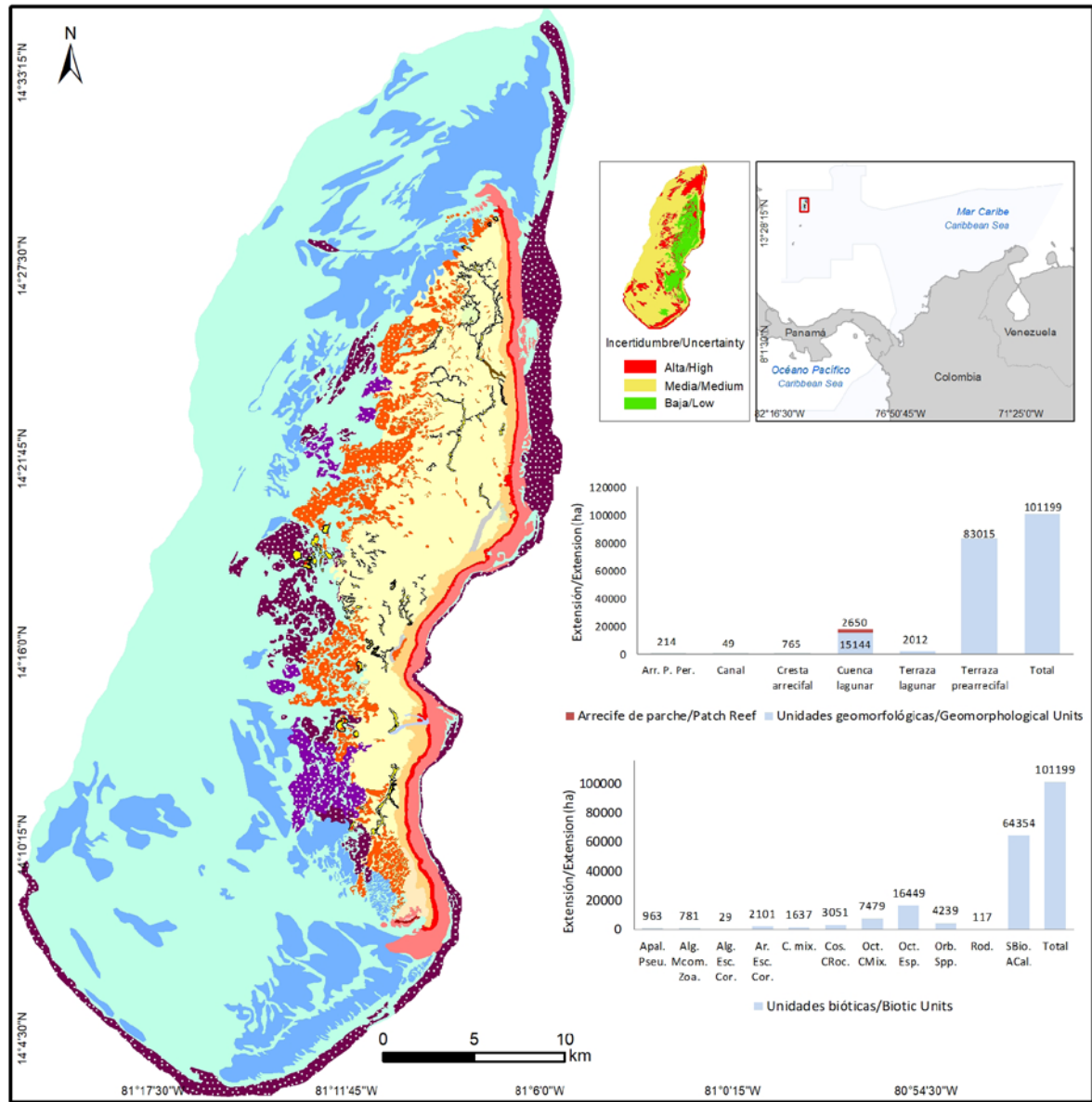


Unidades Ecológicas del Paisaje/Seascape Ecological Units

- | | |
|--|---|
| <i>Acropora palmata</i> - <i>Pseudodiploria</i> spp (Apal. Pseu) en Arrecife de parche en Cuenca lagunar/Patch Reef in Lagoon Basin | Corales mixtos en Arrecife de parche periférico/Peripheral Patch Reef |
| <i>Acropora palmata</i> - <i>Pseudodiploria</i> spp (Apal. Pseu) en Arrecife de parche periférico (Arr. P. Per.)/Peripheral Patch Reef | Corales mixtos en Terraza prearrecifal/Back Reef |
| <i>Acropora palmata</i> - <i>Pseudodiploria</i> spp en Terraza prearrecifal/Fore Reef | Costras de coral sobre roca (Cos. CRoc.) en Terraza prearrecifal/Fore Reef |
| Algas pétreas - <i>Millepora complanata</i> - Zoanfideos en Arrecife de parche periférico/Peripheral Patch Reef | Octocorales - Corales mixtos (Oct. Cmix.) en Terraza prearrecifal/Fore Reef |
| Algas pétreas - <i>Millepora complanata</i> - Zoanfideos en Cresta arrecifal/Reef Crest | <i>Orbiella</i> spp. (Orb. spp.) en Arrecife de parche en Cuenca lagunar/Basin Lagoon |
| Algas sobre escombros (Alg. Esc. Cor.) coralinos en Terraza lagunar/Back Reef | Sedimentos bioturbados (SBio. Acal.) - Algas calcáreas en Cuenca lagunar/Basin Lagoon |
| Arena - Escombros coralinos (Ar. Esc. Cor.) en Terraza lagunar/Back Reef | Sedimentos bioturbados - Algas calcáreas en Terraza prearrecifal/Fore Reef |
| Corales mixtos (C. mix.) en Arrecife de parche en Cuenca lagunar/Patch Reef in Lagoon Basin | Tierra emergida/Emerged Land |

Figura 2. Mapa de las UEP del atolón Roncador, en el Caribe colombiano.

Figure 2. SEU map of the Roncador Atoll in the colombian Caribbean.



Unidades Ecológicas del Paisaje/Seascape Ecological Units

- Acropora palmata* - *Pseudodiploria* spp (Apal. Pseu) en arrecife de parche en Cuenca lagunar/Patch Reef in Lagoon Basin
- Acropora palmata* - *Pseudodiploria* spp en Arrecife de parche periférico (Arr. P. Per.)/Peripheral Patch Reef
- Algas pétreas - *Millepora complanata* - Zoantídeos (Alg. Mcom. Zoa.) en Arrecife de parche periférico/Peripheral Patch Reef
- Algas pétreas - *Millepora complanata* - Zoantídeos en Cresta arrecifal/Reef Crest
- Algas sobre escombros coralinos (Alg. Esc. Cor.) en Arrecife de parche en Cuenca lagunar/Patch Reef in Lagoon Basin
- Arena - Escombros coralinos (Ar. Esc. Cor.) en Cuenca lagunar/Lagoon Basin
- Arena - Escombros coralinos en Terraza lagunar/Back Reef
- Corales mixtos (C. mix.) en Terraza prearrecifal/Fore Reef
- Costras de coral sobre roca (Cos. CRoc.) en Terraza lagunar/ Back Reef
- Costras de coral sobre roca en Terraza prearrecifal/Fore Reef
- Octocorales - Corales mixtos (Oct. CMix.) en Arrecife de parche en Cuenca lagunar/Patch Reef in Lagoon Basin
- Octocorales - Corales mixtos en Terraza prearrecifal/Fore Reef
- Octocorales - Esponjas (Oct. Esp.) en Terraza prearrecifal/Fore Reef
- Orbicella* spp (Orb. spp.) en Arrecife de parche en Cuenca lagunar/Patch Reef in Lagoon Basin
- Orbicella* spp en Terraza prearrecifal/Fore Reef
- Rodolitos (Rod.) en Terraza lagunar/Back Reef
- Sedimentos bioturbados - Algas calcáreas en Arrecife de parche en Cuenca lagunar/Patch Reef in Lagoon Basin
- Sedimentos bioturbados - Algas calcáreas (SBio. ACal.) en Canal/Channel
- Sedimentos bioturbados - Algas calcáreas en Cuenca lagunar/Lagoon Basin
- Sedimentos bioturbados - Algas calcáreas en Terraza lagunar/Back Reef
- Sedimentos bioturbados - Algas calcáreas en Terraza prearrecifal/Fore Reef

Figura 3. Mapa de las UEP del atolón Quitasueño en el Caribe colombiano.

Figure 3. SEU map of the Quitasueño Atoll in the Colombian Caribbean.

donde las más relevantes son Octocorales – Corales mixtos y *Orbicella* spp. El cambio de estas proporciones respecto a Díaz *et al.* (2000) es casi igual en Roncador. En Serrana la diferencia es de apenas 3 % a favor de los fondos blandos, pero para Quitasueño es notablemente diferente, pues las UEP formadoras de arrecifes de coral son considerablemente mayores en Díaz *et al.* (2000), donde los corales mixtos se acercan a las 40 000 ha, pero en la presente publicación tan solo suman 1 637; estas diferencias pueden deberse a la baja capacidad de detectar los fondos en aquella época, especialmente los que corresponden a las zonas profundas de la terraza prearrecifal. La relación entre UEP conformando arrecifes de coral fue inversamente proporcional al tamaño del atolón: Quitasueño presenta un 18 %, Serrana un 27 % y Roncador, que es cerca de 21 veces más pequeño que Quitasueño, presenta un 59 %; hace falta saber si este comportamiento es una generalidad de los complejos arrecifales oceánicos del Caribe.

Es pertinente mencionar que la UEP representada por Díaz *et al.* (2000) y Sánchez *et al.* (2005) como *Acropora cervicornis* no fue identificada en campo, sin embargo, se presume en parches dispersos menores a la escala del presente caso, es decir, parches menores a 4 ha. También la unidad *Acropora palmata* – *Pseudodiploria* spp., está representada en proporciones menores a las registradas por los citados autores. Sin embargo, en varios lugares se aprecian esqueletos erosionados de estas dos especies, vestigios de un pasado donde fueron más comunes, lo que concuerda con la disminución en la cobertura de estas especies por los episodios de mortandad reportados en todo el Caribe a finales de los años 80 (Aronson y Pretch, 2001).

En conclusión, se logró una buena aproximación de la extensión y distribución de los elementos del paisaje bentónico de un producto cartográfico disponible para su consulta en el MEC100K (Ideam *et al.*, 2015) y en el AACC (Invemar – Minambiente, 2020). Sin embargo, persiste la necesidad de realizar trabajo de campo extenso y orientado específicamente a la generación de cartografía temática, para actualizar la información a escala más detallada y validarla por medio de índices de exactitud o confiabilidad cartográfica, ya que sigue vigente la necesidad científica de información actualizada y espacializada a niveles detallados.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a Invemar, al Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas (CIOH) y a la Dirección General Marítima (Dimar) por auspiciar el desarrollo del presente estudio a través de la expedición científica

may be due to the low capacity to detect the seabeds at that time, especially those corresponding to the deep areas of the fore reef terraces. The relationship between SEU forming coral reefs was inversely proportional to the atoll size. Quitasueño presents 18 %, Serrana 27 % and Roncador, which is about 21 times smaller than Quitasueño, presents 59 %; it is necessary to know if this behavior is a generality of the complex oceanic reefs of the Caribbean.

It is pertinent to mention that the SEU represented by Díaz *et al.* (2000) and Sánchez *et al.* (2005) as *Acropora cervicornis* was not identified in the field, which, if it persists, is presumed in scattered patches smaller than the scale of the present case. Also, the unit *Acropora palmata* – *Pseudodiploria* spp., it is represented in smaller proportions than those reported by the aforementioned authors. However, in several places eroded skeletons of these two species can be seen, vestiges of a past where they were more common, which is consistent with the decrease in the coverage of these species due to the mortality episodes reported throughout the Caribbean in the late 1980s (Aronson and Pretch, 2001).

In conclusion, a good approximation of the extension and distribution of the benthic seascape elements was achieved of an available product for consultation in MEC100K (Ideam *et al.*, 2015) and AACC (Invemar – Minambiente, 2020). However, the need to carry out extensive field work and specifically oriented to the generation of thematic cartography to update the information at a more detailed scale and validate it persists, since the scientific need for updated, spatialized and thematic information that leads to identifying and delimiting SEU to the maximum level of detail is still in force.

ACKNOWLEDGMENTS

The authors thanks Invemar, the Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas (CIOH) and the Dirección General Marítima (Dimar) for sponsoring the development of this study. Likewise, to Professor Adolfo Sanjuan Muñoz for his accompaniment in the field, and the PhDs Juan Manuel Díaz and Sven Zea for their comments and discussion on the distribution of biotic and geomorphological units.



Seaflower 2014. Así mismo, al profesor Adolfo Sanjuan Muñoz por su acompañamiento en campo, a los doctores Juan Manuel Díaz y Sven Zea por sus comentarios y discusión sobre la distribución de las unidades bióticas y geomorfológicas.

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Andréfouët, S and H. Guzmán. 2005. Coral reef distribution, status and geomorphology –biodiversity relationship in Kuna Yala (San Blas) archipelago Caribbean Panamá. *Coral Reefs*, 24: 31-42.
- Aronson, R. and W. Precht. 2001. White-band disease and the changing face of Caribbean coral reefs. *Hidrobiología*, 460: 25–38.
- Bruno, J. and A. Valdivia. 2016. Coral reef degradation is not correlated with local human population density. *Scientific Reports*, 6: 29778.
- Chuvieco, E. 1996. Fundamentos de teledetección espacial. Ed. Rialp, Madrid. 576 p.
- Díaz-Pulido, J, J. Sánchez, S. Zea, J. Díaz, J. Garzón-Ferreira. 2004. Esquemas de distribución espacial de la comunidad bentónica de Arrecifes coralinos continentales y oceánicos del Caribe colombiano. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.*, 28: 337– 347.
- 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. Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Bogotá. 150 p.
- Díaz, J.M., G. Díaz-Pulido, J. Garzón-Ferreira, J. Geister, J.A. Sánchez y S. Zea. 1996. Atlas de los arrecifes coralinos del Caribe colombiano. Tomo I. Complejos Arrecifales Oceánicos. Invemar, Serie Publicaciones Especiales 2. Santa Marta. 83 p.
- Díaz, J.M., L. 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. Invemar, Serie de publicaciones especiales No. 5, Santa Marta. 175 p.
- Garzón – Ferreira. J y J. Pinzón. 1999. Evaluación rápida de estructura y salud de las formaciones coralinas de la Isla Malpelo (Pacífico colombiano). *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 28: 137-154.
- Hughes, T., J. Kerry, M. Álvarez-Noriega, J. Álvarez Romero, K. Anderson, A. Baird, R. Babcock, M. Beger, D. Bellwood, R. Berkelmans, T. Bridge, I. Butler, M. Byrne, N. Cantin, S. Comeau, S. Connolly, G. Cumming, S. Dalton, G. Diaz-Pulido, C. Eakin, W. Figueira, J. Gilmour, H. Harrison, S. Heron, A. Hoey, J.-P. Hobbs, M. Hoogenboom, E. Kennedy, C.-Y. Kuo, J. Lough, R. Lowe, G. Liu, M. McCulloch, M. McWilliam, J. Pandolfi, R. Pears, M. Pratchett, V. Schoepf, V. Simpson, T. Skirving, W. Sommer, B. Torda, G. Wachenfeld, D.B. Willis and S. Wilson. 2017. Globalwarming and recurrent mass bleaching of corals. *Nature*, 15: 373-377.
- Hughes, T., A. Baird, D. Bellwood, M. Card, S. Connolly, C. Folke and J. Lough. 2003. Climate change, human impacts, and the resilience of coral reefs. *Science*, 301: 929-933.
- Ideam, MADS, IAvH, Invemar, IIAP, Sinchi, PNNC e IGAC. 2015. Mapa de ecosistemas continentales, costeros y marinos de Colombia. Versión 1.0 a escala 1:100000.
- Invemar-ANH. 2012. Línea base ambiental en el Área de Régimen Común Jamaica - Colombia como aporte al aprovechamiento sostenible de los recursos marinos compartidos. 113 p.
- Invemar – Minambiente. 2020. Convenio interadministrativo Invemar – Minambiente CI-521 de 2020. Actividad: Actualización del Atlas de Áreas Coralinas de Colombia Fase II. Actualmente en curso.
- Knowlton, N. 2004. Multiple “stable” states and the conservation of marine ecosystems. *Prog. Oceanogr.*, 60: 387-396.
- McCook, L. 1996. Effects of herbivores and water quality on *Sargassum* distribution on the Central Great Barrier Reef: cross – shelf transplants. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 139: 179–92.
- Mumby, P. 2001. Beta and habitat diversity in marine systems: a new approach to measurement, scaling and interpretation. *Oecología*, 128: 274–280.
- Sánchez, J.A., V. Pizarro, A. Acosta de Sanchez, P. Castillo, P. Herron, J. Martínez, P. Montoya y C. Orozco. 2005. Evaluating coral reef benthic communities in remote Caribbean Atolls (Quitassueño, Serrana and Roncador Banks) to recommend marine-protected areas for the Seaflower biosphere Biosphere Reserve. *Atoll Res. Bull.*, 531: 1-65.
- Woodhead, A., C. Hicks, A. Norström, G. Williams & N. Graham. 2019. Coral reef ecosystem services in the Anthropocene. *Funct. Ecol.*, 33: 1023-1034.

RECIBIDO/RECEIVED: 03/02/2020

ACEPTADO/ACCEPTED: 24/02/2021



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” (Invemar). Hasta el volumen 8 llevó el nombre de *Mitteilungen aus dem Instituto Colombo-Alemán de Investigaciones Científicas Punta de Betín* y entre los volúmenes 9 y 24 se denominó *Anales del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras*. A partir del año 2008 se publican dos números por volumen anual, periodicidad que se mantiene hasta la fecha. El primer número se publica en el mes de junio y el segundo, en el mes de diciembre.

El *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* únicamente considera para publicación trabajos originales, es decir, aquellos que incluyan resultados significativos que no hayan sido publicados ni estén siendo considerados para publicación en otra revista. Se reciben artículos de investigación, notas científicas y artículos de revisión que compilen y resuman adecuadamente el trabajo en un campo particular y señalen líneas de investigación a seguir. La revista se publica en inglés y español en formato PDF. Cuenta con una versión digital que puede ser consultada en www.invemar.org.co/boletin y con una versión impresa que es distribuida nacional e internacionalmente a través del sistema de canje y donación. La revista se encuentra indexada en Scopus desde 2016 (Q4 del Scimago Journal Ranking en la categoría “Animal Science and Zoology”) y en Publindex (categoría B).

El *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* es una publicación de acceso abierto, por lo que no existen cargos para lectura o descarga de información, basado en el principio de que ofrecer al público un acceso libre a las investigaciones ayuda a un mayor intercambio global de conocimiento. Su distribución y divulgación es libre, siempre y cuando se respeten los respectivos créditos de los manuscritos. Los autores no deben pagar por someter o publicar sus manuscritos, a excepción de los costos de impresiones a color descritos más adelante en esta guía. Se tendrán en cuenta los manuscritos ajustados al siguiente formato:

Idiomas: español e inglés americano. El Boletín recibe artículos en sometimiento escritos en ambos idiomas o en uno solo. En este último caso, el resumen, el *abstract* y las palabras clave deben ser enviados originalmente en español e inglés americano. Por su parte, las notas científicas deben ser sometidas en ambos idiomas. A partir del año 2021, las disposiciones sobre la traducción de los artículos que culminen satisfactoriamente el proceso editorial serán informadas a través del sitio web del Boletín. Los autores no podrán retirar el manuscrito una vez este haya sido aceptado.

Presentación: para someter su artículo, debe cargarlo junto a la carta de sometimiento a través de la página. Puede hacerlo registrándose en el sitio web o ingresando con su usuario y contraseña, si ya cuenta con uno. El archivo debe ir en un solo archivo en formato Word (.doc ó .docx), con las tablas y figuras incluidas (inicialmente en baja resolución). La carta de sometimiento debe ir en formato PDF *debidamente firmada*, al menos, por el líder de correspondencia, conforme el formato disponible para descarga en el sitio web, en la sección “Guía de autores”. Si el manuscrito es aceptado para publicación, se solicitará a los autores el envío de las gráficas en formato editable (.xml [excel], .eps o .pdf vectorial) y con los textos en español e inglés americano, así como las fotos en formato JPG o TIF, con

Bulletin of Marine and Coastal Research (title abbreviation: Bull. Mar. Coast. Res.) is an open-access, semi-annual, indexed publication, refereed under the single-blind modality. It is aimed at the scientific community and people related to environmental issues in coastal and marine areas, with particular emphasis on tropical America. It considers unedited works about research topics on the sea or coastal aquatic environments, undertaken in the tropical and subtropical areas of the Americas.

The journal is edited since 1967 by the “José Benito Vives de Andrés” Marine and Coastal Research Institute (Invemar). Until volume 8 it was called *Mitteilungen aus dem Instituto Colombo-Alemán de Investigaciones Científicas Punta de Betín*, and between volumes 9 and 24, it was called *Anales del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras*. Since 2008, two issues are published per annual volume, a frequency that has been maintained to date. The first issue is published in June and the second in December.

Bulletin of Marine and Coastal Research only considers for publication original works, that is, those that include significant results that have not been published nor are being considered for publication in another journal. Research articles, scientific notes, and review articles are received that adequately compile and summarize work in a particular field and indicate lines of research to be followed. The journal is published in English and Spanish in PDF format. It has a digital version that can be consulted at www.invemar.org.co/boletin and a printed version that is distributed nationally and internationally through the exchange and donation system. The journal is indexed on Scopus since 2016 (Q4 Scimago Journal Ranking on “Animal Science and Zoology” category) and on Publindex (category B).

The Bulletin is an open-access journal, so there is no charge for reading or downloading information, based on the principle that providing free access to research helps to increase global knowledge exchange. Its distribution and dissemination are free, respecting each credit and authorship of the manuscripts. Authors do not pay for submitting or publishing a manuscript, except color prints as mentioned in this guide. Authors should follow the subsequent instructions:

Languages: Spanish and American English. The Bulletin receives articles in submissions written in both languages or in one language only. In the latter case, the *abstract* and keywords must be submitted originally in Spanish and American English. Scientific notes must be submitted in both languages. From 2021, the instructions on the translation of articles that successfully complete the editorial process will be reported through the Bulletin’s website. Authors will not be able to withdraw their manuscript once it has been accepted.

Presentation: To submit your article, you must upload it together with the complementary files through the page. You must register on the website or enter with your user and password if you already have one. The file must be in a single file in Word format (.doc or .docx), with the tables and figures included (initially in low resolution). The letter of submission must be in PDF format, *duly signed* by, at least, the correspondence leader, according to the format available for download on the website, in the “Author’s Guide” section. If the manuscript is accepted for publication, the authors will be asked to send the graphics in an editable format (.xml [excel], .eps or .pdf vectorial) and with the texts in Spanish and American English, as well as the photos in JPG or TIF format, with a resolution of at least 360 dpi. Colors must correspond to the CMYK scale.

una resolución de, al menos, 360 dpi. Los colores deben corresponder a la escala CMYK.

FORMATO:

Fuente: Times New Roman, tamaño 11, configuración de página tamaño carta e interlineado a doble espacio.

Márgenes: izquierdo y superior de 3 cm y derecho e inferior de 2 cm como mínimo.

Títulos: en negrilla. El *título del trabajo* debe ir en altas y bajas y centrado. Además, ha de incluir al comienzo del *abstract* una traducción fiel al inglés cuando el manuscrito sea en español y viceversa cuando sea en inglés. Los títulos de *primer nivel* deben ir en mayúscula sostenida y centrados (aplica para los nombres científicos), dejando un espacio para comenzar el párrafo. Los títulos de *segundo nivel* deben ir en minúscula y en el centro, sin dejar espacio para comenzar el párrafo. Los títulos de *tercer nivel* deben ir en minúscula y alineados a la izquierda, sin dejar espacio para comenzar el párrafo.

Nota: tenga en cuenta que el título debe incitar la lectura del artículo y no ser muy extenso. El ideal son 40 caracteres. Google, por ejemplo, no lee más de 50-60 caracteres. Evite el uso de guiones, signos de admiración e interrogación.

Todas las hojas deben estar **numeradas** consecutivamente.

Texto: los manuscritos se deben redactar en tercera persona del singular (impersonal).

Los **artículos** deben tener una extensión máxima de 6 000 palabras incluyendo figuras y tablas, pero sin contar bibliografía, resumen y *abstract*. Solo en casos excepcionales y justificados, se aceptarán manuscritos más extensos, para lo cual los autores tendrán que enviar una nueva carta de sometimiento que contenga dicha justificación. Los artículos deben tener la siguiente estructura: título, autor(es), OrcID, filiación institucional y correo electrónico de todos los autores, resumen, *abstract*, palabras clave, introducción, área de estudio, materiales y métodos, resultados, discusión, conclusiones, agradecimientos y bibliografía. Este formato puede ser modificado si la naturaleza del trabajo lo exige. Aquellas instituciones o empresas que tengan su nombre registrado en inglés pueden utilizar dicha versión.

Por su parte, las **notas científicas** deben tener una extensión máxima de 1 500 palabras, sin contar bibliografía y sin división en secciones como los artículos. Deben venir en ambos idiomas (español e inglés americano) y tener la siguiente estructura: resumen, *abstract*, palabras clave, texto, agradecimientos y bibliografía.

Resumen: debe tener máximo 30 renglones en un solo párrafo y el *abstract* ha de ser una traducción fiel de lo escrito en el resumen. Ambos deben llevar al final y en renglón aparte máximo cinco (5) palabras clave escritas en minúscula, tanto en la versión en español como en inglés.

Nota: es importante escoger bien las palabras clave. Recuerde que cualquier persona puede encontrar su trabajo en la web por intermedio de ellas. Recomendamos revisarlas a la luz del Tesoro Marino Ambiental Costero del Centro de Documentación del Invemar.

Tablas: elaboradas en procesador de texto con la opción Tabla, sin líneas verticales. La leyenda debe ir encima, en minúscula, y ser suficientemente explicativa. Las tablas deben ser numeradas consecutivamente y ubicadas conforme son citadas por primera vez dentro del texto. La información incluida en las tablas no puede aparecer repetida en las figuras.

Figuras: incluyen mapas, esquemas, dibujos, fotografías y láminas. La leyenda debe ir en el margen inferior, en minúscula, y ser suficientemente explicativa. Las figuras deben tener letras y símbolos en tamaño apropiado, de modo que al reducirlas no pierdan su nitidez. Además, deben ser numeradas

FORMAT:

Type of font: Times New Roman, size 11, letter-size page setup, and double spaced.

Margins: Left and upper, 3 cm; right and lower, 2 cm.

Titles: Must be written in boldface type. The *manuscript title* must be written in uppercase and lowercase and centered. It should be given in both languages too. *Main titles* must be written in capital letters, centered (even scientific names), and must be one space before the first line of the text. *Subtitles* must be also centered but as lowercase letters and there, *third titles* must be written on the left side of the paper, as lower-case letter, and also with no space.

Note: Special attention should be given to titles. The title should be attractive and no longer than 40 characters. Google, for example, does not take titles longer than 50-60 characters. Avoid the use of hyphens, exclamation, or interrogation marks.

All pages must be **numbered** consecutively.

Text: Manuscripts should be written in the third person singular (impersonal).

Articles must have a maximum of 6,000 words including tables and figures but excluded literature cited, *resumen*, and abstract. Only in exceptional and justified cases, more extensive manuscripts will be accepted, for which the authors will have to send a new letter of submission containing such justification. The text must be structured as follows: title, author(s), OrcID, institutional affiliation, author's email, abstract, abstract in Spanish (*resumen*), introduction, study area, materials and methods, results, discussion, conclusions, acknowledgments, and literature cited. This format can be modified depending on the type of work. Those institutions or companies that have a registered English name can use that English version.

Scientific notes must have a maximum of 1,500 words (excluding literature cited), without divisions and subtitles like the long manuscripts. Notes must be submitted in two languages: Spanish and American English and divided only in the abstract, abstract in Spanish (*resumen*), text, acknowledgments, and literature cited.

Abstract: Must be one paragraph and should not exceed 30 lines. **Resumen** should be an exact translation of the abstract, both must include at the end a maximum of five (5) keywords in lowercase letters.

Note: Special attention should be paid to keywords. Remember the people can find your article on the internet through them. We recommend reviewing them in light of the Coastal Environmental Marine Thesaurus of the Invemar Documentation Center.

Tables: Must be processed using the Table tool as text file, without vertical lines. Table legends must be placed on the top, in lowercase letters, and present clearly the content. Tables must be enumerated consecutively and placed as they are first cited in the text. The information included in tables cannot be repeated in figures.

Figures: They include illustrations such as maps, schemes, pictures, photographs, and plates. Figure legends must be placed on bottom, in lowercase letters, and present clearly the content. Letters and symbols on figures should have a suitable size so that if they get reduced they will not lose their shape and details. Moreover, they must be numbered and placed as they are first cited in the text.

The journal covers the costs of publishing black and white **photographs**. If there are color images in the manuscript, the authors will have to afford color page fees*. We suggest sending images for the first version in 72



consecutivamente y ubicadas conforme son citadas por primera vez dentro del texto.

La revista asume los costos de publicar **fotografías** en blanco y negro. Los costos de fotografías e imágenes a color deben ser asumidos por el (los) autor(es)*. Se recomienda que en la primera versión del manuscrito se utilice una resolución de 72 dpi en escala RGB para facilitar la carga del archivo en la plataforma.

* *El cobro de figuras a color estará sometido a cotización al momento de aceptar el manuscrito para su publicación. Es posible que no se apliquen cargos por ello. Para más información, escribir a boletin@invemar.org.co*

Abreviaturas: pueden usarse abreviaturas o símbolos comunes tales como m, cm, km, g, kg, mg, mL, L, % o °C, siempre y cuando acompañen números. Evitar los puntos al final de las abreviaturas. Todas las cifras decimales deben separarse con coma cuando el manuscrito está escrito en español y con punto cuando está escrito en inglés, excepto cuando se incluyan en tablas. En esos casos, los decimales deben ir con punto, independientemente del idioma.

Citas: No se aceptan citas de citas. Por ejemplo: Pérez, 2007 (En: Fernández, 2008).

Dentro del texto, debe citarse como sigue (sin usar *op. cit.*):

“La especie vive sobre sustratos rocosos y coralinos (Pérez, 1980; Darwin y Scott, 1991), aunque, según García (1992), prefiere fondos de cascajo”.

Cuando la referencia involucra a *más de dos autores*, debe citarse como Castro *et al.* (1965) o (Castro *et al.*, 1965). *et al.* debe aparecer siempre en letra cursiva.

Las **comunicaciones personales** deben evitarse en lo posible, pero serán aceptadas a juicio del editor a cargo de cada artículo, según sea el caso. Su estructura será la siguiente:

Nombre completo (punto) Institución (punto) Ciudad (coma) País (punto) Año (punto) Com. Pers.

Referencias: se deben incluir todas aquellas que están citadas en el texto, en orden alfabético por apellido y en orden cronológico cuando haya varios trabajos del mismo autor. El símbolo &, comúnmente usado en la literatura en inglés, deberá reemplazarse por la letra “y” o la palabra “and”, de acuerdo con el idioma de la referencia citada. La exactitud de las referencias es responsabilidad únicamente de los autores. No se admiten citas de trabajos que no hayan sido aceptados para publicación.

Nota: de acuerdo con los estándares internacionales, es preferible incluir el DOI en aquellas referencias que lo tengan.

Los **artículos en prensa** deben incluir el volumen, el año y el nombre de la revista en que serán publicados.

Los artículos publicados en **revistas periódicas** se deben citar de la siguiente manera:

Autor (punto) Año (punto) Título (punto) Nombre de la revista (coma) Volumen (dos puntos) Rango de páginas (punto).

Ejemplo: Blanco, J.A., J.C. Nárvaez y E.A. Viloria. 2007. ENSO and the rise and fall of a tilapia fishery in northern Colombia. *Fish. Res.*, 88: 100-108.

En los casos en que la referencia incluya la *totalidad de las páginas de la revista periódica*, se debe citar así:

Autor (punto) Año (punto) Título (punto) Nombre de la revista (coma) Volumen (coma) Número total de páginas (p.).

Ejemplo: Pang, R.K. 1973. The systematics of some Jamaican excavating sponges. *Postilla*, 161, 75 p.

Cuando el nombre de la revista esté formado por más de una palabra, debe abreviarse siguiendo la información presentada en www.ncbi.nlm.nih.gov/

dpi resolution, in RGB scale, so that files are not too heavy to charge in the platform.

* *The charge for color figures will be subject to the quotation at the time of acceptance of the manuscript for publication. There may be no charge for this. For more information, write to boletin@invemar.org.co*

Abbreviations: Abbreviations may be used and also common symbols, such as m, km, g, mg, %, or °C, as long as they are next to numbers. Do not use period marks after symbols or abbreviations. All decimal numbers have to be separated by comma (Spanish version) and points (English version), except when they are included in tables. In those cases, the decimals must be with a period, regardless of the language.

Citation style: There are not accepted indirect references like Pérez 2007 (In: Fernández, 2008). In the text, reference the bibliography as follows, avoiding the use of *op. cit.*:

“The species lives in rocky and coral substrates (Pérez, 1980; Darwin and Scott, 1991), although following García (1992), it prefers gravel substrate.”

When the reference includes *more than two authors*, it has to be quoted as Castro *et al.* (1965) or (Castro *et al.*, 1965), with *et al.* always written in italics.

Personal communications should not be used but they may be accepted by the editor depending on the specific case. If they are included, they should be presented as:

Complete name (period) Institution (period) City (comma) Country (period) Year (period) Pers. Comm.

References: The literature cited must include all and just the references cited in the text, in alphabetical order, and in chronological order when there is more than one article by the same author(s). The symbol &, frequently used, should be changed for the word “and” or “y” according to the original language of the cited reference. The accuracy of the references is the sole responsibility of the authors. Citations of papers that have not been accepted for publication are not allowed.

Note: Considering international standards, please includes DOI in all references.

If a **manuscript in press** has to be cited, it should include information about the issue, year, and title of the journal of the future publication.

Journals must be cited in the next format:

Author (period) Year (period) Title (period) Journal’s title (comma) Volume (two points) Page rank (period).

i.e.: Blanco, J.A., J.C. Nárvaez y E.A. Viloria. 2007. ENSO and the rise and fall of a tilapia fishery in northern Colombia. *Fish. Res.*, 88: 100-108.

When the reference included *all pages of the journal*, must be cited in the next format:

Author (period) Year (period) Title (period) Journal’s title (comma) Volume (comma) Total number of pages (p.).

i.e.: Pang, R.K. 1973. The systematics of some Jamaican excavating sponges. *Postilla*, 161, 75 p.

When the journal’s title has more than one word, it should be abbreviated following the information presented at www.ncbi.nlm.nih.gov/nlmcatalog (or at www.abbreviations.com, when the journal is not found on the previous website). For no *listed journals*, use the complete title.

For **books**, must follow next format:

Author (period) Year (period) Title (period) Publishing house (comma) City (period) Total number of pages (p.).

nlmcatalog (o en www.abbreviations.com, cuando en el anterior sitio web no se encuentre la revista). Para *revistas no listadas*, debe presentarse el nombre completo.

Los **libros** se deben citar de la siguiente manera:

Autor (punto) Año (punto) Título (punto) Editorial (coma) Ciudad (punto) Número total de páginas (p.).

Ejemplo: Dahl, G. 1971. Los peces del norte de Colombia. Inderena, Bogotá. 391 p.

Los **capítulos de libros** se deben citar de la siguiente manera:

Autor (punto) Año (punto) Título del capítulo (punto) Rango de páginas (punto). En: Editores (punto) (Ed.). Título del libro (punto) Editorial (coma) Ciudad (punto) Número total de páginas (p.).

Ejemplo: Álvarez-León, R. y J. Blanco. 1985. Composición de las comunidades ictiofaunísticas de los complejos lagunares estuarinos de la bahía de Cartagena, ciénaga de Tesca y Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. 535-555. En: Yáñez-Arancibia, A. (Ed.). Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons. UNAM, México D.F. 653 p.

Las **memorias de reuniones y documentos inéditos** y de escasa divulgación (**tesis y literatura gris**) solo se citarán a criterio del editor del manuscrito.

Las **tesis** se deben citar como los libros.

Autor (punto) Año (punto) Título (punto) Tesis y abreviatura del programa de estudios (coma) Universidad (coma) Ciudad (punto) Número total de páginas (p.).

Ejemplo: Arboleda, E. 2002. Estado actual del conocimiento y riqueza de peces, crustáceos decápodos, moluscos, equinodermos y corales escleractíneos del océano Pacífico colombiano. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 125 p.

Los **informes** se citan de la siguiente manera:

Autor (punto) Año (punto) Título (punto) Informe final (coma) Entidad (coma) Ciudad (punto) Número total de páginas (p.).

Ejemplo: Pedraza, R.A., S. Suárez y R. Julio. 1979. Evaluación de captura en la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe final, Inderena, Bogotá. 39 p.

Los **documentos electrónicos** varían constantemente dentro de los sitios web. Por lo tanto, se prefiere que los autores citen documentos de este tipo únicamente en los casos en que sea indispensable hacerlo. Serán aceptados a juicio del editor a cargo de cada artículo. Si el documento tiene DOI, 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 - Palaentological Statistics, ver. 1.81. <http://folk.uio.no/ohammer/past/past.pdf>. 08/06/2008

Otras disposiciones:

- No se admiten notas de pie de página.
- Los nombres científicos de géneros y especies deben escribirse en cursiva. Todos ellos deben estar sujetos a los códigos de nomenclatura zoológica o botánica.
- Los registros taxonómicos deben hacerse siguiendo los códigos internacionales de nomenclatura, para lo cual el Boletín tiene un modelo con ejemplos, disponible para quien lo solicite.
- Las medidas se deben expresar en unidades del sistema métrico decimal. Los valores de salinidad deben presentarse sin unidades o símbolos.
- Al postular su manuscrito, los autores deben indicar su nombre completo, filiación institucional, dirección de correspondencia, correo electrónico y

i.e.: Dahl, G. 1971. Los peces del norte de Colombia. Inderena, Bogotá. 391 p.

For the **chapter of books**, must follow the next format:

Author (period) Year (period) Chapter name (period) Page rank (period). In: Editors' name (period) (Ed.). Title of the book (period) Publishing house (comma) City (period) Total number of pages (p.).

i.e.: Álvarez-León, R. y J. Blanco. 1985. Composición de las comunidades ictiofaunísticas de los complejos lagunares estuarinos de la bahía de Cartagena, ciénaga de Tesca y Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. 535-555. En: Yáñez-Arancibia, A. (Ed.). Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons. UNAM, México D.F. 653 p.

Memoirs of meetings and unpublished documents of limited circulation (**theses and grey literature**) will be cited only at the discretion of the editor of the manuscript.

Theses should be cited like books.

Author (period) Year (period) Title (period) Title (period) Tesis and Abbreviation of study program (comma) University (comma) City (period) Total number of pages (p.).

i.e.: Arboleda, E. 2002. Estado actual del conocimiento y riqueza de peces, crustáceos decápodos, moluscos, equinodermos y corales escleractíneos del océano Pacífico colombiano. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 125 p.

Reports are quoted as follows:

Author (period) Year (period) Title (period) Informe final (comma) Organization (comma) City (period) Total number of pages (p.).

i.e.: Pedraza, R.A., S. Suárez y R. Julio. 1979. Evaluación de captura en la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe final, Inderena, Bogotá. 39 p.

Web documents vary constantly. Therefore, they should be avoided as references in the manuscripts if it is not really necessary. In special cases, it will be the editor's decision to accept it or not. Add DOI whether it is possible. If they are included, they should be presented as:

Author (period) Year (period) Title (period) Complete URL (without a period) Consultation date [DD/MM/YYYY] (period).

i.e.: Hammer, O., D.A.T. Harper, and P.D. Ryan. 2008. PAST - Palaentological Statistics, ver. 1.81. <http://folk.uio.no/ohammer/past/past.pdf>. 08/06/2008.

Other dispositions:

- Use of footnotes in the text is strongly discouraged.
- Scientific names of genera and species must be written in italics type or underlined. All of them must be subject to the zoological or botanical nomenclature.
- Taxonomic reports should be made following the international nomenclature code, for which the journal has a model with examples, available upon request.
- Measurements have to be marked using the metric system. Salinity values have to be presented without symbols or units.
- When submitting their manuscript, authors should indicate their complete name, institutional affiliation, correspondence address, e-mail, and OrcID. If one does not have it, you can get it for free at <https://orcid.org/>
- The names of at least three evaluators should be suggested for the submitted manuscript, including the necessary contact information (institutional affiliation and e-mail). It should be clarified that



OrcID. Si alguno no lo tiene, puede obtenerlo de forma gratuita en <https://orcid.org/>

- Se deben sugerir los nombres de tres evaluadores, mínimo, para el manuscrito sometido, incluyendo la información necesaria para contactarlos (filiación institucional y correo electrónico). Es preciso aclarar que las personas sugeridas no necesariamente serán los evaluadores del manuscrito; las sugerencias están sujetas a revisión por parte del editor encargado.
- A los manuscritos publicados en el Boletín se les asignará DOI tanto en la versión electrónica como en impresa. Tener esto en cuenta para la respectiva referencia bibliográfica.

PROCESO DE REVISIÓN

1. Los autores deben registrarse en la plataforma para obtener un usuario y contraseña y cargar el manuscrito a la plataforma. El registro se realiza una sola vez, por lo que con solo ingresar a su cuenta podrá ver el estado de su manuscrito o someter uno nuevo.
2. Junto con el artículo o nota científica, cargue la carta de sometimiento en formato PDF. Recuerde que el texto debe incluir inicialmente las figuras y tablas en baja resolución.
3. Una vez cargado el documento, este es sometido a una revisión preliminar por parte del asistente de comité editorial. Con su visto bueno, se envía invitación al comité editorial y, posteriormente, el manuscrito es asignado a un editor de sección.
4. El editor de sección define si el manuscrito pasa a evaluación por pares, si debe corregirse antes de ser evaluado o si se rechaza. Cuando el manuscrito obtiene el visto bueno del editor, pasa a evaluación por pares. Si es rechazado, los autores reciben una comunicación oficial de no aceptación del manuscrito.
5. El proceso de evaluación en el *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* es realizado por pares expertos en cada una de las temáticas que aborda la revista y se efectúa en modalidad simple ciego. Los evaluadores cuentan con 30 días calendario (contados a partir del momento en que reciben la invitación a evaluar por la plataforma) para enviar sus apreciaciones haciendo uso de la ficha de evaluación de manuscritos. Si desean hacer observaciones en el manuscrito, pueden hacerlo con el control de cambios activo y dejando comentarios al margen, siempre de forma anónima.
6. Una vez se reciben las evaluaciones, el editor determina si el manuscrito es aceptado para publicación (sin o con cambios mínimos), si requiere cambios menores o importantes, si debe pasar a una nueva ronda de evaluación o si se rechaza. Cuando el manuscrito obtiene el visto bueno del editor, los autores reciben una comunicación oficial de aceptación del manuscrito. Si es rechazado, los autores reciben una comunicación oficial de no aceptación del manuscrito. Para artículos de investigación y artículos de revisión, se emite un concepto editorial con al menos dos evaluaciones; para notas científicas, con al menos una evaluación.
7. Una vez aprobado para publicación, se inicia la edición y producción del manuscrito, que incluye las fases de corrección de estilo, traducción, maquetación y pruebas de galera.
8. Publicación en línea e impresión.
9. Difusión y divulgación en línea y distribución física.

Nota: en cualquier parte del proceso, los autores pueden visualizar el estado de su manuscrito ingresando con su usuario y contraseña a la plataforma. El proceso editorial puede tomar alrededor de diez (10) meses. Sin embargo, hay que tener en cuenta que los tiempos dependen directamente de los actores que intervienen en el proceso, esto es, autores, editores y evaluadores.

the persons suggested will not necessarily be the evaluators of the manuscript; the suggestions are subject to review by the section editor.

- The manuscripts published since this number are going to have DOI, in electronic and printed version, therefore it must be referenced.

REVIEW PROCESS

1. Authors must register on the platform to obtain a username and password and upload the manuscript to the platform. The registration is done only once, so just by logging into your account, you can see the status of your manuscript or submit a new one.
2. Together with the article or scientific note, please upload the submission letter in PDF format. Remember that the text must initially include the figures and tables in low resolution.
3. Once the document is uploaded, it is submitted to a preliminary review by the Assistant Editorial Committee. With his approval, an invitation is sent to the editorial committee and the manuscript is then assigned to a section editor.
4. The section editor defines whether the manuscript goes to peer review, whether it must be corrected before being evaluated, or whether it is rejected. When the manuscript is approved by the editor, it goes into peer review. If it is rejected, the authors receive an official communication of non-acceptance of the manuscript.
5. The evaluation process in the *Bulletin of Marine and Coastal Research* is carried out by expert peers in each of the topics covered by the journal and is done in a single-blind modality. Evaluators have 30 calendar days (counted from the moment they receive the invitation to evaluate through the platform) to send their assessments using the manuscript evaluation form. If they wish to make comments on the manuscript, they can do so with active change control and leaving comments in the margin, always anonymously.
6. Once the evaluations are received, the editor determines whether the manuscript is accepted for publication (with or without minimal changes), whether it requires minor or major changes, whether it should go into a new round of evaluation, or whether it is rejected. When the manuscript is approved by the editor, the authors receive an official communication of acceptance of the manuscript. If it is rejected, the authors receive an official communication of non-acceptance of the manuscript. The evaluation process is single-blind. For research and review articles, an editorial concept with at least two evaluations is issued; for scientific notes, with at least one evaluation.
7. Once approved for publication, the editing, and production of the manuscript begins, which includes the phases of copyediting and proofreading, translation, layout, and galley proofs.
8. Online publishing and printing.
9. On-line diffusion and distribution of copies.

Note: At any part of the process, authors can view the status of their manuscript by logging in with their username and password to the platform. The editorial process can take about ten (10) months. However, it must be taken into account that the times depend directly on the actors involved in the process, that is, authors, editors, and peer reviewers.

Ética de publicación / Publication ethics

El *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* sigue las recomendaciones de COPE (Committee on Publication Ethics) para garantizar la transparencia en el proceso de publicación para todas las partes implicadas (autores, revisores, editores).

Las contribuciones son completa responsabilidad de sus autores, no del *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, de su cuerpo editorial o del Invemar. El envío de un manuscrito se entiende como una declaración explícita por parte de los autores de que se trata de un trabajo original, que no ha sido publicado ni aceptado para su publicación ni se encuentra bajo consideración en otra revista o medio de difusión científica. Si el manuscrito incluye textos, tablas o figuras con reserva de derechos, los autores declaran en la carta de sometimiento que cuentan con la autorización para su reproducción.

La revista no cobra a los autores por publicar ni paga a los pares evaluadores. Asimismo, el trabajo de nuestro comité editorial es *ad honorem*.

Confidencialidad: todos los manuscritos sometidos al *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* son tratados como documentos confidenciales. El comité editorial se compromete a proteger la integridad y confidencialidad del trabajo de cada autor y el anonimato de cada evaluador. Por su parte, los evaluadores se comprometen a proteger el carácter confidencial del manuscrito asignado, teniendo en cuenta que el proceso de evaluación es simple ciego, es decir, los autores desconocen la identidad de los evaluadores, pero los evaluadores conocen la identidad de los autores.

Copyright: el *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* está bajo la licencia de Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual 4.0 Internacional (BY-NC-SA 4.0).

Declaración de conflicto de interés: cuando los autores someten su manuscrito al *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, deben acompañar el envío con una carta de sometimiento en la que declaran, entre otras cosas, que han leído y aprobado el manuscrito remitido en su contenido, organización, presentación y orden de autoría, por lo que no existe conflicto de interés entre ellos. En la carta, los autores también pueden solicitar que una persona no sea escogida como par evaluador cuando consideran que podrían presentarse conflicto de interés.

Los miembros del comité editorial, que fungan como editores encargados dentro de la revista, tienen la responsabilidad de declarar si presentan conflicto de interés con el manuscrito asignado. De igual manera, los pares evaluadores deben declarar si presentan conflicto de intereses al conocer el nombre de los autores del manuscrito asignado, considerando que el proceso de evaluación en la revista es simple ciego.

Responsabilidades de los autores: los autores están obligados a participar del proceso de evaluación respetando los tiempos estipulados de revisión y cumpliendo con los plazos de entrega. Los manuscritos que 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. 50 (1) Santa Marta, Colombia, 2021

TABLA DE CONTENIDO / CONTENTS

ARTÍCULOS / ARTICLES

Stephania Rojas-Vélez, Beatriz Susana Beltrán-León y José Tavera

Los peces triple aletas del Santuario de Fauna y Flora Malpelo, Pacífico colombiano
Triplefin fishes from the Malpelo Fauna and Flora Sanctuary, Colombian Pacific 11

Daniela Vásquez-Molano, Andres Molina y Guillermo Duque

Distribución espacial y aumento a través del tiempo de microplásticos en sedimentos de la Bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano
Spatial distribution and increase of microplastics over time in sediments of Buenaventura Bay, Colombian Pacific. 27

**Liliana Gómez Luna, Alejandro Zapata Palanqué, Zelma Celia Corona Ochoa
Yailyn Álvarez Arencibia, José Antonio Bouza Alonso, Alberto Beyris Mazar**

Implementación de un protocolo de gestión de riesgo por presencia de ficotoxinas en la laguna de Baconao, Santiago de Cuba
Implementation of a risk management protocol for phycotoxins occurrence in the Baconao Lagoon, Santiago de Cuba 43

Roy González G., Adriana Bermúdez Tobón y Gabriel R. Navas-S

Determinación de dimorfismo sexual usando técnicas morfométricas en *Rachycentron canadum* (Perciformes: Rachycentridae) cultivados en cautiverio
Determination of sexual dimorphism using morphometric techniques in *Rachycentron canadum* (Perciformes: Rachycentridae) cultivated in captivity. 79

Liliana Mesa Mesa; José Falcón Hernández; Alexander Mulet De los Reyes y Juan Ramón Castellanos González

Análisis cuantitativo y cualitativo de hidrocarburos contaminantes en la bahía de Santiago de Cuba por medio de cromatografía de gases
Quantitative and qualitative analysis of contaminating hydrocarbons in the Gulf of Santiago de Cuba by gas chromatography 91

Felipe Ladino Archila, Sandra Bibiana Martínez-Mondragón, María Alejandra Duarte-Fajardo, Natalia Vélez y Sandra Bessudo Lion

Seguimiento al estado de las poblaciones de once peces óseos y cartilagosos en el Santuario de Fauna y Flora Malpelo, Pacífico colombiano
Monitoring of the status of eleven bony and cartilaginous fish populations in the Malpelo Sanctuary of Fauna and Flora, Colombian Pacific . . . 105

Santiago Millán, Jenny Alexandra Rodríguez-Rodríguez y Paula Sierra-Correa

Delimitación y tipificación de humedales costeros: implicaciones para la gestión ambiental del Caribe continental colombiano
Delimitation and classification of coastal wetlands: Implications for the environmental management of the Colombian Continental Caribbean . . 121

Margorie Alexandra Hernández Duarte, Nancy Liliana Villegas Bolaños y Ana Elena Concha Perdomo

Descripción general de algunas variables meteo-marinas de aguas superficiales adyacentes al archipiélago de Palmer, península Antártica, durante 1979-2018 con base en datos Era5
General description of some meteo-marine variables of surface waters adjacent to the Palmer Archipelago, Antarctic Peninsula, during 1979-2018 based on Era5 data 141

NOTAS / NOTES

Carlos H. Lucero Rincon, Jaime R. Cantera Kintz y Diego L. Gil-Agudelo

Hermafroditismo en los bivalvos *Anadara tuberculosa* y *Anadara similis* Sowerby 1883 (Arcidae) en los manglares del Pacífico colombiano
Hermaphroditism of bivalves *Anadara tuberculosa* and *Anadara similis* Sowerby 1883 (Arcidae) in Colombian Pacific mangroves. 163

Juan Sebastián Cortés^{1*}, Néstor Hernando Campos² y Maryela Bolaño-Lara

Primer registro del orden Tantulocarida Boxshall y Lincoln, 1983 (Crustacea) en aguas profundas del Caribe colombiano
First register of the Tantulocarida order Boxshall and Lincoln, 1983 (Crustacea) in deep waters of the Colombian Caribbean 171

Johann López Navarro y Andrea Contreras Araque

Esquema de pago por servicios ambientales como estrategia de gestión para regular la pesca artesanal del Distrito de Manejo Integrado Cispata, Colombia
Payment scheme for environmental services as a management strategy to regulate artisanal fishing in the Integrated Management District Cispata, Colombia. 179

Juergen Guerrero-Kommritz

Cefalópodos (Moluscos) del mar Caribe colombiano
Cephalopoda (Mollusca) of the Colombian Caribbean Sea 191

Santiago Millán y Carolina García-Valencia

Delimitación ecológica de fondos someros para los atolones Serrana, Roncador y Quitasueño de la Reserva de la Biosfera Seaflower, Caribe colombiano
Ecological shallow water delimitation of the Serrana, Roncador, and Quitasueño Atolls of the Seaflower Biosphere Reserve in the Colombian Caribbean. 197

Guía de autores / Author's guide 207

Ética de publicación / Publication ethics 212



invemar

www.invemar.org.co/boletin